



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA
INSTITUTO DE GEOLOGÍA
ESTACIÓN REGIONAL DEL NOROESTE

**IMPACTO DE LA ACTIVIDAD MINERA EN LA CALIDAD DEL AIRE DE
ZONAS URBANAS EN AMBIENTES DESÉRTICOS: CASO DE ESTUDIO
HERMOSILLO, SONORA, MÉXICO**

TESIS

**QUE PARA OPTAR AL GRADO DE:
DOCTOR EN CIENCIAS DE LA TIERRA**

**PRESENTA
VERÓNICA MORENO RODRÍGUEZ**

**TUTOR PRINCIPAL
DRA. DIANA MEZA FIGUEROA (Departamento de Geología, UNISON)**

JURADO EXAMINADOR
DR. LUIS GERARDO RUIZ SUÁREZ (Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM)
DRA. OFELIA MORTON BERMEA (Instituto de Geofísica, UNAM)
DR. FRANCISCO MARTÍN ROMERO (Instituto de Geología, UNAM)
DR. MARTÍN VALENCIA MORENO (Instituto de Geología, ERNO-UNAM)
DRA. DIANA MEZA FIGUEROA (Departamento de Geología, UNISON)

Hermosillo, Son., enero del 2018



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

*I close my eyes, only for a moment
and the moment's gone
all my dreams pass before my eyes, a curiosity*

Dust in the wind

*all they are is dust in the wind
Same old song, just a drop of water
in an endless sea*

*all we do crumbles to the ground
though we refuse to see*

Dust in the wind

all we are is dust in the wind

*Now, don't hang on, nothing lasts forever but the earth and sky
it slips away, and all your money won't another minute buy*

Dust in the wind

All we are is dust in the wind

Kansas, Kerry Livgren (1977)

DEDICATORIA

A mi compañero de vida, amigo, colega y esposo. Por haber soñado despierto junto a mí aquel día y estar haciendo realidad ese sueño desde entonces. Gracias por todo.

A mis hijos. Por llenar de luz y amor mi vida. Gracias por todo.

A mi padre. Por ser el hombre más valiente y de corazón más grande que conozco. Gracias por todo.

A mi madre. Por ser la mujer más llena de amor, bondad y empatía que jamás he visto. Gracias por todo.

A mis hermanas. Por ser esas grandes mujeres que no he podido dejar de admirar desde niña. Gracias por todo.

A Martha, Mar y Chelas. Por adoptarme sin dudarlo un segundo. Gracias por todo.

A Ainho, Belen, Rebe y mi Inma. Por ser los pilares que me sostienen, desde que mi mundo es mudo. Gracias por todo.

A mis niñas, Pili, Marta, Silvi, Carmen y Rute. Por ser mi luz en el camino y mi ejemplos a seguir. Gracias por todo.

A mis niñas, Belem y Karina. Por ofrecerme cuando más lo necesitaba su amor y amistad. Gracias por todo.

A todos, familia, amigos, compañeros y maestros, los de allí y los de acá. Un incansable y sincero, gracias por todo, sin ustedes, este trabajo no hubiera sido posible.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por su apoyo mediante el programa de becas en la realización de mis estudios de posgrado, así como al proyecto *CONACYT 167676* (otorgado a la Dra. Meza Figueroa), por el financiamiento en la investigación llevada a cabo para obtener el grado a Doctor.

Al Posgrado de Ciencias de la Tierra de la Universidad Nacional Autónoma de México por brindarme la oportunidad de formarme académicamente a nivel doctorado, con especial atención a las Dras. Elizabeth Solleiro y Uxue Villanueva, por su gran cercanía, comprensión y apoyo. A Mónica Tellechea, Gloria Alba, María Luisa y Araceli por su paciencia y apoyo en trámites administrativos.

A la Estación Regional de Noroeste (ERNO) del Instituto de Geología de la UNAM y a todos los compañeros por haber sido un verdadero hogar y una auténtica familia desde mi llegada a México.

A mi asesora la Dra. Diana Meza Figueroa, por brindarme la oportunidad e introducirme en el mundo que me fascina, la Geoquímica Ambiental.

A los miembros de mi comité tutor, Dr. Martín Valencia Moreno y Dr. Lucas Ochoa Landín, por su gran guía y apoyo tanto académica como personal.

Al jurado para examen a grado: Dra. Ofelia Morton, Dra. Meza, Dr. Francisco Romero, Dr. Martín Valencia y Dr. Luis Gerardo Ruíz, por sus valiosos comentarios y aportes que sin duda mejoraron la calidad del manuscrito de tesis.

Al Departamento de Geología de la Universidad de Sonora, por haberme acogido por algunos años y otórgame la oportunidad través de la Dra. Meza de trabajar en algunos de sus laboratorios.

Al Instituto Municipal de Ecología. H. Ayuntamiento de Hermosillo, Programa de evaluación y mejoramiento de la calidad del aire, con especial atención al Ing. Joel Zepeda, por su gran accesibilidad, disposición y amplia conocimiento en el área de calidad de aire.

A todos mis compañeros durante el trabajo de tesis, Rafael Del Rio, Belém González, Karina Morales, Araceli Leyva, Héctor Mendivil, Margarita de la O Villanueva, David Adams, Deneb Duarte. Por su incalculable apoyo en campo, académico y técnico, pero sobre todo por ofrecerme algo invaluable, su amistad.

DECLARATORIA

Declaro conocer el código de ética de la Universidad Nacional Autónoma de México, plasmado en la Legislación Universitaria. Con base en las definiciones de integridad y honestidad ahí especificadas, aseguro mediante mi firma al calce que el presente trabajo es original y enteramente de mi autoría. Todas las citas de, o referentes a, la obra de otros autores aparecen debida y adecuadamente señaladas, así como acreditadas mediante recursos editoriales convencionales.



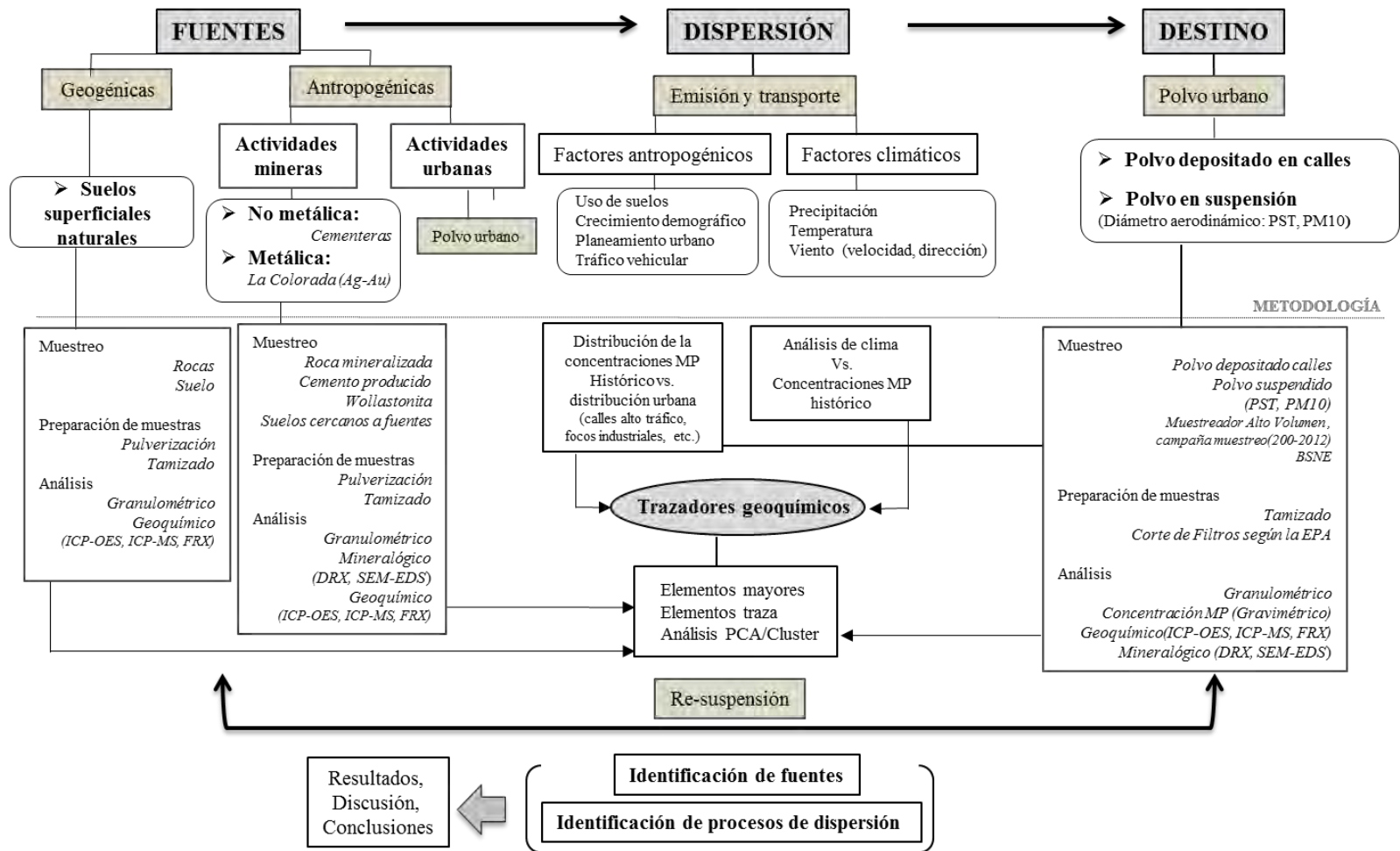
Verónica Moreno Rodríguez

RESUMEN

Las alteraciones antropogénicas del ciclo del polvo pueden disminuir la calidad del aire debido a un incremento en la concentración de partículas suspendidas y la modificación de su composición natural. Dentro de las actividades antropogénicas, la minería es la que más impacta al ciclo del polvo. La ciudad de Hermosillo, en el Desierto de Sonora, tiene problemas de polvo y actividad minera alrededor. En el presente trabajo se evaluó el impacto de la actividad minera como fuente potencial de polvo, desde una perspectiva integral, entendiendo el polvo como parte de un ciclo activo (fuente-dispersión-destino) que puede actuar como medio de transporte, acumular contaminantes y afectar la calidad del aire. Se caracterizó la fuente (zonas mineras cercanas) y destino (polvo urbano) mediante un conjunto de herramientas analíticas: índices de contaminación, análisis estadísticos, geoquímica elemental, mineralogía, morfología. Además, se llevó a cabo un análisis de variación de la concentración de polvo suspendido urbano, en conjunción con factores históricos climáticos y antropogénicos. Los resultados señalan que el polvo presenta niveles de contaminación considerables de Cu, Pb, Zn, Ba, Sb, Se y As. Las fuentes predominantes identificadas se asocian al tráfico vehicular y cemento (plantas cementeras o construcción urbana). Los factores que favorecen emisión y dispersión de polvo están íntimamente relacionados a la erosión hídrica de calles sin pavimentar y suelos urbanos tras el Monzón Norteamericano, seguidos de procesos de resuspensión de material depositado en calles, susceptible a las turbulencias de alto flujo vehicular. La erosión hídrica es favorecida por factores antropogénicos como el crecimiento geográfico acelerado, cambios bruscos del uso de suelo, modificación de sistemas hídricos naturales, pavimentación inconclusa y ausencia de drenaje pluvial. Se concluye que de las actividades mineras cercanas, solo una de las cementeras pudiera impactar la calidad del aire, mientras que la problemática del polvo está asociada a perturbaciones del ciclo local por parte de actividades urbanas en combinación con factores climáticos regionales.

ABSTRACT

The anthropogenic alterations of the dust cycle can reduce air quality due to an increase in concentration of suspended particles and the modification of its natural composition. Within anthropogenic activities, mining is the one that most impacts the dust cycle. The city of Hermosillo, in the Sonoran Desert, has dust and mining activity problems around it. In the present work the impact of mining activity as a potential source of dust was evaluated, from an integral perspective, understanding dust as part of an active cycle (source-dispersion-destination) that can act as a means of transport, accumulate pollutants and affect the quality of the air. The source (nearby mining areas) and destination (urban dust) were characterized by a set of analytical tools: contamination indexes, statistical analysis, elementary geochemistry, mineralogy, morphology. In addition, a 12 years urban suspended dust concentration variation analysis was carried out, in conjunction with historical climatic and anthropogenic factors of the area. The results indicate that the dust presents considerable levels of contamination of Cu, Pb, Zn, Ba, Sb, Se and As. The predominant sources identified are vehicular traffic and cement (cement plants or urban construction). The factors favoring emission and dispersion of dust are closely related to the water erosion of unpaved streets and urban soils after the North American Monsoon, followed by processes of resuspension of material deposited in streets, susceptible to turbulence of high vehicular flow. Water erosion is favored by anthropogenic factors such as accelerated geographic growth, abrupt changes in land use, natural water systems alteration, unfinished paving and the absence of pluvial drainage. It is concluded that of the nearby mining activities, only one of the cement plants could have an impact on air quality, while the dust problem is associated with disturbances of the local cycle by urban activities in combination with regional climatic conditions.



Resumen Conceptual

TABLA DE CONTENIDO

1.	INTRODUCCIÓN	1
1.1.	Generalidades	1
1.2.	Hipótesis	4
1.3.	Objetivos generales	4
1.4.	Objetivos específicos	5
2.	MARCO TEORICO.....	7
2.1.	El polvo como medio de transporte de contaminante.....	7
2.2.	Fuente.....	10
2.2.1.	Fuente geogénica	11
2.2.2.	Fuente antropogénica.....	15
2.2.2.1.	Actividades relacionadas al tráfico vehicular	16
2.2.2.2.	Actividades mineras	18
2.2.2.3.	Actividad cementera.....	19
2.3.	Emisión y Dispersión	21
2.3.1.	Generalidades físicas de la emisión y dispersión.....	21
2.3.2.	Factores naturales y antropogénicos que favorecen emisión y dispersión de polvo....	24
2.3.2.1.	Factores naturales	24
2.3.2.2.	Factor antropogénico.....	25
2.4.	Destino.....	26
3.	DESCRIPCIÓN DE ÁREA DE ESTUDIO.....	29
3.1.1.	Geología.....	30
3.1.2.	Actividad minera	33
3.1.2.1.1	Actividad minera no metálica cercana al área de estudio	33
3.1.2.1.1.1	Cantera de wollastonita	33
3.1.2.1.1.2	Cementeras	34
3.1.2.1.2	Actividad minera metálica cercana al área de estudio	34
3.1.2.1.2.1	Mina de Au-Ag.....	34
3.1.3.	Suelos.....	35
3.1.4.	Clima.....	38
3.1.5.	Zona urbana	40

4.	METODOLOGÍA	43
4.1.	Muestreo y tratamiento de muestra	43
4.1.1.	Litologías explotadas y productos producidos en actividades mineras de estudio.	43
4.1.2.	Suelos superficiales	43
4.1.3.	Polvo urbano	51
4.1.4.	Datos de clima	55
4.1.4.1.	Estaciones climatológicas	55
4.1.4.2.	Generación de rosas de vientos en Hermosillo	56
4.2.	Métodos analíticos	56
4.2.1.	Mineralogía	56
4.2.2.	Geoquímica	57
4.2.2.1.	Índices geoquímicos	58
4.2.2.2.	Relaciones elementales	61
4.2.2.3.	Análisis estadístico	62
5.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	63
5.1.	Fuentes de polvo.	63
5.1.1.	Fuente geogénica de polvo: Suelos naturales.	63
5.1.1.1.	Mineralogía de suelos naturales superficiales de Hermosillo	66
5.1.2.	Fuentes antropogénicas de polvo: actividades mineras.	67
5.1.2.1.	Geoquímica de fuentes antropogénicas	67
5.1.2.2.	Mineralogía de fuentes antropogénicas: cementos.	70
5.2.	Dispersión: emisión y transporte	71
5.2.1.	Variación espacio-temporal de las concentraciones de polvo	71
5.2.2.	Factores climáticos	74
5.2.2.1.	Análisis de clima del área urbana	74
5.2.2.2.	Análisis de tendencias históricas de polvo con factores meteorológicos	77
5.2.3.	Factores antropogénicos	82
5.3.	Destino	87
5.3.1.	Geoquímica de suelos superficiales de zonas mineras	87
5.3.2.	Polvos urbanos	93
5.3.2.1.	Polvos depositados de calle	93
5.3.2.1.1	Geoquímica de polvo depositado en calles de Hermosillo	93
5.3.2.1.2	Mineralogía de polvo depositado en calles de Hermosillo	98
5.3.2.1.3	Geoquímica de polvo depositado en calles de La Colorada	100

5.3.2.2. Polvo suspendido.....	105
5.3.2.2.1 Geoquímica de polvo suspendido de Hermosillo	105
5.3.2.2.2 Mineralogía y morfología del polvo suspendido de Hermosillo.	116
5.3.2.2.3 Geoquímica de polvos suspendido del poblado de La Colorada	121
6. CONCLUSIONES	127
7. BIBLIOGRAFÍA	129
ANEXO 1	
ANEXO 2	
ANEXO 3	

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 2

Figura 2. 1 Tamaños de partículas atmosféricas, modificado de Alley (2001).	7
Figura 2. 2 Diagrama ilustrando la interacción del polvo con otros medios naturales.....	8
Figura 2. 3 Esquema simplificado en el que se plantea gráficamente la interacción entre procesos eólicos naturales, o ciclo del polvo con actividades antropogénicas, desde el punto de vista del aporte de fuentes antropogénicas a los suelos, proceso de acumulación y redistribución de contaminantes.....	11
Figura 2. 4 Concentraciones elementales relativas de polvos de diversos lugares de origen, y rocas sedimentarias. Modificado de Gomes y Gilette (1993).	13
Figura 2. 5 Representación gráfica del cinturón de polvo propuesta por Prospero et al. (2002). Los límites de las zonas desérticas y de matorral xerófilos fueron modificados de Olson et al. (2001).	14
Figura 2. 6 Esquema de los diferentes modos de transporte de partículas. Modificado de Nickling y Neuman (2009).	22
Figura 2. 7 Imágenes instantáneas sucesivas de alta velocidad (intervalos tiempo entre imágenes 4 ms), mostrando la colisión de una partícula contra una cama de partículas (Tomada de Beladjine <i>et al.</i> , 2007).	23

Capítulo 3

Figura 3. 1 Mapa de localización de la zona urbana de Hermosillo, Sonora, México. Mapas base: Copyright: © 2014 Esri, DeLorme. En color amarillo indica la provincia del Desierto de Sonora (Olson <i>et al.</i> , 2001). La línea punteada representa el límite de la cuenca del Río Sonora (INEGI, 2010a). HMO, Hermosillo.....	30
Figura 3. 2 Mapa geológico de los alrededores de Hermosillo, realizado a partir de las cartas geológico-mineras Hermosillo H12-8 (SGM, 1999) y Sierra Libre H12-11 (SGM, 2000). Mapa base: Copyright: © 2014. Esri.....	32
Figura 3. 3 Mapa edafológico de los alrededores de Hermosillo. Mapa realizado a partir de datos de las cartas H12-8 y H12-8, INEGI (2007). Mapa base: Copyright: © 2014 Esri.	37
Figura 3. 4 Índice estandarizado de precipitación donde se observan períodos de humedad y sequía en la cuenca del Río Sonora (modificado de Wilder <i>et al.</i> , 2012).	39
Figura 3. 5 Crecimiento de la población en número de habitantes frente al crecimiento del área urbana de Hermosillo, desde 1950 al 2010 (modificada de De la Cruz <i>et al.</i> , 2013).	42

Capítulo 4

Figura 4. 1 Esquema de método de colección de muestra de suelos.	44
Figura 4. 2 Imágenes ilustrando la recolección de muestras de suelos superficiales en los alrededores de Hermosillo.	44
Figura 4. 3 Mapa edafológico de los alrededores de Hermosillo. Los puntos negros representan la localización de las muestras de suelo superficial tomadas. Mapa realizado partiendo de datos vectoriales edafológicos de Cartas H12-8 y H12-8, INEGI (2007). Mapas base: Copyright: © 2014 Esri, DeLorme.....	45
Figura 4. 4 Localización y cuadrantes 10 x 10 km de las zonas mineras estudiadas. Service Layer credits: Esri, Digital Globe, GeoEye, i-cuber, USDam AEX, Getmspping, Aerogrid, IGN, IGP, swisstopo, and the GIS User Community.	47
Figura 4. 5 Mapa mostrando imagen satelital del cuadrante que incluye a la Cementera 1, en el que se muestra los tipos de suelo y puntos de muestreo en suelos superficiales. Mapa realizado a partir de la digitalización de Cartas Edafológicas H12-8 y H12-8, INEGI (2007). Esri, Digital Globe, GeoEye, i-cuber, USDam AEX, Getmspping, Aerogrid, IGN, IGP, swisstopo, and the GIS User Community.....	48
Figura 4. 6 Mapa mostrando imagen satelital del cuadrante que incluye a Cementera 2 en el que se muestra los tipos de suelo y puntos de muestreo en suelos superficiales. Mapa realizado a partir de la digitalización de Cartas Edafológicas H12-8 y H12-8, INEGI (2007). Esri, Digital Globe, GeoEye, i-cuber, USDam AEX, Getmspping, Aerogrid, IGN, IGP, swisstopo, and the GIS User Community.....	49
Figura 4. 7 Mapa mostrando imagen satelital del cuadrante que incluye la mina de Au (Ag) en el que se muestra los tipos de suelo y puntos de muestreo en suelos superficiales. Mapa realizado a partir de la digitalización de Cartas Edafológico H12-8 y H12-8, INEGI (2007). Esri, Digital Globe, GeoEye, i-cuber, USDam AEX, Getmspping, Aerogrid, IGN, IGP, swisstopo, and the GIS User Community.	50
Figura 4. 8 Fotografías ilustrando algunos procedimientos de preparación de muestras para su posterior análisis geoquímico. En orden de aparición de izquierda a derecha se muestra: (1) Proceso de tamizado mediante RoTap; (2) Lavado de tamices en baño ultrasónico; (3) Mortero para disgregar suelo; (4) Balanza con muestras etiquetadas para distintos análisis; y (5) Ejemplo de fracciones de muestra de suelo después del tamizado.	51
Figura 4. 9 Mapa ilustrando la localización de los puntos de muestreo de polvo de calles de Hermosillo y en rojo la carretera Internacional México-Nogales. Service Layer credits: Source: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, i-cubed, USGS, AEX, Getmapping, Aerogrid, ING, IGP, swisstopo and GIS user Community.....	52
Figura 4. 10 a) Localización de los puntos de muestreo de polvo suspendido en Hermosillo; b) ejemplos de puntos de muestreo con un colector manual de alto volumen (HV, por sus siglas en inglés) PM ₁₀ de la marca Wedding & Associates modelo wedding 600/1140921538U; c) punto de muestreo de polvo suspendido con dos colectores de alto volumen PST (Modelo TE-5000, Tish Environmental Inc.) y PM ₁₀ (Modelo Andersen TE-6070V Tish Environmental Inc.).	53

Figura 4. 11 Colector de polvo BSNE en campo (izquierda) y caja captadora de polvo (derecha).....	54
Figura 4. 12 Mapa de localización de los muestreos de polvo de calle y polvo suspendido (con colectores BSNE) en el poblado La Colorada, Sonora, poblado limítrofe con la actividad minera de Au-Ag localizada a 50 km al SE de Hermosillo. Service Layer credits: Source: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, i-cubed, USGS, AEX, Getmapping, Aerogrid, ING, IGP, swisstopo and GIS user Community.....	55

Capítulo 5

Figura 5. 1 IC calculado en suelos naturales superficiales locales, tomando como valor de referencia el promedio de suelos naturales en el mundo, recopilados en de Caritat <i>et al.</i> (2012) y las concentraciones de elementos traza de la corteza continental media según Taylor y McLennan (1985).....	66
Figura 5. 2 Patrones de difracción de la fracción menor de 44 μm de los suelos naturales superficiales de la zona de estudio. Qzt: cuarzo, Cal: calcita, Afs: feldespatos, Pl: plagioclasas, Ms: moscovita, Ill: illita.....	67
Figura 5. 3 IC calculado para productos y litologías relacionadas actividades mineras cercanas a Hermosillo, tomando como referencia el fondo geoquímico local.....	70
Figura 5. 4 Patrones de difracción de los cementos fabricados y consumidos en Hermosillo. cs: Silicatos cálcicos Ca_2SiO_4 ; cs ₂ : silicatos cálcicos Ca_3SiO_5 ; Gp: yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$); Rt: rutilo: TiO_2 y Per: periclusa: MgO	71
Figura 5. 5 Rosas de vientos promedios anuales de la ciudad de Hermosillo. Círculos de frecuencias cada 10% y con la velocidad media indicada.....	76
Figura 5. 6 Promedio de concentraciones mensuales de PST, precipitación y temperatura entre los años 2000 al 2012 (modificada de Moreno-Rodríguez <i>et al.</i> , 2015).....	80
Figura 5. 7 Diferencia significativa mínima de Fisher (LSD), con un 99% de nivel de confianza para promedio de PST de la época pre- y post-monzónica basada en los doce años de muestreo (modificado de Moreno-Rodríguez <i>et al.</i> , 2015)......	81
Figura 5. 8 Mapa de calles de la ciudad de Hermosillo en el que se resaltan: las calles no pavimentadas (INEGI, 2010a), flujo de tráfico vehicular por día en algunas calles principales de Hermosillo (modificado de Quintana-Amaya, 2003 ¹⁰), localización de los colectores de polvo manuales de alto volumen (HV, por sus siglas en ingles) y estaciones climáticas CONAGUA, Mapas base: Copyright: © 2014 Esri.....	84
Figura 5. 9 Mapa mostrando la evolución de pavimentación de calles de Hermosillo del 2000 al 2011 (Gobierno de Sonora, 2011 ¹ ; INEGI, 2010a ⁸ ; Quintana-Amaya, 2003 ¹⁰), evolución de los límites de la mancha urbana en Hermosillo de 1979 a 2011; y localización de colectores de polvo manuales de alto volumen (HV, por sus siglas en ingles) en Mapa base: Copyright: © 2014 Esri.....	85
Figura 5. 10 Imágenes de calles de Hermosillo en el comienzo del post-monzón. a) Fuertes procesos de erosión en calles no pavimentadas de orientación E-W durante las lluvias del Monzón Norteamericano; b) Acumulación de material en calles	

pavimentadas, procedente de la erosión de calles sin pavimentar. c) y d) Fenómenos de re-suspensión de polvo depositado en calles de Hermosillo, polvo fugitivo producido por el tráfico rodado.	86
Figura 5. 11 IC de la fracción fina de suelo superficial que rodea las actividades cementeras 1 y 2 tomando como referencia el fondo geoquímico local. También se muestra el IC calculado para cementos 1 y 2 producidos en cada zona (líneas rojas). Rangos delimitados para la evaluación de la contaminación de metales (Çevik et al., 2009).....	90
Figura 5. 12 IC de la fracción < 44 µm de suelos superficiales que rodean la actividad minera metálica Ag-Au cercana, tomando como referencia el fondo geoquímico local, junto con el IC de la mineralización extraída en dichas actividad (línea roja) y en negro marcado la muestra que más se asemeja a la mineralización., junto con rangos para la evaluación de la contaminación de metales (Çevik et al., 2009).....	92
Figura 5. 13 Modificación de la Figura 5.12, en la que: 1) Se retira de la gráfica la mineralización y el suelo superficial con mayores concentraciones de metales, 2) Se quita la escala logarítmica, y 3) Se añade los rangos para la evaluación de la contaminación de metales (Çevik et al., 2009).....	92
Figura 5. 14 IC calculado para fracción < 44 µm muestras de polvos depositados en calles de Hermosillo. Rangos para evaluación de contaminación de acuerdo con Çevik et al. (2009).....	95
Figura 5. 15 IC en escala logarítmica calculado para muestras polvo depositados en calle de Hermosillo, junto IC calculados para cementos Portland (producidos y comercializados en el área estudio) y para la zona mineralizada de Au-Ag. Tomando como valor de referencia el fondo geoquímico local	96
Figura 5. 16 Índice de geoacumulación determinado para la fracción <44 µm de polvos depositados en calles de Hermosillo tomando como referencia el fondo geoquímico local. Rangos para la evaluación de contaminación de acuerdo con Çevik et al. (2009).	96
Figura 5. 17 Diagrama de cajas del factor de enriquecimiento (FE) calculado para la fracción <44 µm del polvo depositado en calles de Hermosillo. Rangos de FE (en cursiva) tomados de Lu et al. (2009).	97
Figura 5. 18 Patrones de difracción de la fracción menor de 44 µm de polvos de calle de Hermosillo. Qzt: cuarzo, Cal: calcita, Afs: feldespatos, Pl: plagioclasas.	99
Figura 5. 19 IC calculado para elementos traza en muestras de polvo de calle del poblado La Colorada, suelos superficiales alrededor del poblado y zona minera, y de mineralización extraída en zona minera, tomando como valor de referencia el fondo geoquímico local. Rangos para evaluación de contaminación de acuerdo con Çevik et al. (2009).	102
Figura 5. 20 Diagrama de barras mostrando Igeo calculados para un conjunto de elementos en el polvo de calle de pueblo La Colorada. Rangos para evaluación de contaminación de acuerdo con Çevik et al. (2009).	103
Figura 5. 21 Factor de enriquecimiento (FE) calculado en la fracción < 44 µm de polvo depositados en calles del poblado La Colorada utilizando como valor de referencia la	

corteza continental (Taylor y McLennan, 1985). Rangos de FE tomados de Lu et al. (2009).	104
Figura 5. 22 IC calculado para polvo suspendido (PST) de la ciudad de Hermosillo tomando como valor de referencia el fondo geoquímico local (FGL) y la corteza continental (CC). Rangos para evaluación de contaminación de acuerdo con Çevik <i>et al.</i> (2009).	108
Figura 5. 23 Índice de geoacumulación I geo, calculado para polvo suspendido (PST) de la ciudad de Hermosillo, tomando como valor de referencia el fondo geoquímico local (FGL) y la corteza continental (CC). Rangos para evaluación de contaminación de acuerdo con Çevik <i>et al.</i> (2009).	109
Figura 5. 24 Factor de enriquecimiento calculado para polvo suspendido (PST) de la ciudad de Hermosillo. Grados de FE tomados de Lu <i>et al.</i> (2009).	110
Figura 5. 25 Diagrama multielemental para PM10 y PST de Hermosillo normalizado a cemento Portland 2 fabricado en las cementeras cercanas a la ciudad (modificado de Moreno-Rodríguez <i>et al.</i> , 2015).	111
Figura 5. 26 Gráfica de dispersión de concentración de Ce y La en muestras de polvo (suspendido-depositado), roca, productos y litologías relacionados a las zona mineras cercanas a Hermosillo (modificado de Moreno-Rodríguez <i>et al.</i> , 2015).	113
Figura 5. 27 Biplot en el que se muestra Factor 1 y 2 después de rotación ortogonal VARIMAX del % relativo de K, Al, Ca en el polvo suspendido (PST) de la ciudad de Hermosillo colectados entre 2000 al 2012 (modificado de Moreno-Rodríguez <i>et al.</i> , 2015).	114
Figura 5. 28 Análisis de Componentes Principales de concentraciones de un conjunto de elementos en polvo (suspendidos y depositados) de la ciudad de Hermosillo	115
Figura 5. 29 Patrones de difracción polvos suspendidos PST y PM10 de Hermosillo. Qzt: cuarzo, Cal: calcita, Afs: feldespatos, Pl: plagioclasas.	117
Figura 5. 30 Imagen SEM de partículas de polvo suspendido (PST) recolectados en un filtro de aire de alto volumen en la ciudad de Hermosillo, junto con mapeo composicional realizado mediante EDS que muestra partículas mayormente de origen geogénico con cristales bien formados, morfologías con caras planas. Partícula de Si-Al-Na (plagioclasa sódica, albita), Si (cuarzo), Si-Al-K (feldespato-K), Ca (calcita).	118
Figura 5. 31 Imágenes SEM y composición elemental de polvo suspendido (PST y PM ₁₀) de la ciudad de Hermosillo	120
Figura 5. 32 IC calculado para varios elementos traza en polvo suspendido (naranja) y depositado (gris) en el poblado de La Colorada. Concretamente el IC se calculó tomando como referencia los valores de fondo geoquímico local. Además, se incluye el IC calculado para la mineralización explotada en la zona minera (rojo). Rangos para evaluación de contaminación de acuerdo con Çevik <i>et al.</i> (2009).	123
Figura 5. 33 Índice de geoacumulación (Igeo) calculado en polvo suspendido del poblado La Colorada, tomando los valores el fondo geoquímico local. Rangos de clasificación de contaminación de acuerdo con Çevik <i>et al.</i> (2009).	124

LISTA DE TABLAS

Capítulo 2

Tabla 2. 1 Recopilación sobre polución relacionada a la actividad cementera. *1: Líquenes; *2: Sangre; *3: Parto prematuro; *4: Polvo de horno de cemento; *5: Hojas de árbol; *6: Plantas.	20
--	----

Capítulo 4

Tabla 4. 1 Mallas de tamices utilizados en la separación granulométrica con sus correspondientes tamaños de partícula.	51
Tabla 4. 2 Especificaciones de la metodología de muestreo y equipos de monitoreo manuales.	54
Tabla 4. 3 Criterios para la evaluación de la contaminación de metales traza en función de los distintos índices propuestos (Çevik, <i>et al.</i> , 2009; Lu <i>et al.</i> , 2009)	61

Capítulo 5

Tabla 5. 1 Porcentaje en peso de óxidos de elementos mayores de suelos naturales superficiales del área de estudio. Límite de detección es 0.01wt. % para todos los elementos. Min: mínimo; Max: máximo; DST: desviación estándar. Los valores de suelo mundial se determinaron a partir de las concentraciones de elementos mayores de suelos recopiladas por De Caritat <i>et al.</i> (2012).	64
Tabla 5. 2 Estadística descriptiva de elementos traza determinados en suelos naturales superficiales del área de estudio. Las concentraciones se expresan en mg.kg ⁻¹ para todos los elementos. LD: límite de detección; Min: mínimo; Max: máximo; DST: desviación estándar.	65
Tabla 5. 3 Porcentaje en peso de óxidos de elementos mayores de litologías explotadas y productos de las actividades mineras del área de estudio. Límite de detección es 0.01 wt. % para todos los elementos. Min: mínimo; Max: máximo; DST: desviación estándar.	68
Tabla 5. 4 Concentraciones de elementos traza determinadas en productos y litologías explotados en las actividades mineras cercanas a Hermosillo. Las concentraciones se expresan en mg.kg ⁻¹ para todos los elementos. LD: límite de detección.*Media y desviación estándar.	69
Tabla 5. 5 Coeficientes de correlación de Pearson entre los valores de concentraciones de PST recopilados en las estaciones de monitoreo distribuidas en Hermosillo (2000-2012).	73
Tabla 5. 6 Coeficientes de correlación entre los valores de concentraciones PM ₁₀ y PST recopilados en las estaciones de monitoreo de alto volumen distribuidas en la ciudad de Hermosillo, 2000-2012.	74
Tabla 5. 7 Porcentaje en peso de óxidos de elementos mayores en la fracción < 44 µm de suelos superficiales que rodean las actividades mineras localizadas en el área de	

estudio. Límite de detección es 0.01 wt. % para todos los elementos. Min: mínimo; Max: máximo; DST: desviación estándar	87
Tabla 5. 8 Estadística descriptiva de los análisis de elementos traza en la fracción < 44 μm de suelos superficiales que rodean las actividades mineras localizadas en el área de estudio. Las concentraciones expresadas en mg.kg^{-1} para todos los elementos. Min: mínimo; Max: máximo; DST: desviación típica; LD: límites de detección.	89
Tabla 5. 9 Porcentaje en peso de óxidos de elementos mayores en la fracción <44 μm de polvo de calles depositados en la zona urbana de Hermosillo. Límite de detección es 0.01 wt. % para todos los elementos. Min: mínimo; Max: máximo; DST: desviación estándar.....	93
Tabla 5. 10 Concentración de elementos trazas en la fracción <44 μm de polvos depositados en calles de Hermosillo. Las concentraciones expresadas en mg.kg^{-1} para todos los elementos. Min: mínimo; Max: máximo; media; DST: desviación típica; LD: límite de detección.....	95
Tabla 5. 11 Porcentaje en peso de óxidos de elementos mayores en polvo de calles depositados en el poblado de La Colorada. Límite de detección es 0.01 wt. % para todos los elementos. Min: mínimo; Max: máximo; DST: desviación estándar.....	100
Tabla 5. 12 Estadística descriptiva de concentraciones de elementos traza de polvos depositados en calles de La Colorada. Las concentraciones expresadas en mg.kg^{-1} para todos los elementos. Min: mínimo; Max: máximo; DST: desviación típica. LD: límite d.....	101
Tabla 5. 13 Porcentaje en peso de óxidos de elementos mayores en polvo de calles y polvo suspendido (PST y PM_{10}) de la ciudad de Hermosillo. LD: límite de detección.	106
Tabla 5. 14 Estadística descriptiva de la concentración de los elementos traza en polvo suspendido de Hermosillo (PST y PM_{10}). Las concentraciones expresadas en mg.kg^{-1} para todos los elementos. Min: mínimo; Max: máximo; DST: desviación típica; LD: límite de detección.....	107
Tabla 5. 15 Asociación de elementos en partículas de polvo suspendido Hermosillo (PST- PM_{10}), morfología y tamaño asociada a estas y fuente potencial.....	119
Tabla 5. 16 Asociación de elementos en partículas antropogénicas de polvo suspendido Hermosillo (PST- PM_{10}) y sus fuentes potenciales.	121
Tabla 5. 17 Porcentaje en peso de óxidos de elementos mayores en polvo suspendidos en wt. % recolectados en colectores BSNE a 1.5 m en el pueblo de La Colorada. LD: límite de detección.....	122
Tabla 5. 18 Concentración en elementos traza en polvos suspendidos del pueblo de La Colorada mediante PXRf, expresadas mg.kg^{-1} para todos los elementos. LD: límite de detección.....	123

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Generalidades

El polvo mineral consiste en partículas de suelo ($\leq 100 \mu\text{m}$ de diámetro), susceptibles a ser suspendidas en el aire (Pye, 1987; Hatch y Grassian, 2008). El ciclo natural del polvo (emisión, transporte, deposición y re-suspensión) actúa como nexo de unión físico-químico entre los sistemas terrestres (litósfera, atmósfera, hidrósfera y biósfera) aportando heterogeneidad química a los sistemas (Hatch y Grassian, 2008; Shao *et al.*, 2011; Kok *et al.*, 2012), por ejemplo, heterogeneidad que aporta el depósito de partículas de polvo mineral procedente de los continentes en la bioquímica de los océanos (Hatch y Grassian, 2008). Las interacciones entre el ciclo del polvo y los sistemas terrestres es un tema complejo que ha adquirido importancia en los últimos años, y continúa siendo un tema de discusión (Shao *et al.*, 2011; Kok *et al.*, 2012), así como la perturbación del ciclo natural del polvo por la acción del hombre y las consecuencias ambientales de dicha interacción (Field *et al.*, 2010). Por ejemplo, las actividades antropogénicas pueden afectar y modificar la composición natural de la fuente del polvo, afectar los procesos de emisión del polvo natural, así como procesos de re-suspensión; finalmente estas pueden influir en los procesos de dispersión y deposición de este, con todas las consecuencias ambientales y a la salud estas perturbaciones implican al ciclo natural del polvo.

A nivel internacional, uno de los índices de evaluación de calidad de aire es la concentración de partículas suspendidas, ya que existe una relación directa entre la concentración de partículas sólidas en el aire y mortalidad en la población (ej. Yang *et al.*, 2004; Yorifuji *et al.*, 2010). La mayor producción de partículas de polvo ocurre en zonas áridas, y el mecanismo principal generador se denomina proceso eólico, aunque existen diversas actividades antropogénicas que favorecen la emisión natural de polvo y/o aportan partículas sólidas directamente a la atmósfera (Csavina *et al.*, 2012). El polvo atmosférico de origen antropogénico se caracteriza por tener un alto contenido de elementos químicos tanto nocivos como no nocivos para la salud y al medio ambiente (Vega *et al.*, 2001). En las zonas urbanas se produce una acumulación de polvo antropogénico con altas

concentraciones de elementos traza, como resultado de un amplio abanico de actividades propias de la urbe como: industriales, municipales, residenciales, tráfico vehicular, construcción, planeamiento urbano, uso de suelo, etc. (Manta *et al.*, 2002; Duzgoren-Aydin, 2007; Kelepertzis *et al.*, 2016).

El polvo mineral suspendido también se define como material particulado primario grueso, es decir, aquellas partículas que son mecánicamente derivadas de ruptura de partículas de mayor tamaño y engloban diámetros aerodinámicos entre 1 a 100 μm (Alley, 2001). Desde el punto de vista de calidad de aire, las partículas de polvo comúnmente se clasifican en función del tamaño o diámetro aerodinámico¹ y se denominan como: PST, PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ y PM_1 . Las Partículas Suspendidas Totales (PST), engloban diámetros aerodinámicos $\leq 100 \mu\text{m}$, mientras que PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ y PM_1 corresponden a partículas con diámetros aerodinámicos menores a 10, 2.5 y 1 μm , respectivamente (Wilson y Suh, 1997; US-EPA, 2004).

Las zonas áridas (~41% de la superficie terrestre) son los lugares que contribuyen a nivel global con la mayor producción de material particulado atmosférico, tanto de origen natural como antropogénico, y se pronostica un incremento de estas zonas a mediano y largo plazo (Field *et al.*, 2010). México es el segundo país en América Latina con más porcentaje de zonas áridas con 65% (Gabriels *et al.*, 2006). Según Díaz-Padilla *et al.* (2011), las zonas con algún grado de aridez en México aumentaron en casi 11% entre los años 2004 y 2011. La aridez es un fenómeno climático más o menos permanente que se define como escasez o ausencia de agua (humedad), tanto en el suelo como en la atmósfera. Las zonas áridas y semi-áridas son más vulnerables al deterioro ambiental y degradación de las tierras, es decir, son más propensas a sufrir fenómenos de “desertificación” (Mercado-Mancera *et al.*, 2010). Estudios demuestran como el incremento en la desertificación se relaciona con un incremento en eventos de polvo (Kok *et al.*, 2012).

Existe aún incertidumbre sobre el rol del ser humano en el ciclo del polvo. Las estimaciones del aporte antropogénico al polvo global generado en la Tierra oscilan entre

¹ El diámetro aerodinámico corresponde con el diámetro de una esfera uniforme que alcanza la misma velocidad terminal de asentamiento que la partícula de interés y que a su vez está determinado por la forma y densidad de la partícula.

un 10 y un 50% del total del polvo emitido (Engelbrech y Derbyshire, 2010; Ginoux *et al.*, 2010). No obstante, la emisión de polvo y perturbación de su ciclo natural a escala local (ej: escala urbana) se ve afectada de manera evidente por la actividad antropogénica, acentuándose más en regiones de climas áridos y semi-áridos (Field *et al.*, 2010).

El presente trabajo de tesis doctoral evalúa las perturbaciones del ciclo polvo a escala local, que pueden afectar a la calidad del aire urbano en zonas áridas, centrándose en identificación de fuentes, procesos-emisión-dispersión y caracterización del destino, asumiendo al polvo como medio persistente de transporte de contaminantes. La ciudad de Hermosillo, localizada en la provincia fisiográfica del Desierto de Sonora en el noroeste de México, es un caso de estudio idóneo para realizar la investigación que se propone llevar a cabo. Esto es debido a que la ciudad presenta características tales como: un acelerado crecimiento demográfico-geográfico (De la Cruz *et al.*, 2013), clima árido con periodos de sequías (Wilder *et al.*, 2012) y presencia de actividad minera cercana a la zona urbana tanto de metálicos como de no-metálicos (SGM, 2014), así como reportes de concentraciones polvo suspendido (PST y PM₁₀) por encima de lo Norma mexicana establecida, y presencia de contaminantes potencialmente nocivos para la salud en el polvo urbano depositado y suspendido (Meza-Figueroa *et al.*, 2007; Ramírez *et al.*, 2007; Del Rio-Salas *et al.*, 2012; Cruz Campas *et al.*, 2013; García-Rico *et al.*, 2016; Moreno-Rodríguez *et al.*, 2015; Meza-Figueroa *et al.*, 2016). Por otra parte, según el inventario de emisiones de la ciudad de Hermosillo y del Estado de Sonora, apuntan que el 85% del inventario total, procede de la resuspensión de polvo de caminos pavimentados y no pavimentados. El resto de fuentes de cierta relevancia en cuanto a emisión de material particulado, serían las industrias de cemento y cal, manufacturera (ej. sector automotriz) y las plantas de generación de electricidad (INE-SERMANAT, 2005; COCEF, 2010; CCA, 2014).

Finalmente, la zona de Hermosillo ha sido identificada como un área fuente de polvo antropogénico en varios estudios internacionales llevados a cabo en las localidades cercanas al suroeste de Arizona en USA (Sorooshian *et al.*, 2011; Raman *et al.*, 2016). De aquí surge la necesidad realizar un estudio de la problemática del polvo en la zona urbana de Hermosillo desde un punto de vista más integral, asumiendo un ciclo de polvo activo, en el

que pueden darse perturbaciones de la fuente, mecanismos que favorezcan la emisión y dispersión, resultando en una modificación del destino polvo, todo esto en detrimento de la calidad de aire urbano. Para esto se hará uso de un conjunto de herramientas analíticas (geoquímica elementos mayores y trazas, aplicación de índices de contaminación, análisis estadístico multivariado, análisis mineralógico y análisis morfológico-composicional) para caracterizar una variedad de matrices del polvo tanto depositado como suspendido, así como un análisis de variación espacio-temporal de las concentraciones históricas de polvo suspendido en la zona urbana de Hermosillo, en conjunción con el análisis de factores climáticos y antropogénicos históricos del área.

En la sección de anexos de este trabajo se adjuntan copias de tres artículos publicados en revistas internacionales indizadas durante el periodo de formación en el posgrado, de los cuales uno de los manuscritos es el producto derivado directamente de la presente tesis doctoral, mientras que los otros dos manuscritos son derivados de la colaboración en trabajos de investigación del proyecto en cual participe como tesista doctoral, siendo además manuscritos de temas afines a la temática de la presente tesis doctoral.

1.2. Hipótesis

El ciclo de polvo en la zona urbana de Hermosillo puede verse afectado por la acción antropogénica, modificando su composición natural e incrementando la concentración de partículas de polvo en la atmósfera. Estas partículas son un medio efectivo para el transporte de contaminantes, particularmente en ambientes urbanos áridos. Además de las actividades propias de la urbe, el polvo impactado generado en las zonas mineras activas de los alrededores de Hermosillo puede acentuar aún más este problema.

1.3. Objetivos generales

El objetivo general de la tesis es examinar el polvo y su ciclo local urbano (fuente-dispersión-destino) en un clima árido, como medio de transporte de contaminantes, usando como caso de estudio la ciudad de Hermosillo, capital del estado de Sonora.

1.4. Objetivos específicos

- 1) Caracterizar fuentes potenciales de polvo: geogénicos y antropogénicos.
 - Definir el fondo geoquímico y mineralógico del polvo.
 - Seleccionar y caracterizar focos mineros que puedan actuar como fuentes potenciales de polvo impactado a la zona urbana de Hermosillo.
- 2) Identificar factores que favorezcan emisión y dispersión del polvo: factor climático y antropogénicos:
 - Analizar la evolución histórica del ciclo del polvo en Hermosillo.
 - Estudio de factores climáticos y antrópicos que pudieran influir en el ciclo del polvo urbano, favoreciendo la emisión y dispersión del polvo como medio de transporte de contaminante.
- 3) Caracterizar el destino: el polvo urbano.

2. MARCO TEORICO

2.1. El polvo como medio de transporte de contaminante

Las principales vías de transporte de contaminantes en el medio ambiente son aire, agua, suelo y biota. Los contaminantes transportados por vía aérea pueden ocurrir por transferencia directa de especies volatilizadas o por partículas en suspensión. Las partículas atmosféricas en suspensión, con un rango de tamaño de partícula de 0.001 a 100 μm (Figura 2.1), pueden jugar un papel importante en el transporte y redistribución de contaminantes, sobre todo, contaminantes con baja volatilidad y baja solubilidad acuosa, que permanecen unidos a las partículas (Csavina *et al.*, 2012; Moreno-Rodríguez *et al.*, 2015; Meza-Figueroa *et al.*, 2016). Dentro de las partículas en suspensión posibles (Figura 2.1), el polvo mineral se define como partículas inorgánicas sólidas derivadas de la re-suspensión de suelos (Hatch y Grassian, 2008), que son susceptibles de ser suspendidas en un gas (Pye, 1987), englobando a partículas con diámetro menores a 100 μm .

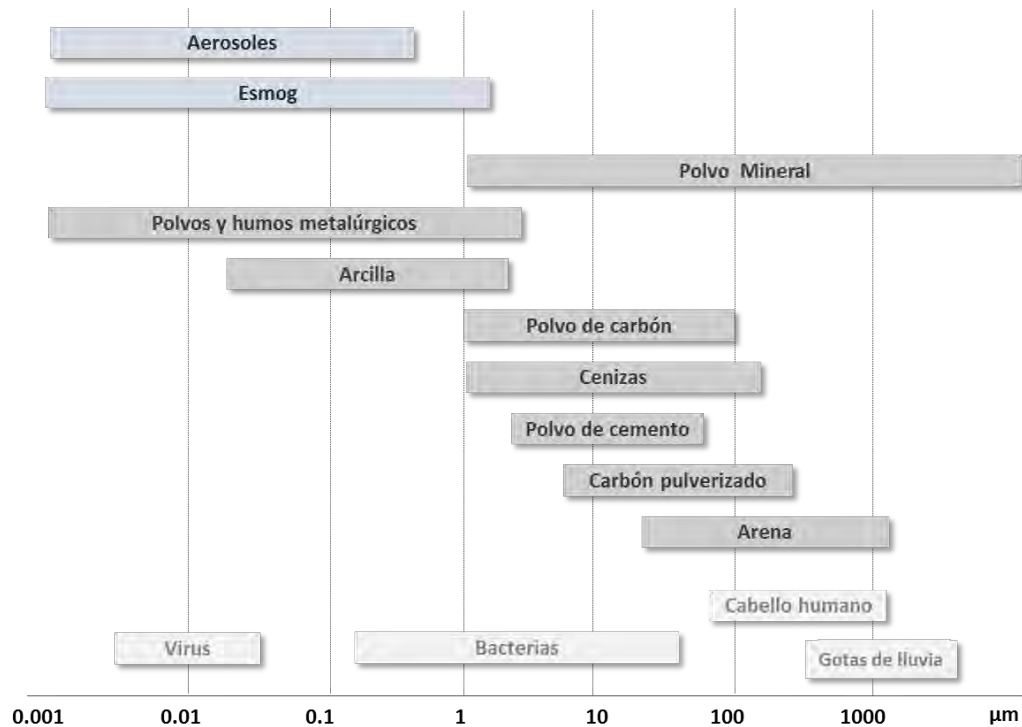


Figura 2. 1 Tamaños de partículas atmosféricas, modificado de Alley (2001).

Para una mejor comprensión del alcance del impacto del polvo mineral como agente de transporte de contaminantes, es necesario entender un poco más sobre el ciclo natural del polvo (emisión, transporte, deposición) y su capacidad de interacción con los sistemas terrestres como litósfera, atmósfera, hidrósfera y biósfera, como se esquematiza en la Figura 2.2 (Hatch y Grassian, 2008; Shao *et al.*, 2011). El polvo mineral puede considerarse como nexo de unión físico-químico entre medios naturales, que aporta heterogeneidad química entre los sistemas de la Tierra (Hatch y Grassian, 2008; Kok *et al.*, 2012). Un ejemplo del impacto de interacción del ciclo del polvo y su rol como nexo de unión químico entre medios, es la dependencia del aporte de nutrientes por parte del polvo de algunos ecosistemas. Por ejemplo, la deposición del polvo mineral es una fuente importante de Fe biodisponible y un factor que controla la productividad de los océanos (Jickells *et al.*, 2005; Boyd y Ellwood, 2010). La dependencia de entrega de nutrientes por la deposición de polvo en ecosistemas también se ha observado en continente, como en el caso de la productividad del río Amazonas, que en parte depende del fósforo que proviene del polvo mineral depositado (Swap *et al.*, 1992). Aunque también puede darse el caso contrario, en el que la interacción el ciclo del polvo con el suelo no desemboque en enriquecimiento, sino en pérdidas de nutrientes por procesos de erosión eólica (Kok *et al.*, 2012).

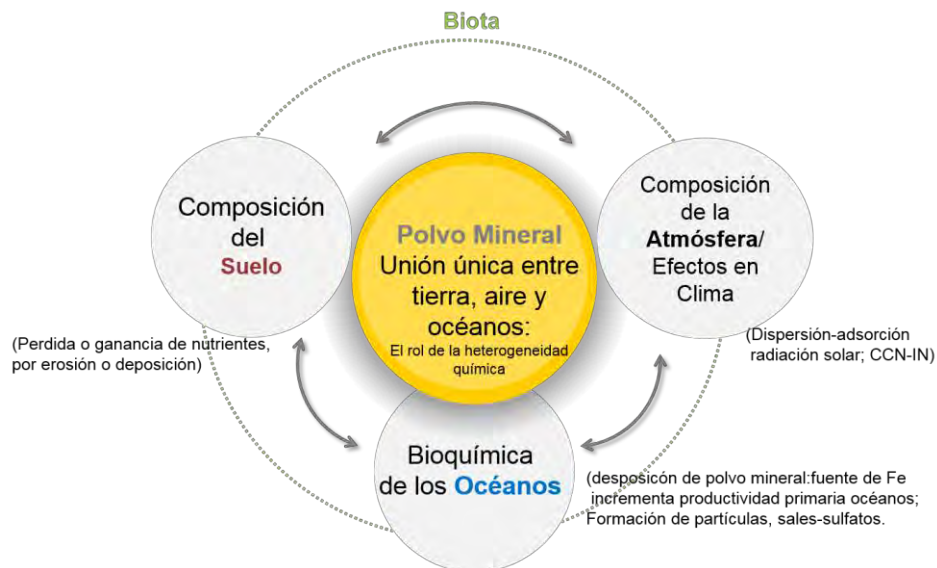


Figura 2. 2 Diagrama ilustrando la interacción del polvo con otros medios naturales.

La interacción del ciclo del polvo con el clima es amplia y compleja (Figura 2.2). Se ha observado por ejemplo como la presencia de partículas de polvo mineral atmosférico genera dispersión y absorción de radiación que varía la temperatura neta de la atmósfera, con todas las consecuencias climáticas y meteorológicas que esto conlleva (Zhao *et al.*, 2011). El polvo puede bajar el albedo en la nieve, así como servir como nucleadores para formar nubes y/o nieve (CCN-IN)², entre otros fenómenos (Kok *et al.*, 2012). De hecho, se piensa que los ciclos de producción de polvo global han ejercido un rol importante en los cambios climáticos pasados (Jansen *et al.*, 2007; Abbott y Halevy, 2010). Del mismo modo, los ciclos de producción globales de material particulado atmosférico son sensibles a cambios climáticos (Kohfeld y Harrison, 2001), de forma que los procesos de emisión y dispersión de polvo están fuertemente ligados a factores climáticos (Kok *et al.*, 2012).

Por lo tanto, el polvo mineral y su ciclo natural, tienen una gran capacidad de interacción con el resto de los sistemas terrestres, implicando un problema ambiental y a la salud de gran alcance en el caso de que transporte contaminantes. Además de esta capacidad de interacción, el transporte aéreo de las partículas de polvo, puede considerarse uno de los más efectivos para la redistribución de contaminantes (Csavina *et al.*, 2012). Esto se debe, por ejemplo, a las altas velocidades que pueden alcanzar las masas de aire, lo que permite una mayor rapidez en la distribución de la contaminación (Csavina *et al.*, 2012). Asimismo, el tiempo de residencia del polvo en la atmósfera puede variar desde minutos a meses, dependiendo del tamaño de partícula y las condiciones climáticas (Prospero *et al.*, 2002; Ginoux *et al.*, 2010), lo que implica que el alcance de impacto puede ir desde la escala local, regional a global, ya que las masas de aire no se ven afectadas por los límites topográficos u otras barreras que pudieran impedir el transporte de contaminantes como en el caso de otros medios como el suelo, agua o biota (Kersting *et al.*, 1999; McGechan y Lewis, 2002; Braune *et al.*, 2005).

² Núcleos de condensación de nubes CCN (por sus siglas en inglés, cloud condensation nuclei) y núcleos de hielo IN (por sus siglas en inglés, ice nuclei).

Una vez que la dispersión y el transporte cesan, el ciclo del polvo continúa, y las partículas de polvo saldrán de la atmósfera por una variedad de procesos incluyendo la deposición seca (sedimentación) y húmeda (mediante precipitación) (Marrugo-Negrete *et al.*, 2014). Si el polvo presenta elementos contaminantes asociados, la contaminación sea transferida de regreso al suelo. Por lo que el suelo actuará como sumidero de contaminación, y a su vez pasará a ser una nueva fuente potencial de polvo impactado a través de los procesos de re-suspensión (Csavina *et al.*, 2012). En este contexto, los procesos de desertificación de suelos a escala mundial, aunado a un incremento de áreas de suelo con uso antropogénico, han llevado a que se considere el aire como un medio de transporte de contaminantes de largo alcance y una de las rutas de mayor importancia ecológica a nivel global (Pelletier, 2006).

2.2. Fuente

La litología a partir de la cual se forman los suelos debido a fenómenos de meteorización física y/o química de rocas, van a determinar la geoquímica y mineralogía del polvo mineral. Asimismo, el polvo es un material que puede tener un largo historial de re-suspensión, mezcla y transporte, fenómeno ampliamente reportado en prácticamente toda Europa, donde se ha observado mezclas de polvos re-suspendidos locales con polvo del norte de África (Moreno *et al.*, 2011), o evidencias de mezclas de polvo origen e fuentes de polvo africano y asiático en varias partes del mundo (Fitzgerald *et al.*, 2015). Así mismo, los suelos fuente pueden estar impactados por la actividad humana y las partículas de polvo generadas a partir de estos suelos, que en principio son geogénicas, tendrán una componente antropogénica añadida (Figura 2.3).

Teniendo en cuenta esta complejidad y variabilidad en el origen y transporte del polvo, es necesaria una caracterización geoquímica y mineralógica con el fin de determinar sus fuentes, entender más su capacidad de medio de transporte de contaminantes y sus propiedades como ruta de exposición de estos contaminantes, que además serán estudios previos necesarios a cualquier estudio toxicológico que quiera determinar su potencial impacto ambiental y a la salud (Figura 2.3).

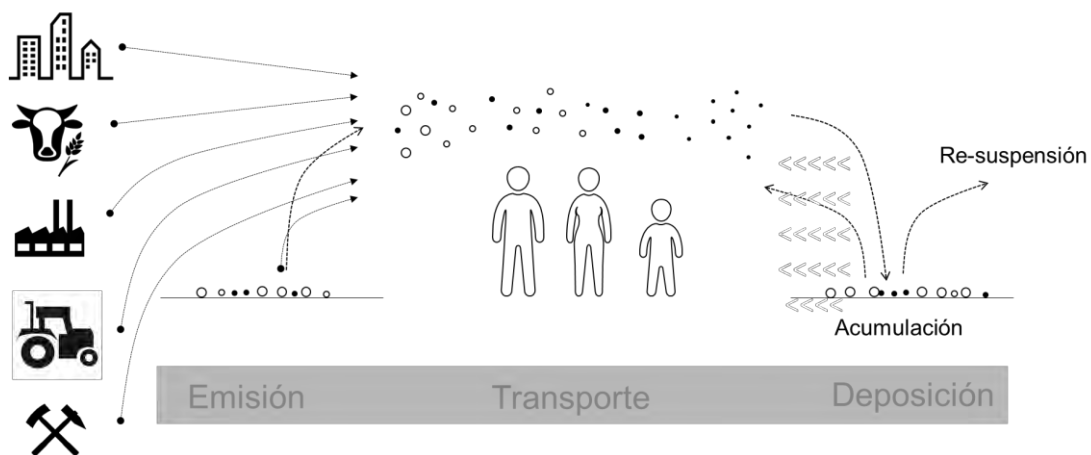


Figura 2. 3 Esquema simplificado en el que se plantea gráficamente la interacción entre procesos eólicos naturales, o ciclo del polvo con actividades antropogénicas, desde el punto de vista del aporte de fuentes antropogénicas a los suelos, proceso de acumulación y redistribución de contaminantes.

2.2.1. Fuente geogénica

El polvo suspendido mineral de origen geogénico constituye la fracción mayoritaria del aerosol atmosférico con tasas de emisiones atmosféricas a nivel global de hasta 3000 Tg/año, (Duce, 1995; IPCC, 2007; Forster *et al.*, 2007.) Como se ha comentado anteriormente, este polvo suspendido consiste en partículas del suelo que han sido movilizados por las corrientes de viento y arrastradas a la atmósfera (Usher *et al.*, 2003), por lo que la composición mineralógica del polvo es tan diversa como la de los suelos de la superficie de la Tierra, y su composición química por lo tanto es similar a la de las rocas corticales, dominada por óxidos de silicio y de aluminio (Hatch y Grassian, 2008). Múltiples estudios sobre el contenido elemental de polvo transportado por el viento procedente de diversos lugares de todo el mundo, indican que el polvo mineral contiene aproximadamente 60% de SiO_2 y 10-15% Al_2O_3 (Goudie y Middleton, 2001). Los porcentajes de otros elementos, tales como Fe_2O_3 , MgO y CaO son un poco más variados y depende de las características de la fuente de emisión (Usher *et al.*, 2003). Aunque el polvo mineral en el aire tenga relativamente pequeñas variaciones en el contenido

elementos mayores, la mineralogía de las partículas de polvo puede ser muy variada dependiendo de la región de origen, que en lo general está constituida por calcita (CaCO_3), cuarzo (SiO_2), dolomita [$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$], arcillas [sobre todo caolinita, $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$, e illita, $\text{K}(\text{Al,Mg})_3\text{SiAl}_9(\text{OH})_2$], feldspatos [KAlSi_3O_8 y $(\text{Na,Ca})(\text{AlSi})_4\text{O}_8$] y cantidades inferiores de sulfato cálcico ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) y óxidos de hierro (Fe_2O_3), entre otros (Glaccum y Prospero, 1980; Schütz y Sebert, 1987; Adedokun *et al.*, 1989; Ávila *et al.*, 1997; Caquineau *et al.*, 1998). Por ejemplo, existen diferencias en mineralogía entre el polvo emitido a partir de las dos regiones fuentes más importantes a nivel global, estas son África (Desierto del Sahara) y Asia (Desiertos Gobi y Taklamakan). El polvo africano se caracteriza por un enriquecimiento en aluminosilicatos y un mayor contenido en Fe (Sokolik y Toon 1999) (Figura 2.4), mientras que el polvo de la meseta de Loess en el oeste de China es rico en minerales carbonatados (calcita y dolomita) (Formenti *et al.*, 2011). De hecho, existen variaciones en contenido mineral de polvo dentro de una misma región, como por ejemplo en el Desierto del Sahara, donde se observan diferencias según el origen y la ruta de la pluma de polvo. El polvo procedente del Sahara septentrional es abundante en illita, así como carbonatos, clorita, paligorskita, y montmorillonita, mientras que el sur del Sahara y las regiones del Sahel contienen polvos ricos en caolinita y hematita (Molinaroli, 1996; Sokolik 1996; Sokolik y Toon, 1999).

Se debe considerar que más de la mitad del total de polvo suspendido en la atmósfera consiste de silicatos laminares (Sokolik y Toon, 1999). Esto es debido a que además de tener una dependencia de la región de la fuente, la mineralogía relativa del polvo suspendido es también dependiente del tamaño (Hatch y Grassian, 2008). De forma que, dentro de una distribución de tamaño dado del polvo transportado, las partículas más gruesas se componen comúnmente de cuarzo, feldspatos y carbonatos, mientras que las partículas más finas son arcillas o micas. A medida que el polvo se transporta más lejos de una región de origen, la mineralogía en general tiende a ser enriquecida en arcillas y las partículas de cuarzo más grandes son eliminadas de la atmósfera a través de sedimentación gravitacional (Glaccum y Prospero, 1980).

Otro mineral común encontrado en polvos atmosféricos es halita (NaCl), que es un mineral mayormente de origen marino y no se encuentra asociado por lo general a rocas o

suelos. De hecho, las sales procedentes de los océanos y mares son el segundo tipo de partículas con mayor importancia en cuanto volumen total de emisiones, siendo el 38% de las emisiones globales terrestres (Forster *et al.*, 2007). Aunque la composición sea mayormente NaCl puede presentarse otros tipos de cloruros y sulfatos (ej. MgCl₂, MgSO₄, K₂SO₄, o Na₂SO₄).

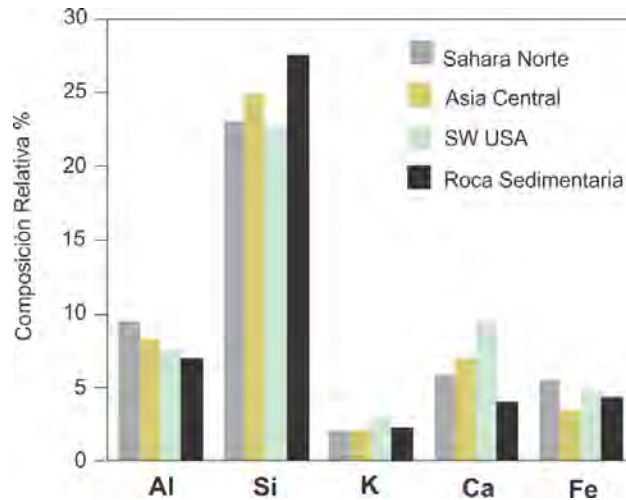


Figura 2. 4 Concentraciones elementales relativas de polvos de diversos lugares de origen, y rocas sedimentarias. Modificado de Gomes y Gilette (1993).

El diámetro habitual de las partículas de sal suspendidas de origen marino se encuentra entre 1-5 μm y en menor importancia volumétrica de 5-10 μm (Querol *et al.*, 2001). El número de partículas marinas en el polvo depende de factores como la velocidad del viento sobre la superficie del océano, la proximidad a la costa y la humedad relativa en el ambiente (Pósfai y Molnár, 2000).

La mayor emisión a escala global del polvo se produce en regiones áridas o semi-áridas (Parungo *et al.*, 1994). Prospero *et al.* (2002), utilizando un análisis de teledetección, determinaron un cinturón global de polvo comprendido aproximadamente entre en las latitudes 10-35°N (Figura 2.5). Dentro del cinturón de polvo global se incluye las regiones desérticas más grandes de la Tierra, como los desiertos del Gobi y Sahara. No obstante, en las zonas áridas ubicadas fuera de dichas latitudes como Australia, los desiertos de Atacama (Chile) o Kalahari (Botswana), no se registra emisión significativa de material particulado mineral (Prospero, 1999). Según Prospero (2002), la emisión de polvo en zonas áridas se limita a regiones de cuencas topográficas. En estos bajos topográficos se favorece la

acumulación de material particulado, resultante de los procesos erosivos producidos en épocas de mayor precipitación. Durante los periodos de sequía, estos paquetes de material acumulado en las cuencas, se ven expuestos a elevadas temperaturas y a la circulación de masas de aire, que inducen la inyección en la atmósfera del material particulado. Por lo que muchas de las fuentes de polvo de hoy en día más importantes, están asociadas con depósitos aluviales profundos establecidos en el Pleistoceno y Holoceno (Prospero *et al.*, 2002).

La distribución granulométrica del polvo suspendido una vez emitido es relativamente constante, y se concentra principalmente en tres modas de diámetros 1.5, 6.7 y 14.2 μm , respectivamente, además existe una relación entre diámetro de partícula y distancia, de modo que en términos generales cuanto menor sea el tamaño de partícula, mayor será la distancia que recorre desde el lugar de origen (Alfaro *et al.*, 1998). No obstante, se han detectado partículas de sílice extremadamente grandes ($>75 \mu\text{m}$) a más de 10,000 kilómetros de su fuente; este hecho es inexplicable con los mecanismos de transporte actuales, pero se plantea que pudiera ser resultado de múltiples corrientes de alta potencia que proporcionaron ascenso a las partículas grandes a lo largo de su transporte (Betzer *et al.*, 1988).



Figura 2. 5 Representación gráfica del cinturón de polvo propuesta por Prospero *et al.* (2002). Los límites de las zonas desérticas y de matorral xerófilos fueron modificados de Olson *et al.* (2001).

2.2.2. Fuente antropogénica

El aerosol de polvo de origen antropogénico que se encuentra en la atmósfera se caracteriza por tener un alto contenido de elementos químicos tanto nocivos como no nocivos para el medio ambiente (Vega *et al.*, 2001). Se considera la fracción contaminante del polvo, la mezcla compleja y heterogénea de compuestos de naturaleza orgánica e inorgánica con diferentes distribuciones granulométricas y composición química (Dockery y Pope, 1996; US-EPA, 2004). La variabilidad de propiedades del aerosol de polvo antropogénico es el resultado de las diferentes fuentes, procesos y transformaciones a las que pueden estar sujetas (Querol, 2005).

La determinación de la contribución antropogénica a la carga de polvo total emitido a la atmósfera es compleja, existiendo variaciones considerables en las estimaciones generadas entre los trabajos existentes, pasando de estimaciones de 5 a 20%, y hasta 50% (Mahowald y Luo, 2003). Aunque el papel de las perturbaciones humanas en la emisión de polvo a escala global es difícil de determinar, en el caso de la escala local como son las zonas urbanas, el polvo muestra un carácter prácticamente bimodal (antropogénico-geogénico), como ejemplo del área urbana de Beijing dónde se más del 50% del PM_{2.5} es de origen antropogénico (Zhang *et al.*, 2004). De hecho, el polvo urbano, tanto suspendido como depositado, ha sido ampliamente documentado en la literatura como principal destino de contaminación, pero también como medio de redistribución de contaminantes en el ambiente (Rogge *et al.*, 1993; Amato *et al.*, 2009a y b; Prabhakar *et al.*, 2014). Altos niveles de elementos traza se detectan en el polvo de zonas urbanas como resultado de un amplio abanico de actividades antropogénicas propias de la urbe como son: actividades industriales, municipales, residenciales, tráfico vehicular, construcción y demolición (Thornton, 1996; Querol *et al.*, 2001; Prospero *et al.*, 2002; Duzgoren-Aydin, 2007, Levin y Cotton, 2009). Este escenario puede ser aún más complejo si existen actividades antropogénicas no estrictamente urbanas como actividades agrícolas y mineras colindantes al núcleo urbano (ej. Mackay *et al.*, 2013). Una vez que las partículas atmosféricas se depositan en las superficies urbanas, pueden ser de nuevo susceptibles a ser re-suspendidas y reincorporadas a la atmósfera, pudiendo permanecer en este ciclo de deposición y re-suspensión, por un largo periodo de tiempo (Del Rio-Salas *et al.*, 2012).

2.2.2.1. Actividades relacionadas al tráfico vehicular

En las zonas urbanas, el tráfico vehicular constituye una de las fuentes más importantes de polvo suspendido en la atmósfera (Amato *et al.*, 2014; Van der Gon *et al.*, 2013; Pant and Harrison., 2013). Las partículas emitidas como resultado de la actividad vehicular pueden distinguirse en función de su origen. Por un lado están las partículas emitidas desde el tubo de escape, que son el resultado de la combustión incompleta del combustible y la volatilización lubricante durante el procedimiento de combustión (Grigoratos y Martini, 2015). El resto de partículas emitidas por la actividad vehicular que no están relacionada a la emisión del tubo de escape, pueden dividirse a su vez en dos sub-grupos. El primer sub-grupo consistiría en partículas emitidas de forma directa mediante mecanismos de desgaste mecánico, abrasión y/o corrosión de componentes del vehículo (como neumáticos, frenos, embragues) o del pavimento por la rodadura de los neumáticos (Amato *et al.*, 2009a; Harrison, 2009; Gietl *et al.*, 2010; Barmpadimos *et al.*, 2011; Hays *et al.*, 2011; Van der Gon *et al.*, 2013). El segundo sub-grupo consiste de partículas emitidas de manera indirecta por re-suspensión del material depositado en suelos, calles y carreteras debido a la turbulencia inducida por el tráfico (Querol *et al.*, 2001; Grigoratos y Martini, 2015). La emisión de partículas producidas por el tráfico rodado variará en diámetros aerodinámicos, volumen y elementos traza, cuyas características serán distintivas según el origen.

Las emisiones de tubo de escape son una fuente importante de partículas de carbono, en particular para las partículas en el rango de tamaño fino (diámetro aerodinámico $<2,5 \mu\text{m}$) con pequeñas cantidades de metales traza e iones (Kam *et al.*, 2012; Keuken *et al.*, 2012; Pant y Harrison, 2013). Dichas emisiones variarán dependiendo del tipo de motor, edad y mantenimiento de este (Brook *et al.*, 2007; Peltier *et al.*, 2011). Anterior a la eliminación del Pb en la gasolina, los metales eran buenos trazadores de emisión de tubo de escape. En la actualidad, desde la eliminación del plomo en gasolina y los avances en la tecnología, Pant y Harrison (2013) mantienen que los compuestos orgánicos son los mejores trazadores para este tipo de emisiones. No obstante, el carácter orgánico de estas partículas relacionadas mayormente a las emisiones de tubo de escape, no será descrito en esta tesis.

Las partículas generadas por el desgaste del neumático se encuentran entre las fracciones $PM_{2.5}$ y PM_{10} (Thorpe y Harrison, 2008; Aatmeeyata y Sharma, 2010) y se les asocia con elementos traza como: Zn, Ca, W, K, Fe, Ti, Cr y Mo. Por otro lado, las partículas emitidas por erosión de los frenos parece tener más importancia en volumen (Grigoratos y Martini, 2015), llegando a representar desde un 11 al 21% de PM_{10} total generado por tráfico. Los diámetros de partícula asociados a erosión de frenos entran también dentro del rango $PM_{2.5}$ y PM_{10} , pero muestran por lo general una distribución de tamaño de masa con máximos entre 2 y 6 μm . Los elementos traza asociados al desgaste de frenos son Fe, Cu, Ba, Sb y Pb (Grigoratos y Martini, 2015). Los convertidores catalíticos de los vehículos contienen metales del grupo del platino PGE (platino, paladio y rodio). Esto es debido a sus excelentes propiedades catalíticas que son utilizadas para una eliminación más eficiente de los componentes nocivos y/o tóxicos de los gases de tubo de escape (i.e. CO, NO_x e hidrocarburos) (Bencs *et al.*, 2006; Hangen y Dörr, 2015). El desgaste térmico y mecánico durante el funcionamiento del vehículo conduce a la descomposición del catalizador y la liberación al medio ambiente de partículas finas ricas en PGE, que posteriormente puede acumularse en diferentes matrices ambientales como suelos, agua y aire (Mathur *et al.*, 2011). Los PGE liberados de los convertidores catalíticos están ligados principalmente a partículas de óxido de aluminio (Okorie *et al.*, 2015). Los PGE también se relacionan a la emisión de Ce, Zr, Hf e Y, por parte de convertidores catalíticos (Mathur *et al.*, 2011). El Ce se emplea como promotor en los convertidores catalíticos y también es un aditivo de combustible, mientras que los óxidos de Zr se añaden a la capa de lavado como estabilizadores, y el Hf viene relacionando químicamente al Zr (Helmers, 1996; Jarvis *et al.*, 2001; Lough *et al.*, 2005). El Y también se ha utilizado para la capa de lavado del catalizador, o como reemplazo de plomo en recubrimientos anticorrosivos de automóviles, en sensores de oxígeno del automóvil y en ciertas bujías (Palacios *et al.*, 2000; Whiteley y Murray, 2003). Las concentraciones de las emisiones de PGE junto con otros elementos traza son muy variables, en parte debido a variaciones como marca de los vehículos, velocidades alcanzadas, volumen de tráfico, topografía del terreno, distancia de la fuente de emisión desde el sitio de muestreo, condiciones meteorológicas, etc. (Bencs *et al.*, 2006; Hangen y Dörr, 2015).

2.2.2.2. Actividades mineras

Los depósitos minerales a partir de los cuales se crean las actividades mineras consisten de anomalías geoquímicas naturales, que pueden ser potencialmente peligrosos para el medio ambiente y la salud humana (Lottermoser, 2007). La minería y los procesos relacionados con ésta, son la principal fuente antropogénica de contaminación de metales y metaloides al medio ambiente (Boamponsem *et al.*, 2010; Xu *et al.*, 2013; Marrugo-Negrete *et al.*, 2014). El aire (y polvo suspendido en éste), es uno de los principales medios de transporte, ruta y redistribución de contaminantes producidos por la actividad minera (Csavina *et al.*, 2011, 2012; Marrugo-Negrete *et al.*, 2014), además de ser un mecanismo significativo para la exposición humana (Ghose y Majee, 2000).

La aportación de polvo antropogénico por parte de la actividad minera es compleja, debido a la gran variabilidad de minerales explotados, variabilidad en la composición, hábitos minerales, formas y etapas de explotación, extracción, concentración, etc. De modo que las partículas suspendidas en el aire que emite la actividad minera puede presentar diferentes tamaños, formas y composiciones en función de la etapa de la producción o vida de la mina (e.j. extracción, molienda, fundición, transporte de material). Además, la minería presenta elevados niveles de polvo emitido de forma continua asociada a la amplia extensión del área afectada (Thornton, 1996; Chakradhar, 2005; Brotons *et al.*, 2010; Csavina *et al.*, 2012).

Finalmente, el polvo antropogénico emitido por la actividad minera puede acumularse en los suelos que la rodea. Estos suelos impactados pueden sufrir procesos de erosión que favorezcan la re-suspensión y dispersión de contaminantes, pasando a ser nuevos focos de polvo impactado por la actividad minera (Csavina *et al.*, 2011). Por lo tanto, no solo la actividad moderna actual representa un riesgo de emisiones al medio ambiente, sino que, en distritos mineros antiguos con larga historia minera y metalúrgica, los residuos mineros y los suelos impactados siguen representando una fuente de contaminación importante (Castillo *et al.*, 2013).

2.2.2.3. Actividad cementera

El cemento es un compuesto básico que se utiliza para la construcción, y el cemento Portland es el tipo de cemento más común en el mundo. La fabricación del cemento se puede resumir en tres pasos: (1) extracción (minería de cantera) y preparación de materias primas; (2) calcinación y; (3) molienda de la escoria (Işıklı *et al.*, 2006). La materia prima consiste en una combinación de piedra caliza, arcilla y yeso. Esta materia prima se lleva a temperaturas de entre 1450 a 1600 °C en hornos especialmente diseñados para descarbonar el material calcáreo y producir una escoria “clínker” (Suess *et al.*, 1985). El cemento se forma a partir de la molienda de esta escoria, y consiste básicamente en compuestos de óxido de calcio (60-67%), óxido de silicio (17 a 25%), trióxido de aluminio (3-8%) y óxido férrico (0-5%) (Crolius, 1992; Yang *et al.*, 2003; Schuhmacher *et al.*, 2004). Sin embargo, la composición final del cemento, difiere de una marca a otra debido a las variaciones tanto en la materia prima, la cual va a estar determinada por el contexto geológico, así como en las variaciones en los ingredientes utilizados (Schuhmacher *et al.*, 2004).

Todos los procesos de fabricación de cemento emiten gran cantidad de polvo, y cada proceso emite un polvo característico que consiste principalmente en partículas de materias primas, producto final, así como por los productos de la combustión (Dąbkowska-Naskręć y Jaworski, 2013). El calcio (Ca) es el elemento más relevante en el polvo emitido por la industria del cemento, aunque el porcentaje de Ca puede variar entre 19 y 36% del total de las emisiones, se han observado variaciones similares en contenido de Fe, K y Al (Vega *et al.*, 2001, Ho *et al.*, 2003; Chow *et al.*, 2004). Junto con estos elementos, las emisiones de polvo relacionada con la actividad cementera pueden incluir partículas de SO₂, NO_x, compuestos orgánicos semi-volátiles y metales (Marengo *et al.*, 2006; Yatkın y Bayram, 2008; Schuhmacher, *et al.*, 2009). El origen de los metales emitidos en partículas de polvo durante la fabricación de cemento puede asociarse a la materia prima utilizada, se relaciona principalmente a los combustibles usados en el proceso de combustión. De hecho, en ocasiones se usan combustibles secundarios alternativos como lodos de depuradoras y/o neumáticos usados, para los procesos industriales que demandan alta energía, tales como los hornos de cemento (Zabaniotou y Theofilou, 2008; Schuhmacher *et al.*, 2009). Existe cierta preocupación sobre los gases y partículas que estos combustibles secundarios pueden

emitir, puesto que, aunque las altas temperaturas del horno pueden ser una excelente alternativa de reciclaje, el proceso puede desembocar en la formación no intencional de diferentes subproductos de la combustión (Abad *et al.*, 2004; Fabrellas *et al.*, 2004; Schuhmacher *et al.*, 2009). Independientemente del origen (materia prima o combustible), en la etapa de calcinación o formación de la escoria, los metales pueden bien volatilizarse y condensarse en partículas suspendibles, o pueden quedar en la escoria, para posteriormente, en la etapa de la molienda, emitirse como polvos de la composición final del producto (Schuhmacher *et al.*, 2004; Reijnders, 2007). En la Tabla 2.1 se presentan una relación bibliográfica de contaminantes relacionados con la industria del cemento, donde los más comunes son: Pb, Zn, Cu, Cr y Cd, y los menos frecuentes son Ni, Mo, Mn, Co, Sr, V, W, Mg (Al-Khashman y Shawabkeh, 2006; Al-Omran *et al.*, 2011; Aslan *et al.*, 2013; Bermúdez *et al.*, 2010; Branquinho *et al.*, 2008; Işıklı *et al.*, 2006; Reijnders, 2007; Paoli *et al.*, 2016; Sakalauskaitė *et al.*, 2009; Schuhmacher *et al.*, 2004, Schuhmacher *et al.*, 2009; Yatkin y Bayram, 2008; Maina *et al.*, 2013).

Tabla 2. 1 Recopilación sobre polución relacionada a la actividad cementera. *1: Líquenes; *2: Sangre; *3: Parto prematuro; *4: Polvo de horno de cemento; *5: Hojas de árbol; *6: Plantas.

Metales relacionados a actividad minera	Polvo	Plantas	Suelo	Impacto a la salud	Referencias
Mn, Zn>Cu (suelo) Cu, Pb (PM)	*	*	*		Schuhmacher <i>et al.</i> , 2002
Cr		*	*	*2	Işıklı <i>et al.</i> , 2003
-				*3	Yang <i>et al.</i> , 2003
Cd		*	*	*2	Işıklı <i>et al.</i> , 2006
Pb ,Zn, Cd > Cu y Cr			*		Al-Khashman y Shawabkeh, 2006
Hg, Pb, y Cd>Cr, Co, Ni> Cu, Mo, V, W	*4				Reijnders, 2007.
Ca, Fe y Mg		*1			Branquinho <i>et al.</i> , 2008
(Ca),Cd, Cr, Cu, Pb y V	*		*		Yatkin y Bayram., 2008
Ca, Zn, Sr>Mo		*5	*		Sakalauskaitė <i>et al.</i> , 2004
Mn, Zn, Pb (suelo) Mn, Zn (plantas)		*6	*		Schuhmacher <i>et al.</i> , 2009
Cu, Pb y Zn			*		Bermudez <i>et al.</i> , 2010
Cr>As, Cd, Pb , Ni>Zn,Cu			*		Al-Omran <i>et al.</i> , 2011
Ni, Cd, Cr, Cu y Pb		*1	*		Aslan <i>et al.</i> , 2013
Ca, As y Cr		*1			Paoli <i>et al.</i> , 2016

La polución del aire con partículas de cemento no solo proviene de la industria cementera, sino que una fuente importante es también la emisión de polvo producido en la construcción debido a la rápida urbanización; por ejemplo en Beijing, se ha calculado que la contribución mensual promedio del polvo de la construcción a la contaminación global de PM₁₀ fue de alrededor de 10% (Wu *et al.*, 2016).

2.3. Emisión y Dispersión

El polvo mineral constituye las partículas más abundantes en la atmósfera, y su presencia tiene implicaciones en relación con la calidad del aire (Prospero, 1999), situación que se agrava cuando el polvo actúa como medio de transporte de contaminantes. Por lo que, para estimar el impacto potencial en la calidad del aire por parte del polvo mineral, es necesario en primer lugar entender los mecanismos naturales relacionados a la emisión de partículas de polvo a partir del suelo y posteriormente identificar los posibles factores tanto naturales como antropogénicos que controlan y/o favorecen procesos de emisión y dispersión (Ginoux *et al.*, 2012). Es decir, entender e identificar es parte crucial del ciclo del polvo natural (emisión-dispersión) y las posibles perturbaciones antrópicas de éste.

2.3.1. Generalidades físicas de la emisión y dispersión

Desde el punto de vista físico, las formas de emisión, transporte-dispersión de partículas de polvo pueden dividirse en tres regímenes (Figura 2.6), que son: 1) Suspensión por largo periodo para partículas menores a 20 µm diámetro, y corto periodo para partículas de ~20 a 70 µm); 2) Saltación para partículas de ~70 a 500 µm; y 3) Reptación y rodamiento para partículas mayores a 500 µm.

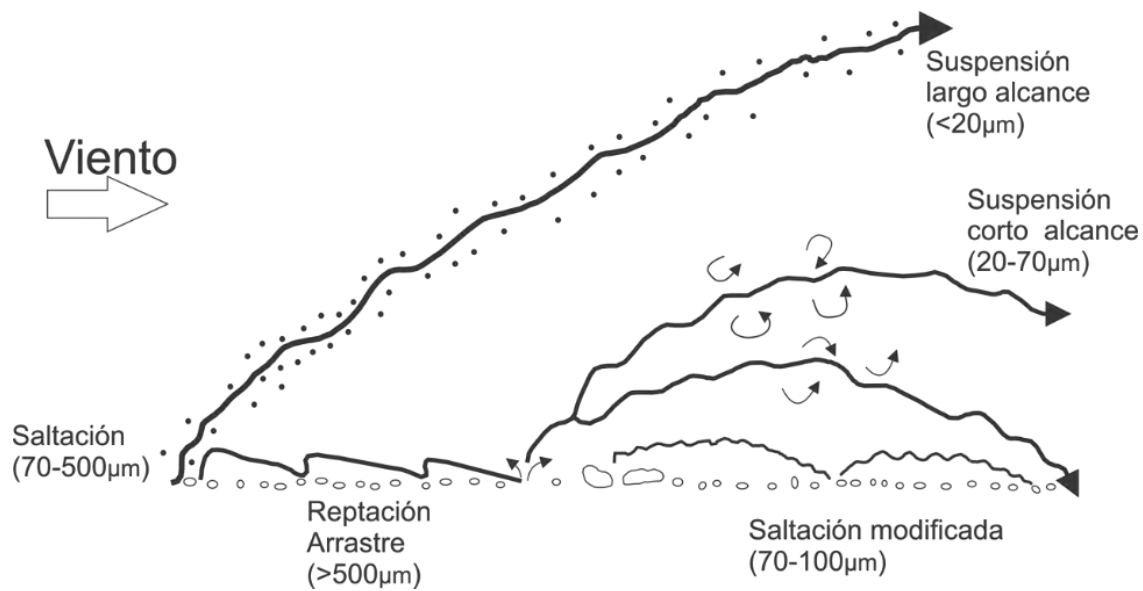


Figura 2. 6 Esquema de los diferentes modos de transporte de partículas. Modificado de Nickling y Neuman (2009).

Sin embargo, esta división es figurativa puesto que los procesos de transporte están interconectados, pudiéndose producir cambios continuos de un modo de transporte a otro según varíe la velocidad del viento, tamaño de partícula y/o la distribución del tamaño de suelo (Kok *et al.*, 2012). El mecanismo de emisión comienza cuando se produce un incremento en la velocidad del viento; la primera fuerza en actuar es la de arrastre del fluido que mueve partículas de $\sim 100 \mu\text{m}$ de diámetro, produciéndose el proceso de reptación y rodamiento (Kok *et al.*, 2012). Una vez arrastradas, las partículas comienzan a rebotar por la superficie del suelo. El impacto de este rebote sobre la superficie, conocido como proceso de saltación, genera a su vez un levantamiento/movilización de un amplio rango de tamaños de partículas, denominado como proceso de suspensión, como se observa en la Figura 2.7 (Shao, 2008). Una vez expulsadas del suelo, las partículas entran en suspensión y el tiempo que las partículas permanecen suspendidas depende en gran parte de su diámetro aerodinámico, de forma que estarán por periodo corto de tiempo las partículas de ~ 20 a $70 \mu\text{m}$ de diámetro, y un periodo largo las partículas menores a $20 \mu\text{m}$, periodo en las que las partículas pueden permanecer en la atmósfera por varias semanas y recorrer miles de kilómetros desde su fuente (Zender *et al.*, 2003, Miller *et al.*, 2006; Kok *et al.*, 2012). Las partículas de mayor tamaño también se ven afectadas por el impacto de las partículas en

saltación; no obstante, la aceleración de partículas con diámetros por encima de $\sim 500 \mu\text{m}$ es muy limitada por su alta inercia, por lo que no entran en saltación, sino que tras un pequeño salto de menos de un centímetro se asientan de nuevo al suelo. El transporte en este caso se realiza rodando y/o deslizándose por la superficie del suelo ayudado a su vez por las fuerzas de arrastre del viento, produciendo de nuevo la forma de transporte de partícula llamada arrastre (Kok *et al.*, 2012).

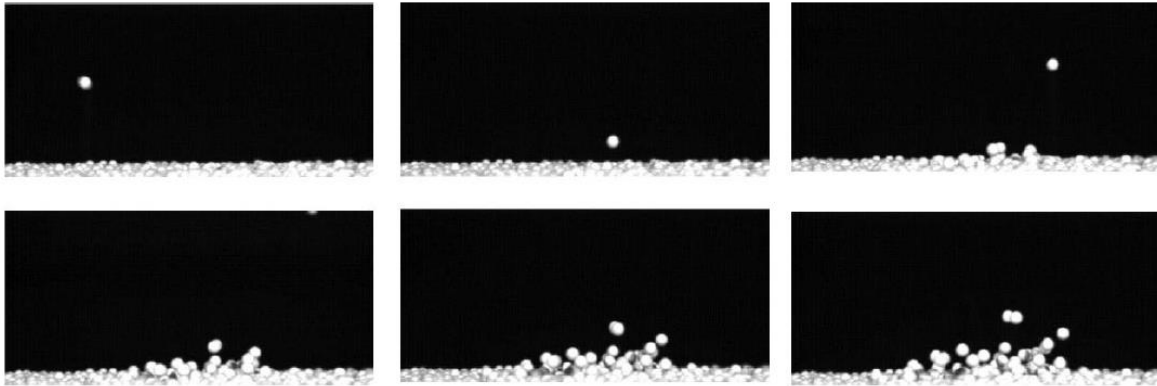


Figura 2. 7 Imágenes instantáneas sucesivas de alta velocidad (intervalos tiempo entre imágenes 4 ms), mostrando la colisión de una partícula contra una cama de partículas (Tomada de Beladjine *et al.*, 2007).

La secuencia de procesos descritos se ajusta a los modelos teóricos y experimentales actuales, que apuntan a que las partículas no son directamente levantadas del suelo cuando se sobrepone una velocidad de viento umbral, sino que el mecanismo clave que inicia los distintos procesos de emisión y consecuente transporte-dispersión del polvo a partir del suelo es la saltación (Anderson y Haff, 1991). De hecho, este hallazgo demostró que los saltos se inician a velocidades de viento mucho menores que las velocidades requeridas para levantar aerodinámicamente partículas de ~ 1 a $20 \mu\text{m}$ (Kok *et al.*, 2012). Como consecuencia, los aerosoles de polvo son rara vez suspendidos directamente por viento (Loosmore y Hunt, 2000) y en lugar de ello, son emitidos por los impactos de partículas en saltación sobre la superficie del suelo (Shao *et al.*, 1993). Por otra parte, el suelo juega un papel fundamental en los procesos eólicos de emisión y dispersión del polvo. Los suelos pueden presentar varios componentes que incrementan su resistencia a la erosión eólica, como son las cortezas naturales (orgánicas como inorgánicas), humedad del suelo y las rugosidades no erosionables como son rocas o vegetación (Ravi *et al.*, 2011). La presencia de humedad en el suelo crea fuerzas interpartículas capaces de inhibir el comiendo de la

saltación de partículas (Kok *et al.*, 2012). La presencia de elementos de rugosidad no erosionables tales como guijarros, rocas y vegetación, también incrementan la resistencia al flujo y aumenta la velocidad de viento umbral requerido para iniciar la saltación y emisión de polvo (Raupach *et al.*, 1993).

2.3.2. Factores naturales y antropogénicos que favorecen emisión y dispersión de polvo.

De forma natural, los procesos del ciclo del polvo (emisión, transporte, deposición y re-suspensión) relacionados con el viento son denominados procesos eólicos. Existen factores que pueden favorecer los procesos eólicos, factores que pueden ser naturales, antropogénicos, o el resultado de ambos.

2.3.2.1. Factores naturales

Los fenómenos atmosféricos que producen eventos de polvo de origen natural presentan una amplia variedad de escalas desde sinóptica, regional, y local, y lo que todas tienen en común es que se debe generar vientos que exceden el umbral de emisión de polvo (Kok *et al.*, 2012). Por ejemplo, los ciclones se consideran los principales fenómenos climatológicos de movilización y de mezcla de polvo hacia las capas altas de la atmósfera, debido a los fuertes vientos ciclónicos cerca de la superficie y la turbulencia convectiva hacia las capas altas de la atmósfera (Bou Karam *et al.*, 2010). De hecho, las tormentas de polvo de Asia están asociados principalmente a los frentes fríos ciclónicos (Littmann, 1991). Por otro lado, grandes tormentas de polvo se relacionan a corrientes de convección húmedas llamadas 'haboobs' sobre el norte y el oeste de África, y suroeste Norteamericano, en Texas y Arizona (cerca de la zona de estudio), y suelen suceder durante la temporada del monzón de verano (ej. Bou Karam *et al.*, 2008, 2014), aunque la convección húmeda profunda también puede ocurrir en zonas de montaña debido al bloqueo del flujo atmosférico por la orografía como ocurre en la zona del Atlas en el Sahara (Knippertz *et al.*, 2007). Otro fenómeno de menor escala es la “Corriente de Vientos en Chorro de Bajo Nivel” (*Nocturnal Low-Level Jet*), que en la zona del Sahara se estima es responsable del 65% de la actividad del polvo (Schepanski *et al.*, 2009). Este fenómeno se produce cuando

sale el sol y calienta la superficie, produciendo una ruptura brusca de la estratificación de las capas de la atmósfera cercanas a la superficie, y lejanas que se origina en las noches generando turbulencias convectivas con vientos en la superficie de hasta 15 m/s a los largo de decenas a cientos de kilómetros (Schepanski *et al.*, 2009).

Los estudios satelitales han demostrado que las superficies en la tierra que actúan como las principales fuentes de polvo, se centran en depresiones topográficas donde el ciclo del agua y el polvo interaccionan, de modo que la acción de agua intermitente, mediante inundaciones periódicas, forman y exponen amplias superficies sedimentos aluviales. Es decir amplias superficies compuestas de material granular fino con baja cohesión entre partículas y ausencia de elementos no erosionables (rugosidades, cubierta vegetal). Estos depósitos aluviales pueden ser inactivos, pero lo suficientemente profundos para generar partículas por un periodo de tiempo considerable, o ser activos, y formar nuevos depósitos de sedimentos finos en cada ciclo lluvias-sequía (Prospero *et al.*, 2002, Ginoux *et al.*, 2012).

2.3.2.2. Factor antropogénico

Además de los procesos que favorecen la emisión de polvo natural, las actividades humanas ejercen un impacto en la movilización de polvo. Las estimaciones actuales de la contribución antropogénica al rango global de emisiones de polvo son aún muy discordantes, con rangos que van desde menos del 10% (Tegen *et al.*, 2004) hasta un máximo del 50% (Field *et al.*, 2010; Ginoux *et al.*, 2012); no obstante, la importancia del impacto a escala local de los mecanismos de emisión de polvo antropogénicos está ampliamente comprobada (Gillies *et al.*, 2005; Goossens *et al.*, 2012).

Dentro de procesos antropogénicos de emisión y dispersión de polvo ocurren mecanismos de emisión directa de partículas a la atmósfera, procedentes por ejemplo, de la combustión de combustible, chimeneas industriales, fundidoras, etc. (Querol, 2008; Csavina *et al.*, 2012), o por procesos de extracción/fracturación/pulverización asociados a actividades mineras y/o industriales (Csavina *et al.*, 2012). Por otro lado se encuentran los procesos antropogénicos expulsión/emisión/suspensión de partículas hacia la atmósfera, normalmente por perturbaciones mecánicas del suelo, generando lo que se denomina “polvos fugitivos” (US-EPA, 2014). Las actividades antropogénicas que generan estos

polvos fugitivos son por ejemplo rodamiento de los neumáticos en suelos, carreteras pavimentadas y no pavimentadas, así como actividades de construcción, agrícolas, pastoreo, etc. (Acosta *et al.*, 2011; Wu *et al.*, 2011; Cesari *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 2014; Yuen *et al.*, 2015).

Adicionalmente, las perturbaciones del suelo por parte de la actividad humana pueden disminuir el umbral de velocidad de cizallamiento favoreciendo los procesos de emisión (Kok *et al.*, 2012). Ejemplos de las perturbaciones del suelo que favorezcan de manera indirecta la emisión de partículas pueden ser: 1) Destrucción de costras naturales de suelo; 2) Deforestación; 3) Sobreexplotación de agua, lo cual disminuye la humedad relativa de los suelos; y 4) Ruptura de la estructura del suelo y cohesión natural mediante actividades como el arado en la agricultura, etc. (Ravi *et al.*, 2011; Kok *et al.*, 2012).

2.4. Destino

Tras la emisión, las partículas de polvo suspendidas se eliminan de la atmósfera, ya sea por deposición seca o deposición húmeda (Amodio *et al.*, 2014). En la deposición seca, las partículas de polvo se eliminan de atmósfera por sedimentación gravitacional (Orozco *et al.*, 2003), mientras que en la deposición húmeda, las partículas de polvo son arrastradas por acción del agua (o nieve) y transportada hasta la superficie terrestre (Jung y Shao, 2006). Además, las partículas de polvo en suspensión pueden servir como condensación de nubes o nucleadores de hielo, a partir de los cuales precipitan (DeMott *et al.*, 2003, 2010). La deposición húmeda domina generalmente para partículas más pequeñas que $\sim 5 \mu\text{m}$ de diámetro, mientras que la deposición seca domina para los aerosoles de más de $\sim 5 \mu\text{m}$ (Zender *et al.*, 2003; Miller *et al.*, 2006). El tiempo de vida de una partícula de polvo en suspensión disminuye con su tamaño y varía de ~ 1 a 2 semanas para las partículas con tamaño de arcilla (diámetro $< 2 \mu\text{m}$), a varias horas o días para partículas con tamaño de limo ($> 2 \mu\text{m}$) (Zender *et al.*, 2003; Miller *et al.*, 2006). En consecuencia, sólo las partículas de polvo menores de $\sim 20 \mu\text{m}$ de diámetro permanecen suspendidas en la atmósfera durante periodos de tiempo suficiente prolongados como para afectar sustancialmente a tiempo y el clima (ej. Hatch y Grassian, 2008). De forma que el destino final de la partícula de polvo

que abandona la atmósfera puede ser cualquiera de los sistemas terrestres (litósfera, hidrósfera y biósfera), y una vez depositado, afectará y aportará un nuevo carácter químico al sistema, en función de las cantidades de polvo depositadas. En el caso de que el destino sea un suelo, el polvo depositado pasa a formar parte de una nueva fuente potencial de polvo, continuando así el ciclo.

3. DESCRIPCIÓN DE ÁREA DE ESTUDIO

La ciudad de Hermosillo, capital del Estado de Sonora, situada al noroeste de México, es una zona urbana de ~161 km² ubicada dentro de la provincia fisiográfica del Desierto de Sonora (Gobierno de Sonora, 2011). La mancha urbana se encuentra en la planicie aluvial del Río Sonora (Figura 3.1), la cual abarca 21, 200 km² y nace al norte del Estado de Sonora en el Municipio de Cananea (Cotler *et al.*, 2007). Dos kilómetros aguas arriba de la ciudad de Hermosillo, el Río Sonora recibe los aportes de los Ríos San Miguel y Zanjón, hacia el este y norte, respectivamente. El Río Sonora es de régimen intermitente con corriente mayormente criptorreica y su escurrimiento en lo general desaparece en la planicie costera de la parte baja de la cuenca, contribuyendo en la recarga del acuífero de la zona agrícola de la Costa de Hermosillo (Tamayo 2009; Wilder *et al.*, 2012). El flujo superficial de agua del Río Sonora fue detenido desde los años 50's por el muro de contención de la presa Abelardo L. Rodríguez ubicada al este de Hermosillo. La presa originalmente estuvo destinada a sostener cultivos agrícolas, pero también fungió como abastecedora de agua de Hermosillo, hasta que en 1998 dejó de presentar agua superficial de manera estacional, entrando en un periodo de desuso (De la Cruz *et al.*, 2014; Wilder *et al.*, 2012); esto trajo como consecuencia la exposición de los sedimentos fluviales representando una fuente potencial de emisión de polvos en temporadas secas.

El extremo noroeste de Hermosillo está limitado por la Sierra del Espinazo Prieto, con más de 18 km de largo y elevación de 650 msnm; la porción sureste de la ciudad está limitada por la Sierra Agualurca, con 5 km de largo y elevación de 635 msnm (IMPLAM, 2006). Estos cuerpos montañosos de orientación NO-SE actúan como barrera natural para el polvo transportado por viento. Las sierras mencionadas corresponden a la provincia fisiográfica de Sierras y Valles (Basin and Range) que se caracteriza por cambios abruptos en elevación alternado con cuencas o valles áridos; esto trae como consecuencia que el 85% de los terrenos de la ciudad son propensamente planos, presentando una leve pendiente del nor-noreste a sur-suroeste, o lo que es lo mismo hacia el lecho del Río Sonora (IMPLAM, 2006).

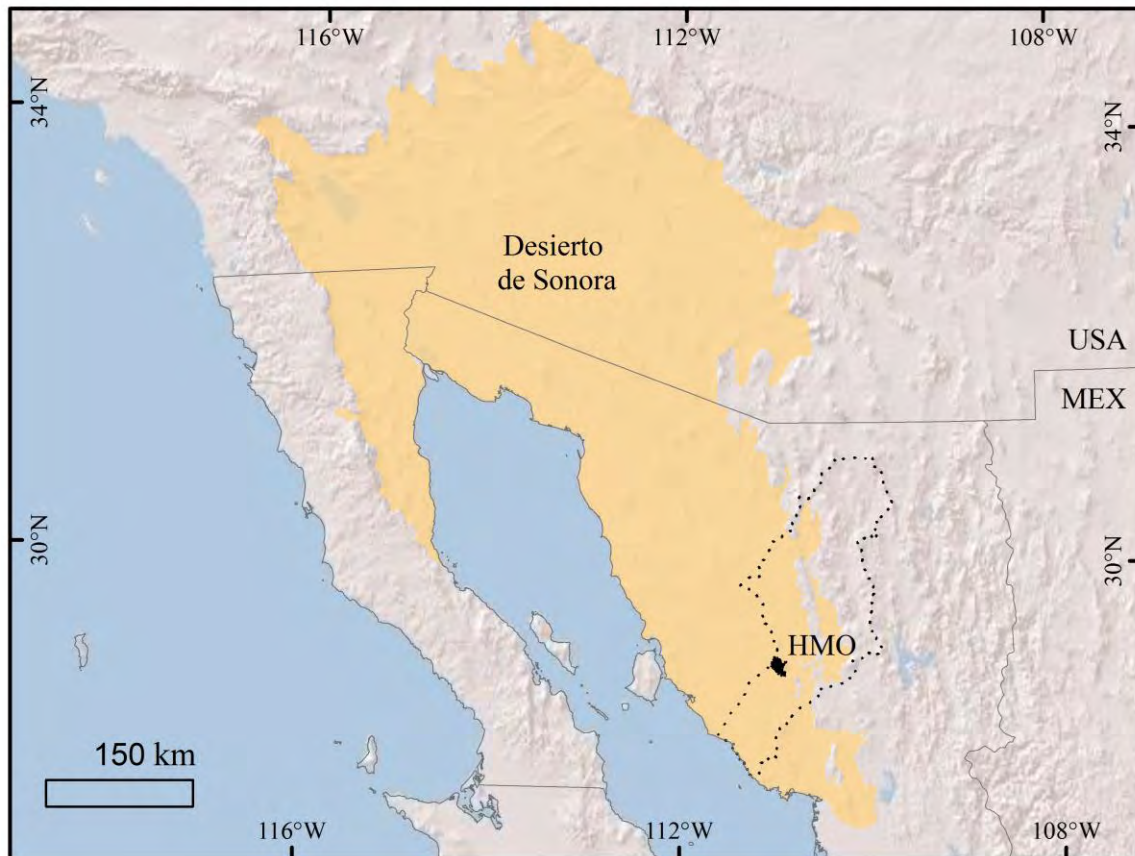


Figura 3.1 Mapa de localización de la zona urbana de Hermosillo, Sonora, México. Mapas base: Copyright: © 2014 Esri, DeLorme. En color amarillo indica la provincia del Desierto de Sonora (Olson *et al.*, 2001). La línea punteada representa el límite de la cuenca del Río Sonora (INEGI, 2010a). HMO, Hermosillo

3.1.1. Geología

Las edades de las rocas que afloran en los alrededores de la zona urbana de Hermosillo abarcan desde el Carbonífero hasta el Cuaternario (Orozco-Garza *et al.*, 2013; Rodríguez-Castañeda, 1981). Las unidades litológicas más representativas se pueden resumir en cuatro tipologías principales: calizas paleozoicas, cuerpos intrusivos laramídicos, flujos volcánicos del Mioceno, y relleno Cuaternario (Figura 3.2).

Las rocas paleozoicas afloran dentro de la zona urbana (Cerro de La Campana), y en los cerros Tecoripita y Lomas El Rayo (Rodríguez-Castañeda, 1981). Estas rocas forman parte de una secuencia sedimentaria calcárea de margen pasivo con una transición de aguas

someras a aguas profundas, que marcan el límite suroeste del continente Norteamericano al sur de Hermosillo (Valencia-Moreno *et al.*, 2001, 2003). Las rocas paleozoicas en el área de estudio se presentan como techos colgantes sobre los cuerpos intrusivos laramídicos (Orozco-Garza *et al.*, 2013). La interacción con dichos cuerpos generó un metamorfismo de contacto que ha originado evidencias de mineralización metálica y no metálica (Vidal-Solano *et al.*, 2007). Las rocas calcáreas paleozoicas son explotadas como canteras por cementeras localizadas en los alrededores de Hermosillo (Figura 3.2). Las rocas mesozoicas representadas por La Sierra La Flojera, localizada al suroeste de la mancha urbana, consiste de una secuencia sedimentaria -carbonatada y clástica- del Triásico Medio (Rodríguez-Castañeda, 1981).

Los cuerpos intrusivos correspondientes a la orogenia del Laramide (Coney y Reynolds, 1977), afloran dentro de la ciudad, en los cerros El Mariachi, El Coloso, El Ranchito, La Cementera, Piedra Bola y la Sierra Agua Lurca. Estas rocas representan prácticamente el 50% de las rocas que afloran en Sonora y se presentan como cinturones de dirección noroeste, principalmente de composición granítica, diorítica y granodiorítica. El equivalente volcánico es menos importante en los afloramientos y está representado por flujos de composición andesítica y en menor proporción dacíticas y riolíticas (Orozco-Garza *et al.*, 2013; Valencia-Moreno *et al.*, 2001, 2003).

En la zona urbana ocurren varios tipos de rocas del Cenozoico, las cuales incluyen un enjambre de diques de lamprófidos que afloran en el centro-este de Hermosillo (Orozco-Garza *et al.*, 2013). Los diques lamprófidos cortan a las rocas intrusivas laramídicas y rocas calcáreas paleozoicas. Las rocas volcánicas del Mioceno afloran en el noroeste y suroeste de Hermosillo (Cerro Las Cuevitas, Cerro Colorado), y corresponden a flujos de ignimbritas félicas hiperalcalinas (Vidal-Solano *et al.*, 2005). Los afloramientos más recientes corresponden a sedimentos cuaternarios, los cuales han sido divididos por Rodríguez-Castañeda (1981) en tres unidades: (1) Unidad de conglomerados de matriz arenosa y cementante calcáreo; (2) Unidad de arenas, gravas y limos, y (3) Unidad aluvión depositada en las llanuras aluviales de los ríos Sonora y San Miguel, constituida por arcillas y arenas.

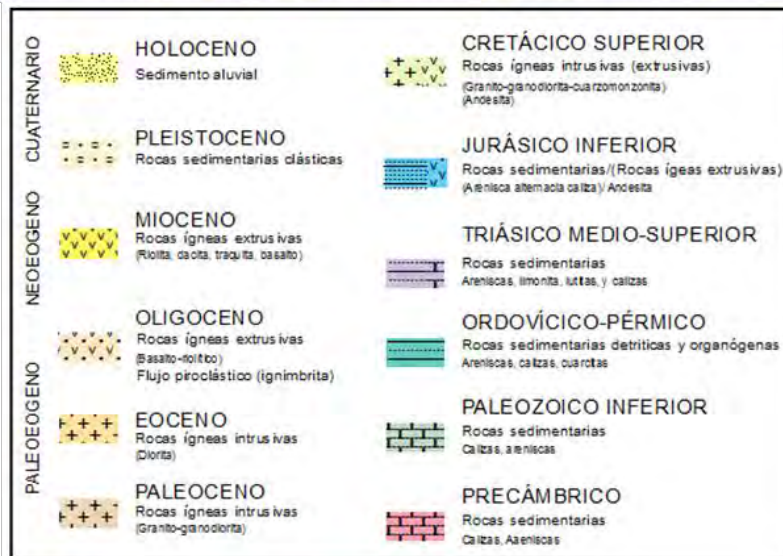
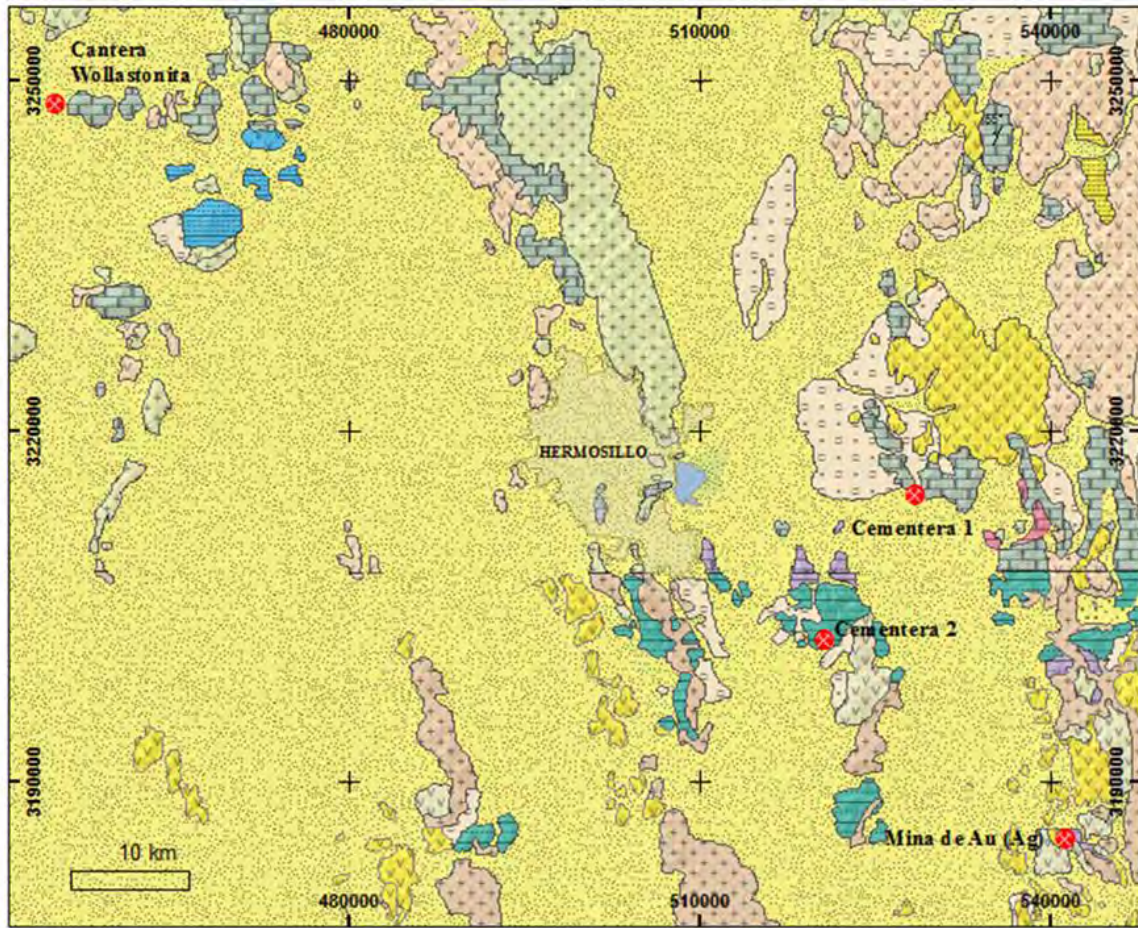


Figura 3. 2 Mapa geológico de los alrededores de Hermosillo, realizado a partir de las cartas geológico-mineras Hermosillo H12-8 (SGM, 1999) y Sierra Libre H12-11 (SGM, 2000). Mapa base: Copyright: © 2014. Esri.

3.1.2. Actividad minera

Sonora es uno de los principales estados mineros en México. Se explotan minerales metálicos en yacimientos importantes de cobre, molibdeno, oro y plata, donde destacan los distritos mineros de Cananea y Nacozari, que constituyen los yacimientos de tipo pórfido cuprífero más grande del país. Entre los yacimientos minerales no metálicos destacan los de grafito, wollastonita y barita (Ochoa-Landín *et al.*, 2011; SGM, 2014). Sonora cuenta con una importante infraestructura minero-metalúrgica y de transformación, con más de 40 plantas de beneficio para el procesamiento de minerales metálicos y no metálicos (SGM, 2014), de las cuales 20 plantas se utilizan para el beneficio de minerales metálicos con una capacidad con una capacidad de unas 175,000 ton/día. También existen dos plantas fundidoras y/o refinadoras activas para el procesamiento principalmente de cobre y molibdeno, con una capacidad instalada de 2,500 ton/día, ubicadas en Nacozari de García y Cumpas. Existen alrededor de 23 plantas de beneficio para la transformación de minerales no metálicos, con una capacidad instalada de unas 12,365 ton/día (Ochoa-Landín *et al.*, 2011; SGM, 2014).

Entre las actividades mineras cercanas a la zona de estudio, se encuentra la cantera más importante de wollastonita en México, localizada a 60 km al noroeste de Hermosillo (Figura 3.2). Otras dos actividades mineras no metálicas corresponden a dos importantes cementeras localizadas hacia este y sur de la ciudad. Finalmente, la actividad minera metálica más cercana al área urbana se encuentra a ~50 km al sureste de Hermosillo, la mina de Au-Ag de La Colorada.

3.1.2.1.1 Actividad minera no metálica cercana al área de estudio

3.1.2.1.1.1 Cantera de wollastonita

La Mina Pilares es considerada como el depósito de wollastonita (CaSiO_3) más grande del mundo. Produce casi la totalidad de wollastonita en México (SGM, 2014). El depósito fue descubierto en 1983 y contiene más de 100 Mt de mineral con una ley promedio superior a 60% de wollastonita. Las instalaciones de la mina y la planta de beneficio tienen capacidad para producir 240,000 t/año (SGM, 2014). El mineral

subproducto que se produce es la calcita. Junto con la wollastonita y la calcita, el depósito contiene como minerales asociados diópsido, cuarzo y escaso granate. La wollastonita en este depósito se caracteriza por presentar coloraciones crema, lustre perlado, y hábitos y granulometría variadas, entre las que destacan: (1) Aciculares, de hasta 1 cm de largo; (2) Plumosos; (3) Hojuelas radiales; o (4) Masas finas (cristales menores que 0.5 mm). En este depósito se observa además silicificación y recristalización de las calizas (Ochoa-Landín *et al.*, 2011). El método de extracción es a cielo abierto y se extraen unos 400 t/día. Los métodos de beneficio son flotación y pulverización.

Este mineral es también de interés ambiental debido a que puede producir partículas de un rango de tamaño relativamente pequeño (<100 nm) y un hábito fibroso, como los asbestos, conocidos por tener consecuencias graves para la salud (Maxim y McConnell, 2005; Bunderson-Schelvan *et al.*, 2016).

3.1.2.1.1.2 Cementeras

Las dos industrias cementeras localizadas en las afueras de la ciudad de Hermosillo son la cementera Holcim Apasco, ubicada al este de la ciudad, referida en este trabajo como Cementera 1, con una producción de 5,600 t/día (SGM, 2014) y la cementera de Cementos Campana localizada en la periferia al sur-este de la ciudad, con una producción de 3,500 t/día (SGM, 2014), referida en este trabajo como Cementera 2.

El método de extracción en ambas minas es cantera, mientras que el método de beneficio consiste en molienda, calcinación y pulverización. Además, estas plantas están autorizadas para quemar combustibles "alternos" (ej. neumáticos usados; residuos peligrosos, etc.), en cantidades que generen hasta 5 % de la carga calorífica total requerida por el proceso (Acosta y Asociados, 2001).

Los elementos de interés ambiental son variables, así como el tamaño de partículas de sílice, alúmina, óxido de hierro, calcio y carbonatos cálcicos, compuestos sulfurosos volátiles, etc.

3.1.2.1.2 Actividad minera metálica cercana al área de estudio

3.1.2.1.2.1 Mina de Au-Ag

La mina La Colorada está actualmente en operación por la compañía minera

Argonaut Gold. Los elementos que se extraen son Ag y Au. Históricamente este distrito ha tenido una fuerte actividad minera desde 1740, con picos de actividad entre 1880 y 1914 (Ochoa-Landín *et al.*, 2011; Vega-Granillo *et al.*, 2015). Durante la década de los 80's, el entonces Consejo de Recursos Minerales (ahora Servicio Geológico Mexicano) cubió los jales que se incluyen en los alrededores del poblado La Colorada, calculándose en alrededor de 1.5 Mt con leyes de 65 g/t de Ag y 0.8 g/t de Au. La mina La Colorada fue puesta de nuevo en operación por Exploraciones El Dorado, S.A. de C.V, iniciando en 1993 y finalizando su explotación en el 2003. Argonaut Gold reanudó las operaciones en La Colorada en el 2012, y en la actualidad las explotaciones a cielo abierto continúan, con patios de lixiviación con cianuro, y con una producción de 4,000 t/día (SGM, 2014).

Los estilos de mineralización en el depósito La Colorada corresponden a vetas de cuarzo con zonas de stockwork⁴ en la periferia y zonas de reemplazamiento. Los valores altos de Au coinciden con vetas que contienen feldespato potásico y cuarzo microcristalino, con zonas favorables con leyes del orden de 5 g/t de Au, aunque en algunas partes pueden alcanzar hasta 10 g/t de Au, con una relación de Au:Ag de 1:37. La zona mineralizada incluye además pirita, calcopirita, tetraedrita, galena, esfalerita, famatinita, polibasita y covelita, generalmente con ganga de cuarzo y menor calcita (Zawada *et al.*, 2001). Los posibles elementos de interés ambiental a monitorear en los alrededores del poblado de La Colorada son: Fe, Cu, Pb, Sb (Au, Ag).

3.1.3. Suelos

Los principales suelos de la región son calcisol, regosol, leptosol, cambisol, phaeozem y vertisol (GSR, primer nivel de clasificación), con presencia puntual de arenosol, luvisol y fluvisol (INEGI, 2007) (Figura 3.3). Los más abundantes son los calcisoles, comúnmente presentes en zonas áridas y semiáridas, y que se caracterizan por una alta acumulación de material calcáreo secundario. Estos suelos muestran comúnmente

⁴ Stockwork: Series de fisuras dicotómicas y ramificadas a gran escala, llenas de materia mineral. El término no se aplica generalmente a sistemas de pequeña escala como los que pueden producirse en zonas brechificadas.

un color pardo pálido en el horizonte superficial; la acumulación de carbonato secundario ocurre dentro de 100 cm de la superficie del suelo y se caracterizan por tener escasa vegetación de arbustos y árboles de ambientes secos y/o pastos efímeros (WRB-FAO, 2007).

Los regosoles son los segundos suelos más representativos en la región de estudio, y se definen por ser suelos con poco o ningún desarrollo de perfil, ya sea por ser suelo joven y/o ser de formación lenta debido a las condiciones áridas. De hecho, aunque los regosoles se pueden formar en todo tipo de clima son más comunes en zonas áridas-semiáridas (WRB-FAO, 2007). Las zonas montañosas en el área de estudio presentan leptosoles, que son suelos muy someros, debido a que el material parental (roca subyacente) se encuentra muy superficial. Además se definen por ser suelos bastante pedregosos, y en zonas de pendientes pueden ser suelos muy susceptibles a la erosión (WRB-FAO, 2007). Los cambisoles, son suelos jóvenes pero con un mayor desarrollo que los regosoles, se identifican por presentar al menos un horizonte superficial incipiente, es decir una transformación del material parental observable (estructura, coloración, aumento de arcillas y remoción de carbonatos), aunque aún con ausencia de cantidades apreciables de arcilla aluvial, materia orgánica, compuestos de Al y/o Fe (WRB-FAO, 2007). Los phaeozem son suelos bien desarrollados con horizonte superficial oscuro, rico en humus y suficientemente húmedos de forma que ocurre alguna percolación a través del suelo, aunque presenten temporadas en el que estos se sequen por completo. En la zona de estudio se limitan a la base algunas cuencas fluviales (Figura 3.3). Estos son, a diferencia de los anteriores, fértiles y aptos para el cultivo; no obstante, estos suelos son muy propensos a la erosión (SERMANAT, 2012).

Los vertisoles, presentes al este y al oeste de la zona urbana de estudio (Figura 3.3), son suelos influenciados por presencia de agua, se dan en condiciones de alternancia de saturación-sequía y se definen por su alto contenido en arcillas expandibles que son producidas por neoformación a partir de meteorización de rocas. El alto contenido en arcillas expandibles favorece su expansión-contracción, que resulta en la formación de grietas amplias y profundas en épocas secas (WRB-FAO, 2007).

Los suelos del tipo luvisol solo se observan en una zona acotada dentro del área de interés, localizados a unos 40 km al SO del área urbana (Figura 3.3).

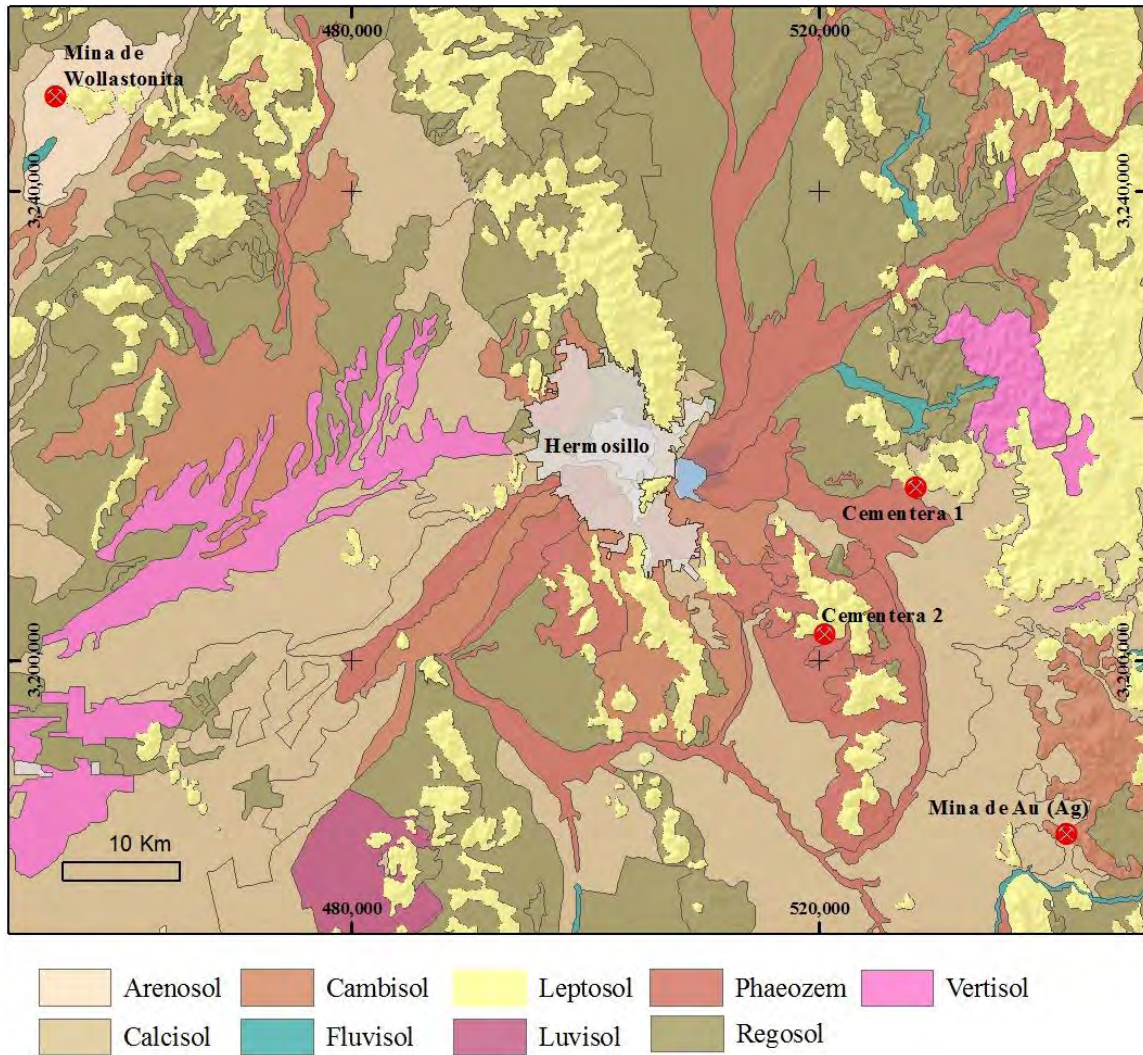


Figura 3.3 Mapa edafológico de los alrededores de Hermosillo. Mapa realizado a partir de datos de las cartas H12-8 y H12-8, INEGI (2007). Mapa base: Copyright: © 2014 Esri.

Los luvisoles son suelos que se caracterizan por tener un alto contenido de arcillas en horizontes inferiores, y estos se dan en zonas de llanuras o pendiente suaves, y requieren climas con marcada estación seca y húmeda (WRB-FAO, 2007). Los suelos fluvisoles ocurren en pequeños parches a lo largo de la zona de estudio, y se caracterizan por ser suelos jóvenes que al igual que los vertisoles, están fuertemente influenciados por la presencia del agua, dándose en zonas de planicies de inundación (ambientes fluviales, lacustres y

marinos). Aunque presente evidencia de estratificación en perfil, difícilmente se diferencian horizontes (WRB-FAO, 2007).

3.1.4. Clima

El clima en la zona urbana de Hermosillo se define como cálido-seco a desértico, (BW (h')) según la clasificación climática de Köppen, con temperaturas en verano que superan los 45 °C (IMPLAN, 2010; Wilder *et al.*, 2012). De hecho, en Hermosillo se puede alcanzar una temperatura igual o mayor a los 40 °C durante 226 de los 365 días del año (Wilder *et al.*, 2012). Los meses más fríos son diciembre y enero con una temperatura promedio de ~17 °C y valores mínimos mensuales de ~6 °C, mientras que los meses más calurosos son julio y agosto, con una temperatura promedio de ~34 °C y temperatura máxima 47.5 °C.

En lo que respecta al viento, de acuerdo con IMPLAN Hermosillo (2014), se da una variación diaria en la dirección de los vientos, con direcciones dominantes por la mañana en sentido suroeste-noreste y en sentido contrario por la tarde. Las velocidades más altas (60 a 80 km/h) se registran en las temporadas de julio, agosto y septiembre, y eventualmente pueden presentar vientos huracanados con ráfagas de hasta 120 km/h.

La precipitación acumulada anual en Hermosillo está alrededor de los 300 mm (CONAGUA-SMN). La precipitación en el área de estudio se restringe a periodos de tiempo cortos concentrados en la época estival, comportamiento característico del fenómeno climático que afecta a la región conocido como el Monzón de Norteamérica. Este fenómeno afecta al suroeste de Estados Unidos y noroeste de México, y consiste principalmente en una alternancia de las estaciones de lluvias y secas, cada una con un patrón distinto en la dirección de los vientos prevalecientes (Douglas *et al.*, 1993; Adams y Comrie, 1997; Adams y Souza, 2009; Adams *et al.*, 2014). Además de que las lluvias contribuyen con más de la mitad de la precipitación anual en gran parte del área de acción, las tormentas monzónicas son responsables de clima a nivel local e incluyen anualmente problemas de inundaciones, granizo, viento, rayos y tormentas de polvo (Willingham *et al.*, 2011; Vasiloff y Howard, 2009). Las precipitaciones en invierno son menos frecuentes en

el área de estudio, y están controladas por el fenómeno de El Niño, mientras que el fenómeno La Niña se asocia a escasez de precipitaciones (Wilder *et al.*, 2012). Aunque aún existen interrogantes sobre los fenómenos que controlan la variabilidad de las lluvias monzónicas, se ha observado que El Niño y La Niña no parecen tener influencia, resultando en un clima poco predecible (Adams *et al.*, 2014).

Wilder *et al.* (2012) analizaron la variabilidad de las precipitaciones en la región con base al índice estandarizado de precipitación en las últimas cinco décadas, en donde observaron una alternancia de ciclos aproximados de diez años, de periodos de humedad frente a periodos de sequía, siendo periodo de sequía más reciente que se detectó a mediados de los 90's hasta aproximadamente el año 2010 (Figura. 3.4).

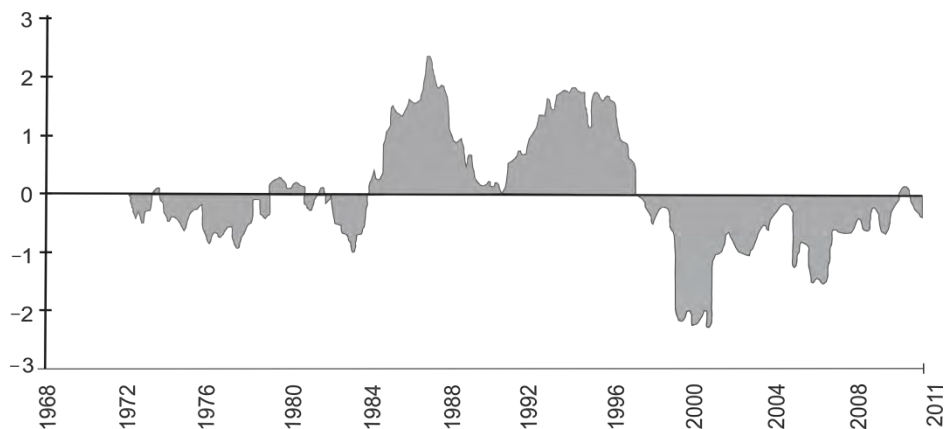


Figura 3. 4 Índice estandarizado de precipitación donde se observan periodos de humedad y sequía en la cuenca del Río Sonora (modificado de Wilder *et al.*, 2012).

Se han realizado varios estudios sobre tendencias climáticas y modelaciones de los posibles escenarios para el cambio climático en la región (Wilder *et al.*, 2012), en los que resaltan de manera general un escenario meteorológico muy heterogéneo en el noroeste de México con variabilidad tanto estacional como espacial (Gutiérrez-Ruacho *et al.*, 2010). Las tendencias meteorológicas en la región muestran una disminución de días fríos ($T < 0$ °C), frente a un incremento acelerado de las temperaturas máximas, con un incremento de la oscilación térmica diurna, esto es: temperatura máxima menos la temperatura mínima en el día (Brito-Castillo *et al.*, 2010). Estos incrementos en la frecuencia de días de temperaturas extremas y nuevos records de temperaturas máximas han sido también

observados en la ciudad de Hermosillo; no obstante, pudieran ser debido a un corto periodo de datos históricos o a fenómenos propios de zonas urbanas, como son las islas de calor (Wilder *et al.*, 2012). En lo que se refiere a las tendencias en las precipitaciones, Gutiérrez-Ruacho *et al.* (2010) observaron en ciertas áreas del noroeste mexicano la tendencia de incrementar la precipitación anual (Baja California), frente a otras con una tendencia de disminución de precipitación anual (Sonora), reflejo de nuevo de una gran variabilidad climática.

3.1.5. Zona urbana

La actividad económica en Hermosillo ha estado marcada por su situación geográfica cercana a la frontera con Estados Unidos de Norteamérica (a 287 km) y a los tratados de comercio entre México y Estados Unidos de Norteamérica (IMPLAM, 2006). El comienzo de Hermosillo data desde 1700, y el primer motor económico fue la actividad agrícola. De hecho, en las décadas de los 40's y 50's, esta región fue una de las primeras en las que se desarrolló la "Revolución Verde"⁵, con una agricultura intensiva orientada a la exportación (IMPLAM, 2006). Este modelo de crecimiento económico no sostenible llegó a su fin a finales de la década de los 70's, debido al agotamiento del agua, sobre todo en la zona de La Costa de Hermosillo, lo cual propició al abandono de muchos de los campos agrícolas. En la década de los 70's, cambios en leyes aduaneras mexicanas permitieron la expansión de plantas industriales estadounidenses desde la zona fronteriza hacia el interior de México (Freire de Carvalho, 2009), lo que promovió un importante desarrollo industrial en Hermosillo. En 1975 se instauró la primera planta maquiladora, y a principios de 1986 inició sus operaciones la planta de estampado y ensamble de la Ford Motor Co. S.A. de C.V. (IMPLAM, 2006). En la actualidad se considera unos de los centros

⁵ Revolución verde se define como: "Aumento significativo de la productividad agrícola a partir de la década de 1940, como resultado de la introducción de variedades de granos de alto rendimiento, uso de pesticidas y técnicas de manejo mejoradas." American Heritage® Dictionary of the English Language, Fifth Edition. Copyright © 2011 by Houghton Mifflin Harcourt Publishing Company. Published by Houghton Mifflin Harcourt Publishing Company. All rights reserved.

económicos más importantes del noroeste de México (Wilder *et al.*, 2012). Las pautas económicas han propiciado un intenso crecimiento demográfico en Hermosillo, en la actualidad la tasa de crecimiento es de 2.5%, la cual está muy por encima de la media nacional de 1.4%. De acuerdo con los últimos resultados del Censo de Población y Vivienda del 2010 del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2010b), Hermosillo presenta una población de 784,342 habitantes.

El crecimiento de la mancha urbana en Hermosillo ha sido horizontal, acelerado y disperso. El primer planeamiento urbano no tuvo lugar hasta mediados de los 80's. Desde entonces, los planes de desarrollo urbano no han tenido mucha continuidad y en su mayoría, no han sido llevados a la práctica en su totalidad (De la Cruz *et al.*, 2013; IMPLAN, 2006). Desde la década de los sesentas, el crecimiento urbano de Hermosillo se ha caracterizado por la construcción de fraccionamientos en zonas periféricas. Este crecimiento se considera no sostenible por la degradación que causa a grandes extensiones de suelo, así como por el gasto de energía para proporcionar los servicios básicos como agua, drenaje, luz, etc. (De la Cruz *et al.*, 2013; Gobierno de Sonora, 2011¹; IMPLAM, 2006; Wilder *et al.*, 2012). Este tipo de urbanización resulta en un crecimiento geográfico más intenso que el demográfico. Si se grafica la evolución de crecimiento demográfico frente al crecimiento geográfico urbano de las últimas seis décadas (Figura 3.5), puede observarse que ambos tienen un crecimiento prácticamente lineal y positivo (INEGI, 2010b). Sin embargo, se puede distinguir dos etapas: (1) Desde la década de los 60's a los 90's, el crecimiento demográfico supera al geográfico, y (2) A partir de los 90's el proceso se invierte, y el crecimiento geográfico urbano sufre una aceleración frente al crecimiento demográfico (De la Cruz *et al.*, 2013).

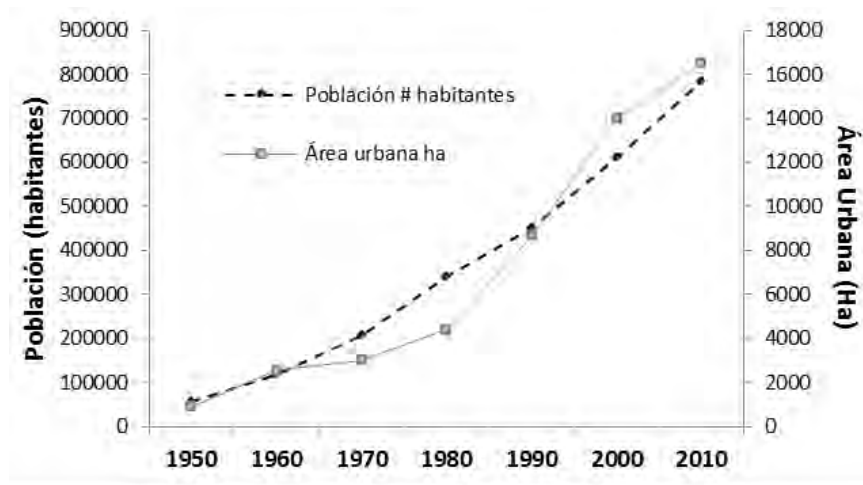


Figura 3. 5 Crecimiento de la población en número de habitantes frente al crecimiento del área urbana de Hermosillo, desde 1950 al 2010 (modificada de De la Cruz *et al.*, 2013).

Hermosillo cuenta con un drenaje pluvial precario que se refleja por las inundaciones periódicas asociadas a las épocas de lluvias. IMPLAN (2010) establece como drenaje superficial a la configuración de calles que siguen el patrón hidrográfico natural, lo que en realidad es un reflejo de una escorrentía superficial y no un drenaje pluvial en sentido estricto. En alguno de los casos, las calles principales modifican el patrón hidrográfico natural y funcionan como canales artificiales superficiales (IMPLAN, 2010). El drenaje pluvial subterráneo existente está acotado a la zona centro de la ciudad, aunque en la actualidad no opera eficientemente por falta de mantenimiento.

4. METODOLOGÍA

4.1. Muestreo y tratamiento de muestra

Las muestras que se colectaron en el presente trabajo consistieron de: a) Suelos superficiales, que consistieron de 12 muestras de suelos naturales y 22 muestras de suelos que rodean actividad minera; y b) polvo urbano que consistieron de 18 muestras de polvo depositado en calles y polvo suspendido, en el que se contó con 12 años de muestreo de calidad de aire urbano de PST y PM10, sumando un total de 1386 muestras de filtros de PM10 y 2160 muestras de filtros de PST, de las cuales se seleccionaron 12 filtros para su análisis químico y tres muestras de polvo recolectadas en dispositivos BSNE. Además se muestrearon y analizaron tres muestras de litologías que son extraídas por las actividades mineras cercanas a Hermosillo. Asimismo, se analizaron muestras de los productos manufacturados y comercializados en la zona de estudio (Cementos Portland) por las dos actividades cementeras principales. En resumen se tiene un total de 72 muestras de distintas matrices analizadas geoquímicamente.

4.1.1. Litologías explotadas y productos producidos en actividades mineras de estudio.

Se adquirieron dos sacos de cemento Portland fabricados en las dos cementeras que rodean la ciudad de Hermosillo, y un saco de wollastonita de media pulgada de grano de la mina de localizada al NW de la ciudad. También se colectaron muestras de rocas de las canteras explotadas en dichas cementeras, así como de la mineralización metálica, en fragmentos de ~ 5 cm de largo. Las muestras se lavaron con agua destilada, se secaron y se quebraron a fragmentos centimétricos haciendo uso de una trituradora de mandíbulas de acero. Todas las muestras, excepto las de cemento Portland, se pulverizaron en un molino de bolas de ágata marca Retsch S100.

4.1.2. Suelos superficiales

Los suelos se consideran tanto fuente principal como destino de los polvos (Hatch y Grassian, 2008). La obtención de muestras en la presente investigación se centró en la recolección de los suelos más superficiales (primeros 5-10 cm). La metodología de la

recolección de las muestras de suelo superficial y consistió en: (1) Localizar un área sin presencia de vegetación; (2) Retirar posibles restos de materia orgánica presente; (3) Delimitar un metro cuadrado en el suelo con ayuda de una cinta métrica; (4) Tomar cinco sub-muestras superficiales de suelo (a 5 cm profundidad) con igual proporción en cuatro esquinas y centro del metro cuadrado; (5) Homogenizar las sub-muestras para obtener una muestra compuesta. Siguiendo estos pasos, el compuesto de sub-muestras representaría el suelo superficial de un punto de muestreo (Figuras 4.1 y 4.2). Es decir, se tomaron muestras de suelos superficiales compuestas, similar al esquema tresbolillo para la formación de una muestra compleja explicado en la NMX-AA-132-SCFI-2006.

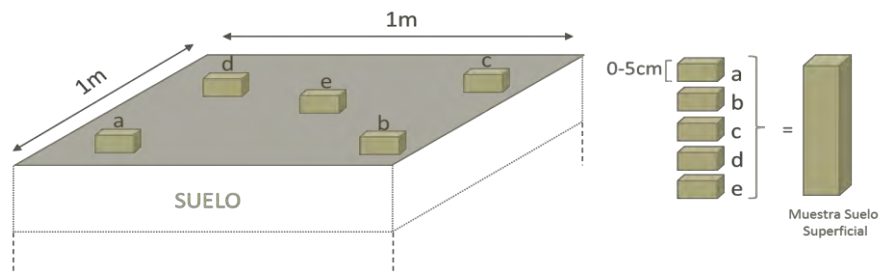


Figura 4. 1 Esquema de método de colección de muestra de suelos.



Figura 4. 2 Imágenes ilustrando la recolección de muestras de suelos superficiales en los alrededores de Hermosillo.

Para diseñar el plan de muestreo de suelos naturales superficiales, se elaboró en primer lugar un mapa edafológico del área de estudio mediante el programa de referenciación geográfica utilizando el software ArcGIS. Para ello se combinó imágenes satelitales, datos topográficos, datos de escorrentía, etc., con datos edafológicos de las

cartas H12-8 y H12-11, publicadas por el INEGI (2007). En base al mapa edafológico generado se realizó la selección de puntos de muestreo, utilizando los siguientes criterios: (1) Cubrir todos los tipos de suelos que están presentes en el área urbana de estudio y alrededores, y (2) Elegir puntos de muestreo lo suficientemente alejados de zonas urbanizadas y/o actividades antropogénicas, pero suficientemente cercanos como para ser fuentes representativas del polvo en la ciudad (Figura 4.3). El objetivo del muestreo de suelos superficiales naturales fue generar un fondo geoquímico local para el polvo generado a partir de suelos del área de estudio.

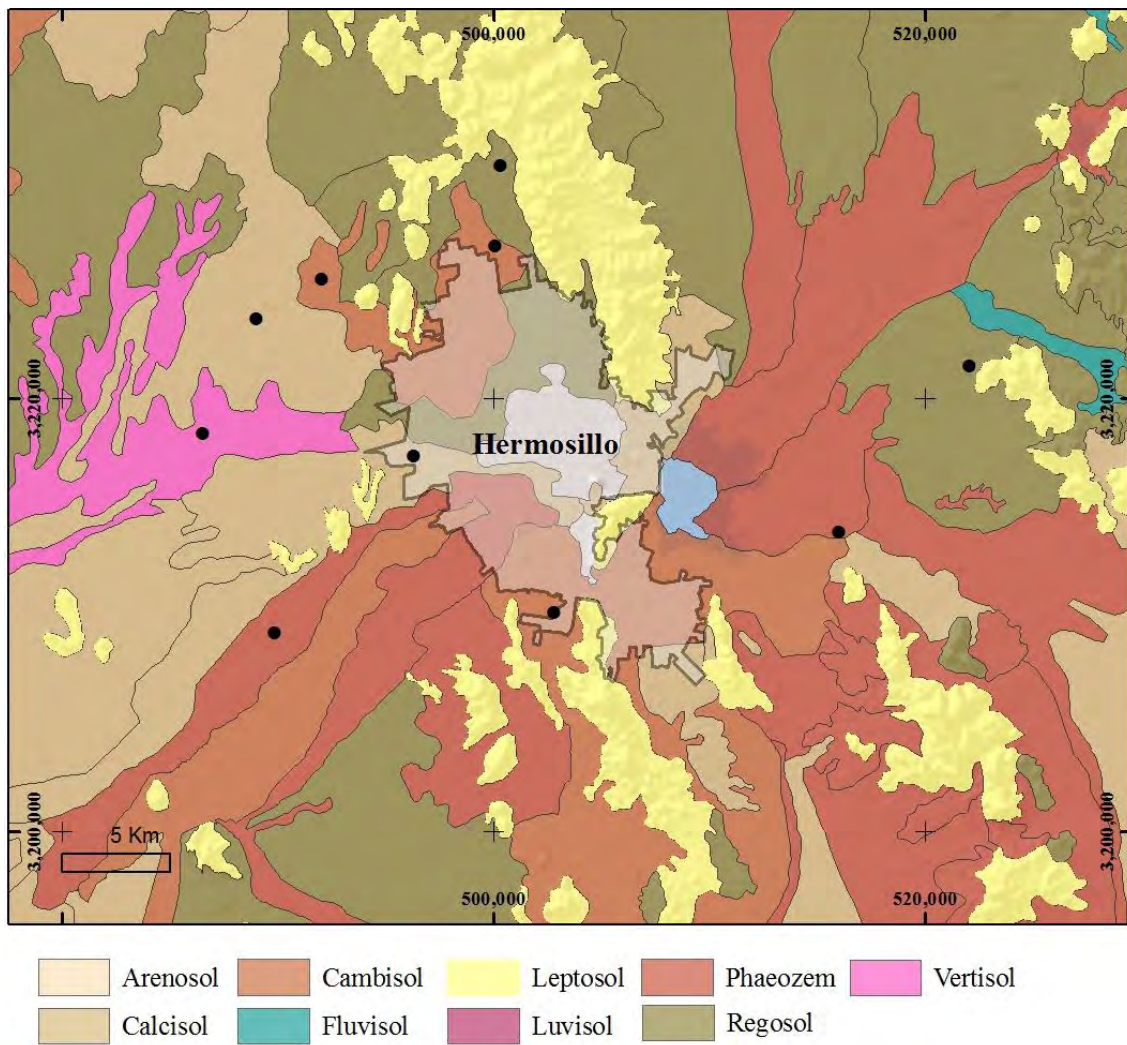


Figura 4. 3 Mapa edafológico de los alrededores de Hermosillo. Los puntos negros representan la localización de las muestras de suelo superficial tomadas. Mapa realizado partiendo de datos vectoriales edafológicos de Cartas H12-8 y H12-8, INEGI (2007). Mapas base: Copyright: © 2014 Esri, DeLorme

En cuanto a la recolección de muestras de suelos superficiales potencialmente impactados, definidos en este estudio como aquellos que han sido impactados por actividades antropogénicas debido a su cercanía, se llevó a cabo en tres zonas mineras cercanas a Hermosillo: (1) Cementera 1; (2) Cementera 2; y (3) zona de mineralización de Ag-Au (Figura 4. 4). Se delimitaron cuadrantes de 10 x 10 km quedando la actividad minera en el punto central del cuadrante (Figuras 4. 5-4. 7). Dentro del cuadrante se seleccionaron los puntos de muestreo basándose en los siguientes criterios: (1) Cubrir todos los tipos de suelos del área delimitada; (2) Tener en cuenta la hidrología y consecuente escorrentía del área; y (3) La rosa de direcciones de los vientos de la región. Para ello se partió de la hipótesis de que los suelos cercanos a las zonas mineras están potencialmente impactados por éstas, y por lo tanto pueden fungir como fuente de emisión de polvo impactado (Hatch y Grassian, 2008).

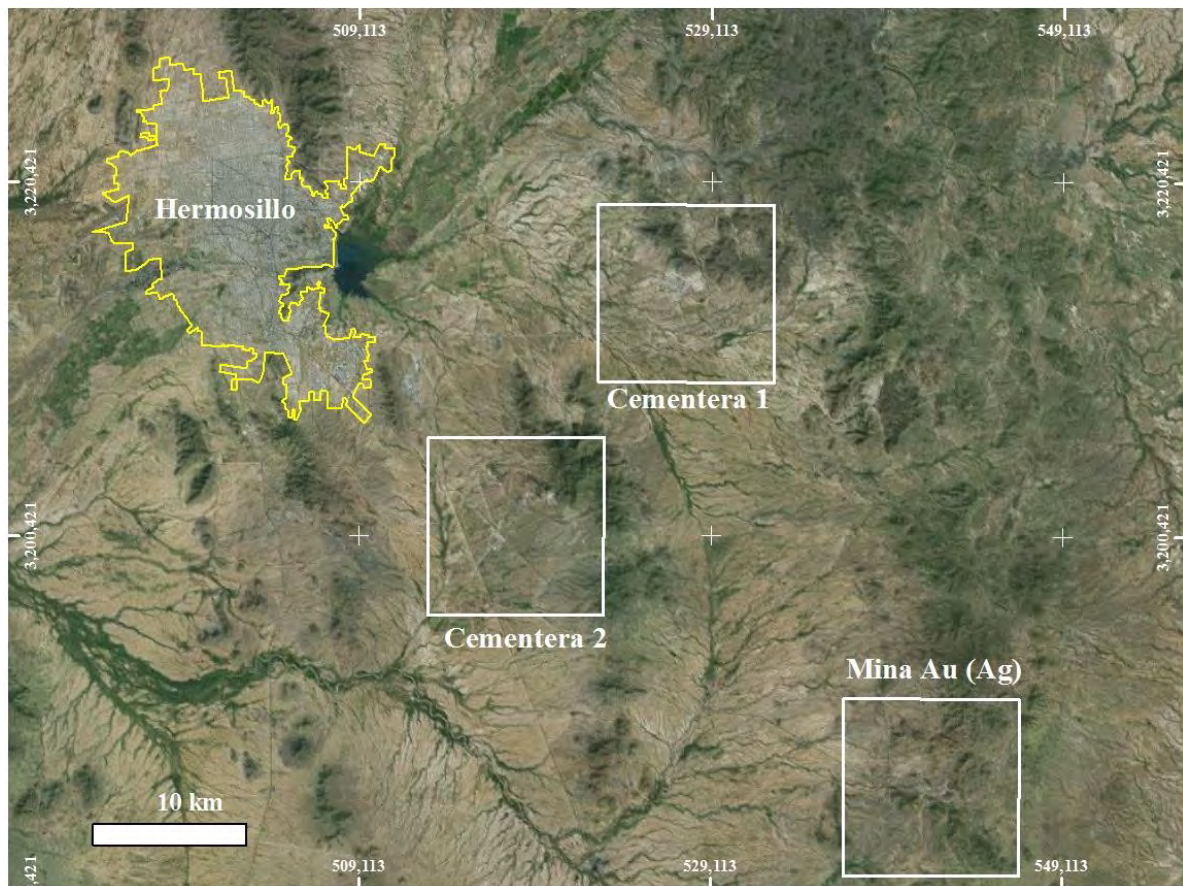
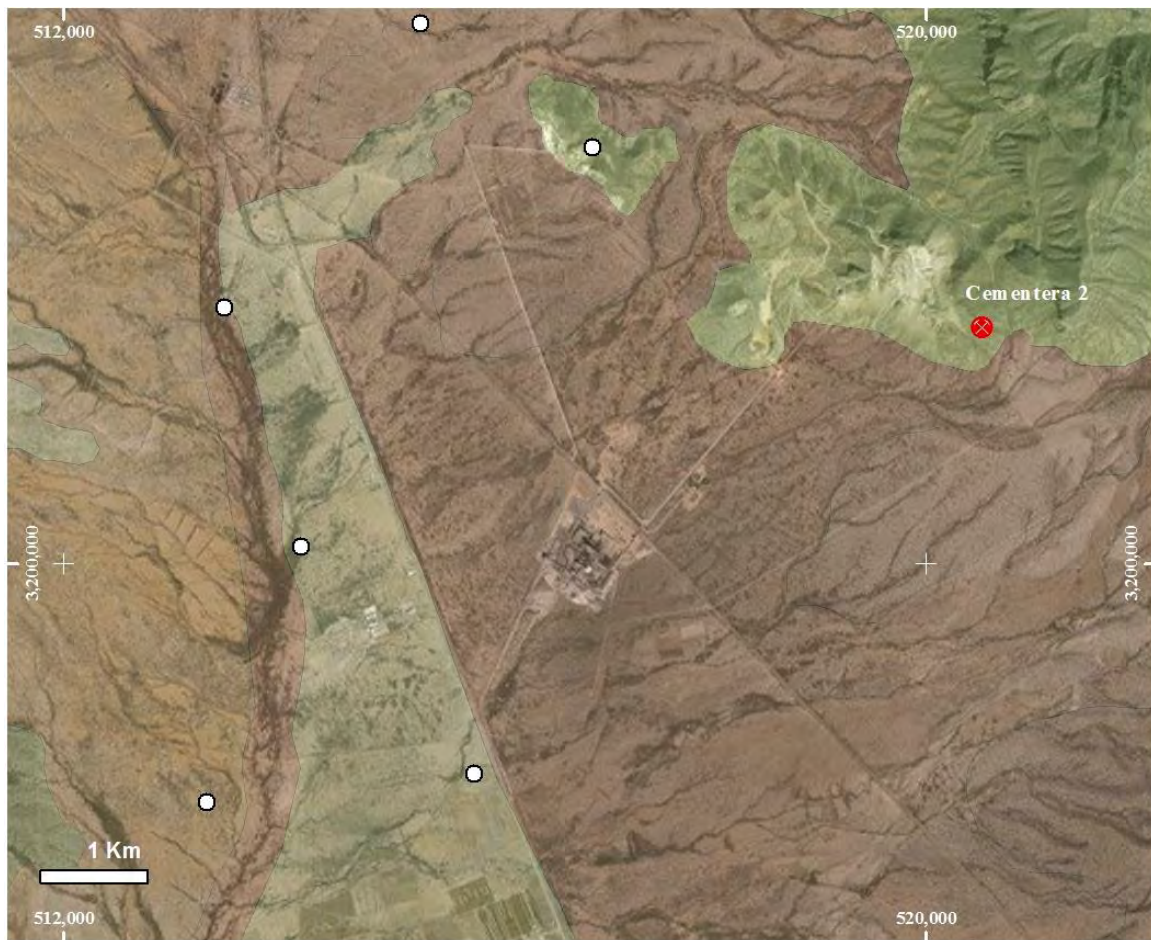


Figura 4. 4 Localización y cuadrantes 10 x 10 km de las zonas mineras estudiadas. Service Layer credits: Esri, Digital Globe, GeoEye, i-cuber, USDam AEX, Getmspping, Aerogrid, IGN, IGP, swisstopo, and the GIS User Community.



Figura 4. 5 Mapa mostrando imagen satelital del cuadrante que incluye a la Cementera 1, en el que se muestra los tipos de suelo y puntos de muestreo en suelos superficiales. Mapa realizado a partir de la digitalización de Cartas Edafológicas H12-8 y H12-8, INEGI (2007). Esri, Digital Globe, GeoEye, i-cuber, USDAM AEX, Getmspping, AeroGRID, IGN, IGP, swisstopo, and the GIS User Community.



Calcisol
 Cambisol
 Leptosol
 Phaeozem
 Regosol

Figura 4. 6 Mapa mostrando imagen satelital del cuadrante que incluye a Cementera 2 en el que se muestra los tipos de suelo y puntos de muestreo en suelos superficiales. Mapa realizado a partir de la digitalización de Cartas Edafológicas H12-8 y H12-8, INEGI (2007). Esri, Digital Globe, GeoEye, i-cuber, USDam AEX, Getmspping, AeroGrid, IGN, IGP, swisstopo, and the GIS User Community.



Figura 4. 7 Mapa mostrando imagen satelital del cuadrante que incluye la mina de Au (Ag) en el que se muestra los tipos de suelo y puntos de muestreo en suelos superficiales. Mapa realizado a partir de la digitalización de Cartas Edafológico H12-8 y H12-8, INEGI (2007). Esri, Digital Globe, GeoEye, i-cuber, USDAm AEX, Getmspping, Aerogrid, IGN, IGP, swisstopo, and the GIS User Community.

La preparación de muestras de suelo superficial se llevó a cabo en el Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía (LANGEM) con sede en Hermosillo. Las muestras fueron registradas, cuarteadas y secadas en un horno VWR 1600 HAFO Series, a menos de 40 °C. El peso se registró antes y después del secado. Posteriormente se realizó la separación granulométrica utilizando tamices de acero inoxidable con mallas de 18 a <635 (Tabla 4.1), utilizando un Ro-Tap 8 inch Tyler Ro-Tap Model RX-86 (Figura 4.8).

Tabla 4. 1 Mallas de tamices utilizados en la separación granulométrica con sus correspondientes tamaños de partícula.

Tamiz N°	Tamaño de partícula
18	1 mm
35	500 μm
60	250 μm
120/140	125/106 μm
230	63 μm
325	45 μm
635	20 μm
<635	<20 μm



Figura 4. 8 Fotografías ilustrando algunos procedimientos de preparación de muestras para su posterior análisis geoquímico. En orden de aparición de izquierda a derecha se muestra: (1) Proceso de tamizado mediante RoTap; (2) Lavado de tamices en baño ultrasónico; (3) Mortero para disgregar suelo; (4) Balanza con muestras etiquetadas para distintos análisis; y (5) Ejemplo de fracciones de muestra de suelo después del tamizado.

4.1.3. Polvo urbano

Las muestras de polvo depositados en calles de Hermosillo se obtuvieron de acuerdo a la metodología descrita por la EPA Apéndice C1 (US-EPA, 1993) para la recolección de muestras de polvo de calles pavimentadas y no pavimentadas, en donde principalmente consistió en recolectar polvo depositado a lo largo 2 m de calle (Figura 4. 9). El proceso de

preparación de las muestras de polvo depositado en calles fue el mismo que el proceso pesado, secado, tamizado, descrito en el apartado anterior para las muestras de suelos superficiales.



Figura 4. 9 Mapa ilustrando la localización de los puntos de muestreo de polvo de calles de Hermosillo y en rojo la carretera Internacional México-Nogales. Service Layer credits: Source: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, i-cubed, USGS, AEX, Getmapping, Aerogrid, ING, IGP, swisstopo and GIS user Community

El polvo suspendido en la zona urbana se colectó mediante colectores manuales de alto volumen (Figura 4. 10). A grandes rasgos estos colectores consisten en succionar una cantidad determinada de aire del ambiente hacia el interior de una caseta o coraza de protección, atrapando así las partículas en suspensión en un filtro de fibra de vidrio de apertura determinada. El muestreo de polvo suspendido en Hermosillo se llevó a cabo por el Instituto Municipal de Ecología del Gobierno municipal; este monitoreo comenzó sus operaciones en el año 2000 a través del Programa de Evaluación y Mejoramiento de la

Calidad del Aire (PEMCA). La red de monitoreo consiste de cuatro puntos distribuidos en la ciudad (Figura 4. 10a), con siete equipos manuales de alto volumen (Tabla 4.2) que miden concentraciones de partículas suspendidas menores de 100 micras de radio aerodinámico (Particulado Suspendido Total, PST) y material particulado con diámetro menor a 10 micras (PM_{10}); los muestreos se llevaron a cabo de manera continua por 24 horas cada seis días desde el año 2000 al 2012 (PEMCA 2010, 2011). Tanto los métodos de medición, así como la calibración y programas de calidad de los equipos se desarrollan de acuerdo a lo establecido en la Norma Oficial Mexicana NOM-035-SEMARNAT-1993 y la modificación de la Norma NOM-025-SSA1-1993. Además para la obtención de las concentraciones de material particulado y calibración de los equipos se basaron en los manuales de los equipos y en el Código Federal de Regulaciones (Code of Federal Regulations) de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica (US-EPA), específicamente en lo establecido en el Título 40 (Protección al ambiente), Capítulo I, Subcapítulo C (programas de aire), Parte 50, Apéndice J (US-EPA, 1997) y de nuevo en la NOM-035-SEMARNAT-1993.



Figura 4. 10 a) Localización de los puntos de muestreo de polvo suspendido en Hermosillo; b) ejemplos de puntos de muestreo con un colector manual de alto volumen (HV, por sus siglas en inglés) PM_{10} de la marca Wedding & Associates modelo wedding 600/1140921538U; c) punto de muestreo de polvo suspendido con dos colectores de alto volumen PST (Modelo TE-5000, Tish Environmental Inc.) y PM_{10} (Modelo Andersen TE-6070V Tish Environmental Inc.).

Finalmente, las muestras de polvo suspendido producido por re-suspensión de suelos se recolectaron con muestreadores BSNE (Big Spring Number Eight). Estos son muestreadores de polvo de bajo costo, que se han utilizado ampliamente para cuantificar el proceso de erosión eólica, puesto que se puede cuantificar el material transportado por aire procedente del suelo. Consisten en un mástil fijo al que se le ajusta una caja captadora de polvo móvil, unida a una veleta (Figura 4. 11) (Fryrear, 1986).

Tabla 4. 2 Especificaciones de la metodología de muestreo y equipos de monitoreo manuales

	PM ₁₀	PST
Modelo de Monitores de Alto Volumen	1 X Andersen Instruments Inc. / Modelo 6070V /	2 X Tish Environmental Inc. / TE-5000 / 353
Modelo de Monitores de Alto Volumen	2 X Wedding & Associates, Modelo wedding 600, 1140921538U	2 X Modelo TE-5000/ s/n serie
Filtros utilizados	Fibra de cuarzo Whatman, 20.3 x 25.4 cm.	Fibra de vidrio Whatman, 20.3 x 25.4 cm.
Periodo de Muestreo	Muestreo continuo de 24 horas cada seis días	Muestreo continuo de 24 horas cada seis días



Figura 4. 11 Colector de polvo BSNE en campo (izquierda) y caja captadora de polvo (derecha).

Se colocaron colectores BSNE con una caja captadora de polvo a 1.5 m de altura, en dos zonas mineras seleccionadas (Figura 4. 12). La elección de los puntos de localización de colectores fue basada fundamentalmente en la ubicación de las zonas urbanas respecto a la actividad minera y las direcciones preferenciales de viento, pero ambos criterios

estuvieron sujetos y restringidos por la disponibilidad, accesibilidad y seguridad de los sitios para colocar los colectores BSNE (Figura 4.12).

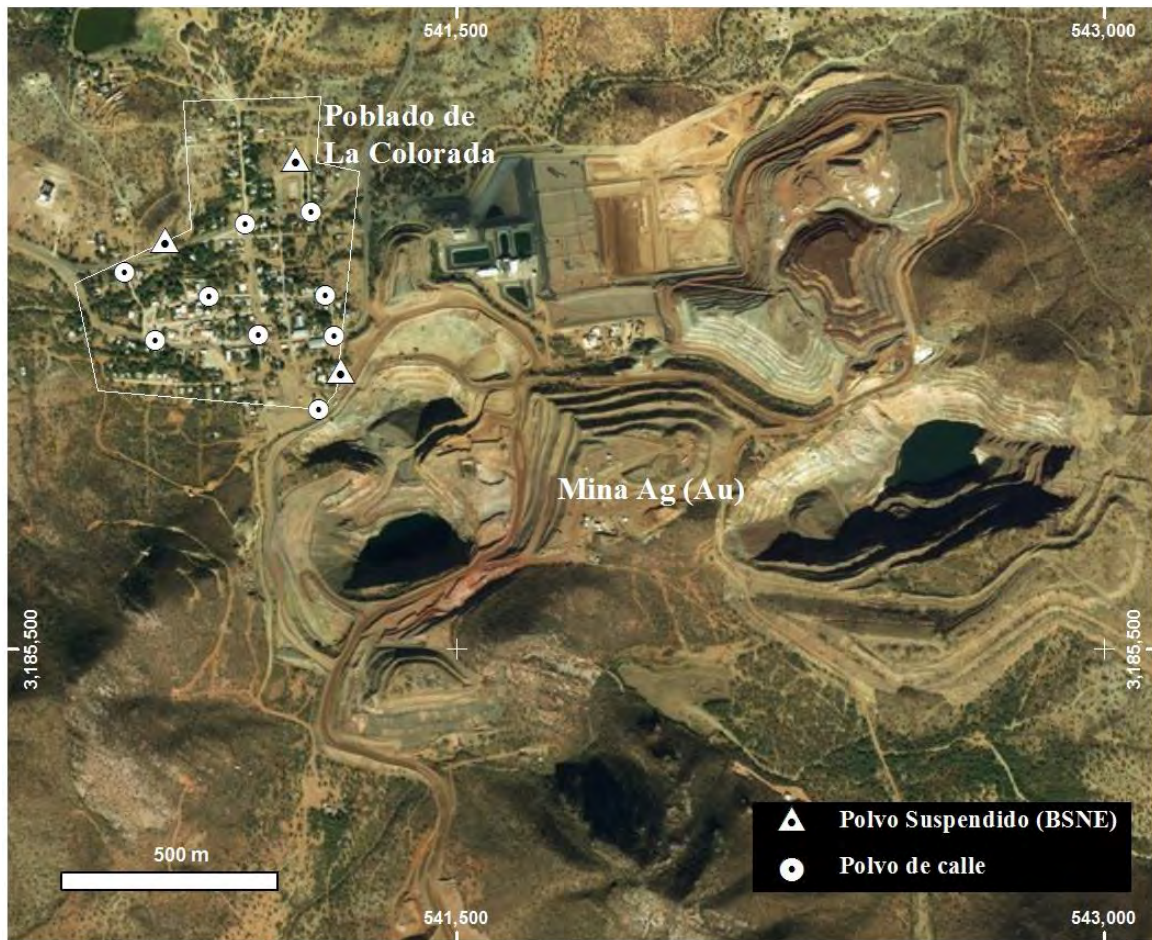


Figura 4. 12 Mapa de localización de los muestreos de polvo de calle y polvo suspendido (con colectores BSNE) en el poblado La Colorada, Sonora, poblado limítrofe con la actividad minera de Au-Ag localizada a 50 km al SE de Hermosillo. Service Layer credits: Source: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, i-cubed, USGS, AEX, Getmapping, Aerogrid, ING, IGP, swisstopo and GIS user Community.

4.1.4. Datos de clima

4.1.4.1. Estaciones climatológicas

Los datos climatológicos se basaron en la información disponible en el Banco Nacional de Datos Climatológicos que contiene registros históricos de la Red Climatológica Nacional de CONAGUA-SMN (Comisión Nacional del Agua-Servicio Nacional

Meteorológico). De los cinco observatorios meteorológicos pertenecientes a la red de estaciones de la CONAGUA, distribuidos en la zona urbana de Hermosillo, solamente uno sigue en operación. Hermosillo II (DGE) ID: 26139, y presenta datos climáticos de precipitación y temperatura confiables de los últimos 50 años hasta la actualidad. Los datos generados por este observatorio se toman como base para el análisis climático en la presente investigación. Esta base de datos carece de datos de viento, por lo que se obtuvo un registro de datos de viento diario desde el año 2000 hasta 2012, de una estación meteorológica ubicada en el aeropuerto de Hermosillo (wunderground.com, 2015). En general, se puede decir que la resolución de los datos históricos de clima que están disponibles en el área de estudio es de máximo un día.

4.1.4.2. Generación de rosas de vientos en Hermosillo

La generación de rosas de vientos se llevó a cabo mediante un software libre NCL (lenguaje de comandos), que es un producto del Laboratorio Computacional y Sistemas de Información en el Centro Nacional de Investigación Atmosférica (NCAR). Es un lenguaje interpretado gratuito y diseñado específicamente tanto para el procesamiento de datos científicos como de acceso para la visualización (NCAR, 2016).

4.2. Métodos analíticos

4.2.1. Mineralogía

La identificación del material cristalino en polvo (depositado y suspendido) se realizó utilizando la técnica de difracción de rayos X (DRX), utilizando un difractómetro Bruker D8-Advance del Departamento de Geología de la Universidad de Sonora. Las condiciones de análisis se mencionan a continuación. Radiación Ka del cobre, $1\frac{1}{4}$ 1.5466 Å, con barrido gama ángulo desde 4 a 62° y la velocidad de exploración fue de 0,02 paso/s. La tensión de excitación ánodo era 40 kV, la corriente aplicada fue de 35 mA, y la muestra se mantuvo en una rotación de 15 rpm.

Igualmente, se realizaron análisis mineralógicos utilizando microscopía de barrido electrónico (SEM, por sus siglas en inglés) con espectrómetro de energía dispersiva de

rayos X acoplado (EDS). Se obtuvieron imágenes SEM y análisis semi-cuantitativos elementales de manera puntual en partículas de polvo suspendido atrapado en filtros de fibra de vidrio sin cubrir, utilizando un instrumento JEOL JSM-LV 5410 equipado con un Oxford de rayos X de energía dispersiva de Espectroscopia (EDS), con condiciones de operación de 20 kV, en el Departamento de Investigación en Polímeros y Materiales de la Universidad de Sonora. Por otro lado, en polvos suspendidos captados en filtros históricos de la zona de estudio, se realizaron mapeos composicionales y análisis de abundancias relativas de elementos corticales (K, Ca, Al, Na) utilizando un microscopio de barrido electrónico TM3030plus de Hitachi, con EDX marca Bruker QUANTAX 70, perteneciente al Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía (LANGEM) sede UNISON-ERNO en condiciones de operación de bajo vacío y 15 kV.

4.2.2. Geoquímica

Las determinaciones de concentraciones elementales de muestras de suelos superficiales naturales, suelos superficiales potencialmente impactadas, polvo depositado en calles, cementos producidos y consumidos en el área de estudio, y litologías que se extraen en canteras del área de estudio (caliza y wollastonita), se llevaron a cabo en ALS Global mediante los métodos ME-MS81d y ME-4ACD81. El método ME-MS81d es una combinación métodos ME-MS81 para elementos traza y tierras raras, con ME-ICP06 para elementos mayores en roca total, y ambos métodos utilizan fusiones con metaborato de litio como el procedimiento de disolución. En el método ME-MS81, se funde la muestra a 1000 °C con metaborato de litio (0.90 g) y la masa fundida resultante se disuelve en 100 ml de 4% de solución de HNO₃/HCl₃ al 2%, esta solución se analiza luego por ICP-MS. Mientras que en el método ME-ICP06 los elementos mayores se adquieren a partir de un análisis ICP-AES de la fusión (AlsGlobal, 2009). Para los metales base (Ag, As, Cd, Co, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, y Zn) se utilizó el método ME-4ACD81, en el que la digestión se lleva a cabo utilizando cuatro ácidos (nitríco, perclórico, fluorhídrico y clorhídrico), a temperaturas de hasta 260 °C, con la excepción del Hg, que se disuelve en agua regia (AlsGlobal, 2009).

Los análisis de concentración total de metales en polvos suspendidos colectados en filtros PST (<100 micras) y PM₁₀ (<10 micras), se llevó a cabo en el laboratorio ALEC

(Laboratorio de Contaminantes Emergentes de la Universidad de Arizona). Los filtros seleccionados se analizaron siguiendo la metodología de la EPA IO-3.1 (US-EPA, 1999) en el que la solución de extracción consiste en una mezcla de ácido nítrico y ácido clorhídrico (3% HNO₃/8% HCl), seguida de una digestión utilizando horno de microondas. Una vez extraídas las soluciones, estas se diluyeron para ser analizadas en un espectrómetro de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-MS). Un total de cincuenta elementos fueron medidos en este proceso (Sc, Be, Na, Mg, Al, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Sr, Mo, Ru, Rh, Pd, Ag, Cd, Sn, Sb, Te, Ba, Hf, Ir, Pt, Au, Tl y Pb).

Las concentraciones totales elementales en las muestras de polvo recolectadas por los dispositivos BSNE, se determinaron mediante equipo portátil de Fluorescencia de Rayos X (PFRX), de Thermo Scientific NITTON XLt3, del LANGEM, siguiendo los protocolos de calibración y control interno de calidad propuestos por el método estandarizado 6200 de la US-EPA (2007) para equipos portátiles de Fluorescencia de Rayos X, que incluyen: (1) Análisis de blancos (SiO₂ en porta-muestra de teflón con bolsas de polietileno de baja densidad), (2) Siete repeticiones de análisis de estándares certificados 2710a Montana Soil a 60 s de tiempo de medición. Las muestras fueron colocadas en porta-muestra de teflón con cubierta de polietileno de baja densidad y se realizaron tres mediciones de 60 s, obteniéndose así la desviación estándar relativa (RSD) del elemento medido. Los valores de RSD fueron menores de 10% para los siguientes elementos: Pb, Zn, Cu, Fe, Mn, Ti, menores de 20% para V y Ca, lo cual es son datos aceptables. Excepto para Zr que dio valores RSD >20%, y el Cr con valores RSD >30%.

4.2.2.1. Índices geoquímicos

Uno de los objetivos principales de la presente investigación es utilizar la geoquímica como herramienta para trazar fuentes en polvo urbano de la zona estudio. Existe en la literatura un amplio rango de índices geoquímicos utilizados para discriminar entre fuentes antropogénicas y geogénicas de elementos traza en muestras de diversas de matrices como suelos, polvo urbano, polvo suspendido, etc. (Meza-Figueroa *et al.*, 2016; Mummullage *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2016). Estos índices surgen con la necesidad de determinar qué tan contaminado está un lugar, asumiendo que, dependiendo de la litología, algunas áreas geológicas pueden mostrar enriquecimientos de ciertos metales considerados

como tóxicos, sin necesidad de la intervención antropogénica. De aquí la importancia del aporte geológico a temas ambientales en términos de elegir adecuadamente el fondo geoquímico natural a partir del cual se pueda calcular los índices de contaminación.

El fondo geoquímico natural se define como las concentraciones elementales propias de la geología de la zona, incluyendo las anomalías geoquímicas naturales (Zuo y Wang, 2015). No obstante, definir el fondo geoquímico es uno de los grandes retos de la geoquímica actual. Desde el punto de vista ambiental, cada vez es más complicado discriminar entre el aporte geogénico y antropogénico, debido al incremento de los problemas ambientales en las últimas décadas. Es por eso que se dificulta cada vez más la determinación de un valor de fondo natural, sin que haya sufrido algún tipo de impacto (Albanese et al., 2007; Rothwell y Cooke, 2015; Zuo y Wang, 2015). De hecho, algunos autores mantienen que los suelos superficiales (ej. Suelos) apartados de actividades antropogénicas ya presentan cierta contaminación de base, debido a deposición y acumulación de polvo contaminado de fuentes lejanas (Lin *et al.*, 2004; Huang *et al.*, 2008; Lee y Yu, 2016; Schwanck *et al.*, 2016). Esta es la razón por la cual algunos autores eligen utilizar el término de línea base local en lugar de fondo geoquímico natural, para realizar estudios de contaminación. Incluso en exploración geoquímica de yacimientos minerales, la definición del fondo geoquímico sigue siendo el punto crucial para detectar con eficiencia las anomalías geoquímicas (Cohen et al., 2010; Grunsky, 2010). Una anomalía geoquímica se define como un patrón con rasgos geoquímicos diferentes a los que se presentan con más frecuencia (Zuo y Wang, 2015). Estos patrones de anomalías geoquímicas pueden darse por un sinnúmero de procesos, tanto geogénicos como antropogénicos, o como una combinación de ambos. El método más ampliamente utilizado para la detección de anomalías geoquímicas es el que establece valores umbrales, que contienen la parte superior y límites inferiores de variaciones de fondo (Zuo y Wang, 2015).

Los índices utilizados en el presente estudio se describen brevemente a continuación:

- Índice de contaminación o índice de polución (C_f^i): Se trata de la relación entre el contenido del elemento traza en la muestra y la concentración del mismo metal del fondo geoquímico,

reflejando así el enriquecimiento de elemento traza en la muestra respecto al fondo. Se expresa a continuación como:

$$C_f^i = \frac{C_i}{S_i}$$

Donde C_i es concentración del elemento traza i en la muestra y S_i el valor de fondo para el elemento traza. (Li *et al.*, 2016).

-Índice de Geoacumulación (I_{geo}): Utilizado inicialmente en sedimentos (Lu *et al.*, 2009), pero ampliamente utilizado en la actualidad en muestras de matrices distintas como suelos, polvos depositados en calles, polvos suspendidos, etc, (Li *et al.*, 2014, 2015, 2016; Rahman *et al.*, 2014), se expresa como:

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{1.5B_n}$$

Dónde C_n es la medida de concentración del elemento traza n en la muestra y B_n el valor del fondo geoquímico para el elemento. La constante 1.5 se introduce para minimizar el efecto de las posibles variaciones en los valores de fondo que pueden ser atribuidas a variaciones litológicas en los sedimentos (Lu *et al.*, 2009).

-Factor de Enriquecimiento (FE): El factor de enriquecimiento de un elemento en una muestra se basa en la estandarización de un elemento medido, respecto a un elemento de referencia (Lu *et al.*, 2009; Meza-Figueroa *et al.*, 2016; Mummullage *et al.*, 2016). El elemento de referencia se debe caracterizar por presentar baja variabilidad, los elementos más utilizados: Al, Fe, Ti, Si, Sr, K, etc. (Lu *et al.*, 2009). El cálculo de FE a continuación se expresa como:

$$FE = \frac{[C_x/C_{ref}]_{muestra}}{[C_x/C_{ref}]_{fondo\ geoquímico}}$$

La Tabla 4.3 muestra los criterios para la evaluación de la contaminación de metales traza en función de los distintos índices propuestos, dependiendo de los valores de referencia (Çevik, *et al.*, 2009; Lu *et al.*, 2009).

Tabla 4. 3 Criterios para la evaluación de la contaminación de metales traza en función de los distintos índices propuestos (Çevik, *et al.*, 2009; Lu *et al.*, 2009)

Índice de contaminación C_f^i	Índice de Geoacumulación I_{geo}	Factor de Enriquecimiento EF
<1 No contaminado	≤ 0 no contaminado	<2 Enriquecimiento mínimo
1-3 Moderadamente contaminado	0–1 Levemente contaminado	2-5 Enriquecimiento moderado
3-6 Consideradamente contaminado	1–2 moderadamente contaminado	5-20 Enriquecimiento significativo
>6 Altamente contaminado	2-3 moderada a fuertemente contaminado	20-40 Enriquecimiento muy alto
	3–4 fuertemente contaminado	>40 Enriquecimiento extremadamente alto
	4–5 fuerte a extremadamente contaminado	
	>5 extremadamente contaminado	

4.2.2.2. Relaciones elementales

Además de los índices geoquímicos, otro método ampliamente utilizado para caracterizar y/o distinguir fuentes geogénicas y antropogénicas de polvo son las relaciones elementales, tanto de mayores como traza (Zhang *et al.*, 2014). Una relación elemental comúnmente utilizada para determinar fuentes de polvo geogénico es la relación Si/Al, que está determinada a su vez por la mineralogía (Usher *et al.*, 2003). Otras relaciones elementales que son utilizadas como trazadores de procedencia de polvo geogénico son Ti/Nb, Rb/K y Ga/Al (Zarasvandi *et al.*, 2011). Por otro lado, las relaciones elementales utilizadas para trazar contribuciones antropogénicas varían en función de la fuente a trazar, ej. V/Al, Ni/Al, Cu/Al, Zn/Al, Cd/Al y Pb/Al (Zarasvandi *et al.*, 2011). Las relaciones elementales que implican el grupo de elementos de tierras raras (i.e. La/Ce), han sido ampliamente utilizadas en la geología como trazadores de procesos geológicos, debido a su similitud en el comportamiento geoquímico, ya que son pocos los procesos naturales que pueden fraccionar unas tierras raras respecto a otras, de ahí que se haya utilizado para establecer firmas geoquímicas de regiones para fuentes de polvo geogénico (Rollinson, 1993). Sin embargo, la relación La/Ce también puede trazar fuentes antropogénicas, ya que el enriquecimiento en Ce en el polvo urbano se ha asociado a firma de tráfico vehicular, puesto que el óxido de cerio es un estabilizador común en catalizadores de gases de escape de vehículos (Lyubomirova *et al.*, 2011).

4.2.2.3. Análisis estadístico.

El análisis de componentes principales (PCA, por sus siglas en inglés) es una técnica de análisis estadístico multivariado, que obtiene buenos resultados debido a su capacidad para distinguir múltiples fuentes en estudios ambientales. Sin embargo, PCA sólo es capaz de agrupar un conjunto de elementos en función de sus variaciones estadísticas. El etiquetado de estos grupos de elementos como fuentes específicas requiere un previo conocimiento de las firmas geoquímicas de las fuentes potenciales (Mummullage *et al.*, 2016).

Varios parámetros estadísticos descriptivos, como mínimo, máximo, promedio y desviación estándar, fueron estimados para el contenido de metales en las muestras estudiadas. Se realizó un análisis univariado para entender la abundancia y distribución de las concentraciones elementales. También se utilizaron las matrices de correlación de Pearson por la distribución cercana normal de los datos, además de ser una matriz de correlación que trabajos como Shi *et al.* (2013) sugiere para datos geoquímicos de polvo de calle.

Asimismo se realizó un estudio de análisis multivariado, en particular de PCA para identificación de fuentes y estimar su contribución de metales en polvos estudiados (Kokot *et al.*, 1998, 2005; Facchinelli, 2001; Mostert *et al.*, 2012). A grandes rasgos, es un método cualitativo de reconocimiento de patrones, que transforma los datos en el mismo número de componentes principales ortogonales. Los componentes principales se eligen posteriormente del más alto al más bajo en el orden de la varianza de los datos que describe cada componente principal. Comúnmente, solo unos pocos componentes principales o factores que son estadísticamente significativos son elegidos (Kokot *et al.*, 1998; Mostert *et al.*, 2012). Para este análisis se utilizó el software StatistiXL 1.6. El número de componentes principales significativos utilizados para la interpretación se basa en el criterio de Kaiser que consiste en la retención de factores con valores propios superiores a 1 y varianza explicada igual o superior al 70% (Mostert *et al.*, 2010).

Finalmente, en el análisis histórico de emisiones de polvo se aplicó el test LSD (*least significant difference*) de Fisher, con el fin de determinar cómo afectaba al fenómeno climatológico del Monzón Norteamericano a emisiones de polvo (Williams y Abdi, 2010).

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La organización de la presente sección sigue el esquema conceptual planteado a lo largo del manuscrito de tesis, enfocándose en fuente-dispersión-destino de polvo a escala local (urbana) en un clima árido, centrándose en el polvo como agente de transporte de contaminante, y confrontado este tema desde dos aspectos principales: 1) descripción de fuente potenciales y evaluación del receptor o destino del polvo (fuente-destino), y 2) caracterización del patrón comportamiento del ciclo local histórico de polvo en la zona de estudio (dispersión).

5.1. Fuentes de polvo.

Se aplicaron herramientas geoquímicas y mineralógicas en diversos tipos de muestras con el fin de definir la fuente geogénica y evaluar potenciales fuentes antropogénicas del polvo. Para la firma geogénica, se caracterizó la fracción fina ($< 44 \mu\text{m}$), susceptible a ser re-suspendida de los suelos superficiales naturales. En la identificación de fuentes antropogénica, se asumieron las actividades mineras cercanas al área de estudio como focos potenciales de polvo impactado, por lo que se caracterizó las litologías explotadas y los productos producidos en dichas actividades. Sin embargo, la identificación de fuentes antropogénicas de polvo relacionadas con actividades estrictamente urbanas, se trató de manera indirecta mediante la caracterización del receptor, es decir, el polvo urbano.

5.1.1. Fuente geogénica de polvo: Suelos naturales.

Las concentraciones de los elementos mayores en la fracción $<44 \mu\text{m}$ de los suelos naturales superficiales de los alrededores del área urbana de estudio se presentan en la Tabla .1 En términos generales las concentraciones de los elementos están dentro de los promedios del suelo mundial (Tabla 5.1). Los elementos mayores más representativos de los suelos son Si y Al, debido a que presentan mayores concentraciones y menor dispersión. Por el contrario, el calcio es el elemento que presenta mayor dispersión en los distintos suelos superficiales de la zona de estudio ($\text{CaO} = 2.30 \pm 2.22$); esta variación puede deberse a las diferentes litologías y a las diferencias en el desarrollo del suelo en la zona. Los suelos

jóvenes y poco desarrollados son capaces de reflejar la composición de la roca madre cercana (WRB-FAO, 2007). Además, localmente las rocas ígneas representan mayor volumen que las calcáreas, impidiendo de esta forma el aporte homogéneo del calcio (ver apartado 3.1.1). Finalmente, los suelos superficiales locales se caracterizan por presentar concentraciones de Na y K ligeramente más altas que el promedio del suelo mundial, posiblemente reflejando la composición de la roca madre original, rica en feldespatos y de composición granodiorita (Tabla 5. 1).

Tabla 5. 1 Porcentaje en peso de óxidos de elementos mayores de suelos naturales superficiales del área de estudio. Límite de detección es 0.01wt. % para todos los elementos. Min: mínimo; Max: máximo; DST: desviación estándar. Los valores de suelo mundial se determinaron a partir de las concentraciones de elementos mayores de suelos recopiladas por De Caritat *et al.* (2012).

	Suelos locales		Suelos Mundial
	Min-Max	Media-DST	Media-DST
SiO₂	58.80-71.20	63.08 ± 4.34	67.03 ± 6.17
Al₂O₃	11.35-15.55	13.83 ± 1.67	14.00 ± 0.95
Fe₂O₃	3.18-6.89	5.19 ± 1.06	5.37 ± 0.351
CaO	0.90-7.97	2.87 ± 2.13	2.00 ± 0.10
MgO	0.56-2.02	1.57 ± 0.58	1.10 ± 0.36
Na₂O	1.48-3.19	2.37 ± 0.8	0.96 ± 0.35
K₂O	2.34-3.22	2.71 ± 0.29	1.67 ± 0.06
TiO₂	0.62-1.20	0.84 ± 0.17	0.76 ± 0.08
MnO	0.05-0.12	0.08 ± 0.02	0.10 ± 0.03

El contenido de elementos traza en los suelos naturales superficiales muestreados se presentan en la Tabla 5.2. La dispersión de las concentraciones no es alta para los suelos superficiales locales, lo cual indica que se pueden utilizar como trazadores de fondo geoquímico local. Aunque en varios elementos existe una mayor dispersión como es el caso del Cu, As, Cs, seguidos de Cr, Th, Li y Ni (Tabla 5.2), aún se puede delimitar sus concentraciones umbrales máximas como las naturales en las zonas.

Con el fin de caracterizar a detalle el fondo geoquímico natural, incluyendo sus anomalías y valores umbrales, se calculó el índice de contaminación (IC) en suelos naturales, utilizando como valores de referencia el promedio de suelo mundial y corteza continental. Los resultados del IC de los suelos naturales del área de estudio se representan en Figura 4.1, con el propósito de facilitar el reconocimiento de patrones de

comportamiento de cada uno de los elementos. Se puede observar en la gran mayoría de los elementos de suelos naturales locales, aunque cercanos a la unidad, se encuentran dentro del rango de leve a moderadamente contaminado. En el caso del As, si se toma como valor de referencia la corteza continental media, sobrepasa el rango de altamente contaminado; no obstante, si tomamos en cuenta el suelo mundial, se mantiene en el rango de leve a moderadamente contaminado (Figura 4.1).

Tabla 5. 2 Estadística descriptiva de elementos traza determinados en suelos naturales superficiales del área de estudio. Las concentraciones se expresan en mg.kg⁻¹ para todos los elementos. LD: límite de detección; Min: mínimo; Max: máximo; DST: desviación estándar.

	LD	Min-Max	Media-DST		LD	Min-Max	Media-DST
Ba	0.50	620.00-848.00	751.75 ± 83.11	Tb	0.01	0.73-0.90	0.81 ± 0.05
Ce	0.50	68.20-123.00	85.48 ± 16.72	Th	0.05	13.40-32.50	22.48 ± 6.23
Cr	10.0	40.00-102.78	73.64 ± 20.50	Tl	0.50	0.50-0.80	0.63 ± 0.11
Cs	0.01	3.55-13.05	6.38 ± 3.26	Tm	0.01	0.35-0.46	0.411 ± 0.038
Dy	0.05	3.95-4.84	4.56 ± 0.30	U	0.05	3.39-6.58	4.55 ± 1.00
Er	0.03	2.19-2.92	2.64 ± 0.24	V	5.00	70.00-119.00	98.50 ± 14.99
Eu	0.03	1.18-1.71	1.361 ± 0.18	W	1.00	2.00-4.00	3.25 ± 0.71
Ga	0.10	15.10-23.00	19.75 ± 2.92	Y	0.50	23.50-39.67	30.08 ± 5.25
Gd	0.05	4.85-6.22	5.37 ± 0.44	Yb	0.03	2.27-3.24	2.73 ± 0.31
Hf	0.20	7.50-13.20	10.83 ± 1.84	Zr	2.00	269.00-622.37	448.76 ± 100.51
Ho	0.01	0.78-1.02	0.93 ± 0.08	Ag	0.50	0.25-0.25	0.25 ± 0
La	0.50	35.80-70.50	46.03 ± 10.88	As	0.10	2.50-20.00	11.39 ± 4.59
Lu	0.01	0.38-0.51	0.44 ± 0.05	Cd	0.50	0.25-0.25	0.25 ± 0
Nb	0.20	15.80-30.42	21.85 ± 4.62	Co	1.00	7.00-13.00	10.75 ± 2.36
Nd	0.10	28.60-49.10	34.85 ± 6.21	Cu	1.00	8.00-50.96	26.58 ± 13.29
Pr	0.03	8.14-14.65	10.02 ± 2.04	Li	10.00	20.00-50.00	30.00 ± 10.69
Rb	0.20	88.40-148.50	125.01 ± 19.72	Mo	1.00	0.50-0.50	0.50 ± 0
Sm	0.03	5.33-8.09	6.28 ± 0.80	Ni	1.00	9.00-28.00	18.25 ± 5.898
Sn	1.00	2.00-3.00	2.50 ± 0.54	Pb	2.00	15.00-36.33	27.44 ± 5.86
Sr	0.10	258.00-438.00	335.50 ± 67.43	Sc	1.00	5.00-11.00	8.63 ± 2.00
Ta	0.10	1.20-1.80	1.51 ± 0.20	Zn	2.00	41.00-129.49	93.04 ± 24.76

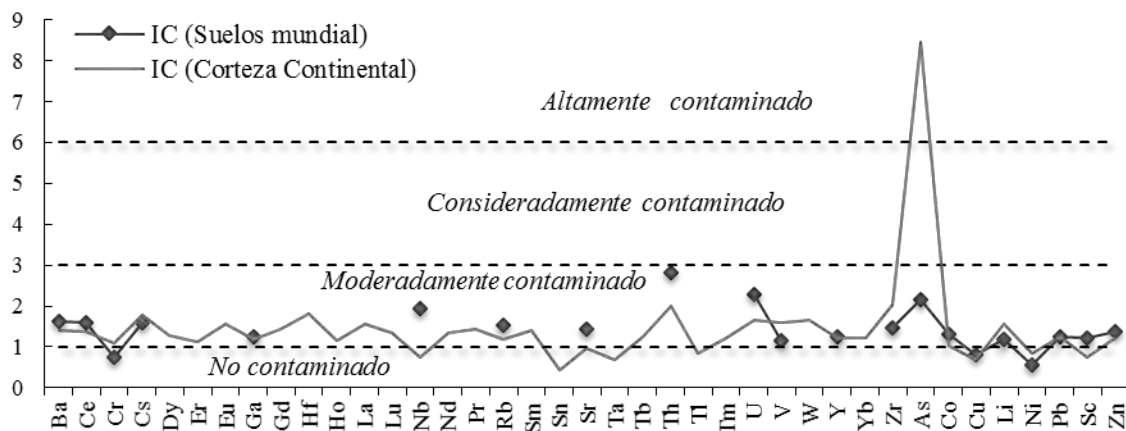


Figura 5. 1 IC calculado en suelos naturales superficiales locales, tomando como valor de referencia el promedio de suelos naturales en el mundo, recopilados en de Caritat *et al.* (2012) y las concentraciones de elementos traza de la corteza continental media según Taylor y McLennan (1985)

En el presente trabajo se asume los valores de suelo superficial natural como valores de fondo geoquímico local para el polvo en la zona, puesto que lo que se pretende determinar es la firma geoquímica de la actividad antropogénica actual. Por lo tanto el fondo geoquímico local se caracteriza por presentar un contenido en As, Th, Zr, Hf y U relativamente elevado respecto a niveles de referencia de suelos mundiales (Figura 5.1).

5.1.1.1. Mineralogía de suelos naturales superficiales de Hermosillo.

Los minerales mayoritarios presentes fracción <44 μm de los suelos naturales superficiales recolectados en los alrededores del área urbana Hermosillo son cuarzo, feldespatos alcalinos (microclina-ortoclasa) y plagioclasas (principalmente sódica tipo albita, y en pocos casos cálcica tipo anortita). Esta asociación mineral es representativa de la litología (granito- granodiorita, diorita) presente en la zona de estudio (ver Figura 5.2). Otro mineral mayoritario, pero que no está presente en todos los suelos superficiales es la calcita. Finalmente se nota la presencia de moscovita y en algunos de los casos illita, que es producto de alteración de moscovita, así como poca presencia de otras arcillas, como la montmorillonita (ver Figura 5.2).

Algunos de los suelos presentan minerales asociados a zonas metasomáticas, como granates (almandino) y piroxenos (diópsido-augita) y minerales tipo zeolitas. Además de haberse detectado presencia en algunos suelos de óxidos de hierro alterados (goethita) y

presencia de zircones. Mostrando por lo tanto suelos poco desarrollados, sugerido por la baja presencia de arcillas.

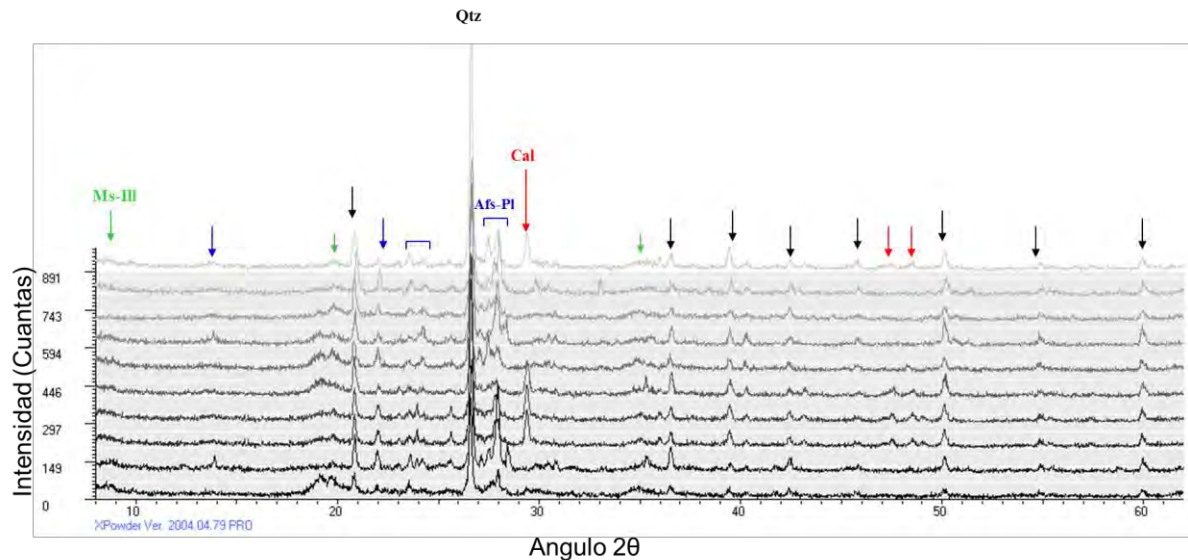


Figura 5. 2 Patrones de difracción de la fracción menor de 44 μm de los suelos naturales superficiales de la zona de estudio. Qtz: cuarzo, Cal: calcita, Afs: feldespatos, Pl: plagioclasas, Ms: moscovita, Ill: illita.

5.1.2. Fuentes antropogénicas de polvo: actividades mineras.

La identificación de las fuentes antropogénicas en polvo urbano se planteó específicamente en las fuentes relacionadas a las zonas mineras. Para ello se propuso caracterizar las firmas geoquímica de las fuentes con el fin de poder identificarlas en el receptor, tal como se propone en el trabajo de Mummullage et al. (2016). Las fuentes potenciales definidas en este estudio son las zonas mineras activas de los alrededores de Hermosillo, y consisten en (1) Industria cementera, (2) Mina de wollastonita, y (3) Mina de Au-Ag, descritas en el apéndice 3.1.3.

5.1.2.1. Geoquímica de fuentes antropogénicas

El contenido de elementos mayores de las litologías extraídas en las actividades mineras (wollastonita, mármol, y muestra de mineralización de Ag-Au) y los productos de actividades mineras en la zona estudio (dos muestras de cemento) se presentan en la Tabla 5.3. En lo que respecta a la actividad minera no metálica (cementeras), las concentraciones de CaO y SiO_2 en las dos marcas de cements estudiados son mayores que las

concentraciones del mármol de cantera de origen, debido posiblemente a los aditivos minerales que se les agrega en el proceso de producción. No obstante, existen diferencias composicionales entre las dos marcas de cemento estudiadas. El cemento 1 presenta mayor concentración en CaO, Fe₂O₃, TiO₂, MgO y P₂O₅, mientras que el cemento 2, presenta mayor contenido en SiO₂ y K₂O. Por otro lado, la roca calcárea metamórfica (mármol) extraída en cantera, presenta principalmente CaO, pero con impurezas de SiO₂. Por otro lado, la wollastonita extraída de la mina Pilares presenta altos contenidos de SiO₂, CaO, y en menor cantidad Al₂O₃, Fe₂O₃ y MgO. Por último, la mineralización de Ag-Au se caracteriza por alto contenido en SiO₂, Fe₂O₃ y MnO.

Tabla 5. 3 Porcentaje en peso de óxidos de elementos mayores de litologías explotadas y productos de las actividades mineras del área de estudio. Límite de detección es 0.01 wt. % para todos los elementos. Min: mínimo; Max: máximo; DST: desviación estándar

	Wollastonita	Cemento Portland 1	Cemento Portland 2	Mármol cantera	Mineralización Au-Ag
SiO₂	49.60	19.75	27.10	8.96	72.8
Al₂O₃	0.63	4.46	4.55	0.41	4.18
Fe₂O₃	0.25	2.94	2.67	0.28	14.36
CaO	47.5	61.10	55.50	51.90	1.70
MgO	0.25	1.60	0.82	0.54	0.34
Na₂O	0.01	0.68	0.60	0.01	0.08
K₂O	0.01	0.65	0.87	0.29	0.22
TiO₂	0.05	0.36	0.18	0.03	0.17
MnO	0.03	0.05	0.07	0.02	0.24
P₂O₅	0.07	0.21	0.08	0.05	0.12
SrO	0.02	0.08	0.10	0.05	0.01

El contenido de elementos traza en las muestras relacionadas con las zonas mineras se presentan en la Tabla 5.4. A partir de las concentraciones mostradas se calculó el IC tomando como referencia el fondo geoquímico local (Figura 5.3). De este cálculo se obtuvieron los elementos que deberían de ser considerados para evaluación de la contaminación. En el caso de los cementos, solo el cemento de la Cementera 2 presenta valores de IC>6, valores a partir del cual se considera como altamente contaminado, y valores IC>10 se considera de origen antropogénico (ej. Meza-Figueroa *et al.*, 2016; Figura 4.3). En el caso de la extracción de la mineralización de Ag-Au el Pb, Ag, Cd alcanzan IC mayor de 100; el As, Cu, Sn y Zn presentan un IC entre 10 y 20, mientras que W y Mo presentan un IC entre 5 y 10.

Tabla 5. 4 Concentraciones de elementos traza determinadas en productos y litologías explotados en las actividades mineras cercanas a Hermosillo. Las concentraciones se expresan en mg.kg-1 para todos los elementos. LD: límite de detección.*Media y desviación estándar.

	LD	Wollastonita	Cemento Portland 1	Cemento Portland 2	Mármol cantera	Mineralización Au-Ag
Ba	0.50	9.90	1150.00	291.00	314.00	55.30
Ce	0.50	6.20	17.50	29.20	5.10	22.50
Cr	10.00	20.00	70.00	40.00	10.00	50.00
Cs	0.01	0.19	1.02	2.15	0.55	1.17
Dy	0.05	0.98	1.77	2.69	0.42	1.35
Er	0.03	0.61	1.14	1.54	0.28	0.89
Eu	0.03	0.35	0.45	0.47	0.10	0.49
Ga	0.10	1.00	6.00	7.20	0.50	11.90
Gd	0.05	1.17	1.81	2.94	0.46	1.47
Hf	0.20	0.30	2.00	3.00	1.10	1.40
Ho	0.01	0.22	0.40	0.58	0.10	0.28
La	0.50	16.80	10.70	17.70	2.90	14.70
Lu	0.01	0.07	0.16	0.23	0.04	0.18
Nb	0.20	0.40	7.30	6.00	0.70	3.40
Nd	0.10	6.80	8.60	15.00	2.30	10.50
Pr	0.03	2.00	2.24	4.02	0.61	2.87
Rb	0.20	0.90	19.20	30.10	8.80	8.60
Sm	0.03	1.05	1.73	3.02	0.43	1.95
Sn	1.00	<1.00	1.00	7.00	<1.00	49.00
Sr	0.10	195.50	678.00	810.00	425.00	78.30
Ta	0.10	<0.10	0.50	0.40	<0.10	0.30
Tb	0.01	0.16	0.29	0.44	0.07	0.19
Th	0.05	0.44	2.85	3.75	0.37	3.24
Tl	0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	0.04
Tm	0.01	0.08	0.16	0.24	0.04	0.14
U	0.05	3.77	2.48	1.84	0.38	3.05
V	5.00	17.00	149.00	172.00	5.00	87.00
W	1.00	1.00	1.00	4.00	<1.00	30.00
Y	0.50	13.90	15.20	21.30	4.30	8.20
Yb	0.03	0.46	1.00	1.47	0.25	0.97
Zr	2.00	8.00	79.00	108.00	42.00	60.00
Ag	0.50	<0.50	<0.50	1.00	<0.5	24.00
As	0.10	<5.00	10.00	39.00	<5.00	176.50
Cd	0.50	0.70	0.90	2.10	<0.50	16.20
Co	1.00	1.00	10.00	7.00	1.00	3.00
Cu	1.00	<1.00	28.00	227.00	1.00	349.00
Li	10.00	<10.00	<10.00	10.00	<10.00	50.00
Mo	1.00	<1.00	1.00	76.00	<1.00	5.00
Ni	1.00	3.00	42.00	35.00	<1.00	6.00
Pb	2.00	3.00	21.00	150.00	7.00	3560.00
Sc	1.00	1.00	4.00	3.00	<1.00	3.00
Zn	2.00	38.00	242.00	435.00	9.00	1935.00

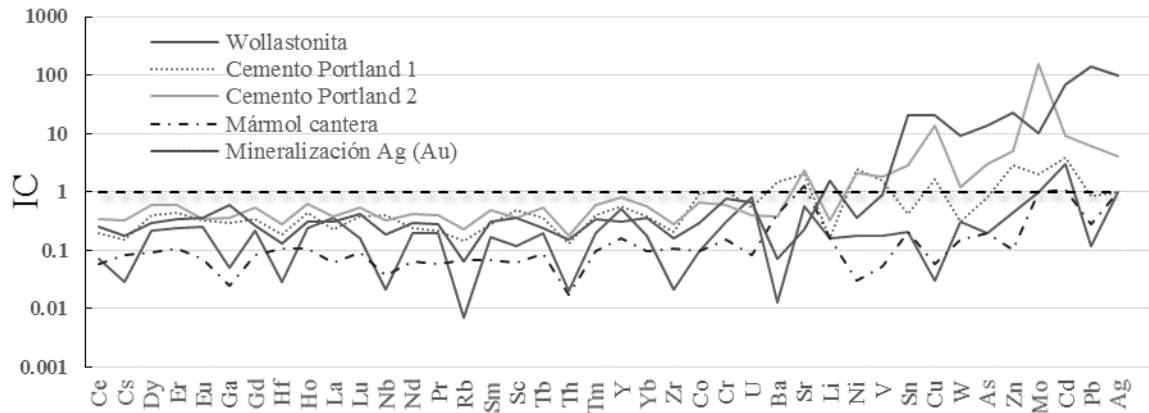


Figura 5. 3 IC calculado para productos y litologías relacionadas actividades mineras cercanas a Hermosillo, tomando como referencia el fondo geoquímico local.

5.1.2.2. Mineralogía de fuentes antropogénicas: cementos.

Los minerales mayoritarios detectados en los dos cementos fabricados en los alrededores de Hermosillo y consumidos en la ciudad, son minerales típicos de este tipo de materiales; estos son mayormente variedades de silicatos cálcicos como Ca_2SiO_4 y Ca_3SiO_5 , con impurezas como Mg^{2+} , Fe^{3+} y Al^{3+} , junto con yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), presencia de óxidos cálcicos con Fe^{3+} y Al^{3+} como la brownmillerita ($\text{Ca}_2(\text{Al}, \text{Fe})_2 \text{O}_5$), además de óxidos de magnesio (periclasa: MgO) y titanio (rutilo: TiO_2) como se observa en la Figura 5.4 (Stutzman, 1996). En uno de los cementos se ha detectado minerales menos comunes como la wightmanita ($\text{Mg}_5(\text{BO}_3)\text{O}(\text{OH})_5 \cdot 2(\text{H}_2\text{O})$), que se asocian a metamorfismo de contacto en

rocas calizas, y pueden estar relacionado a la roca de origen del producto.

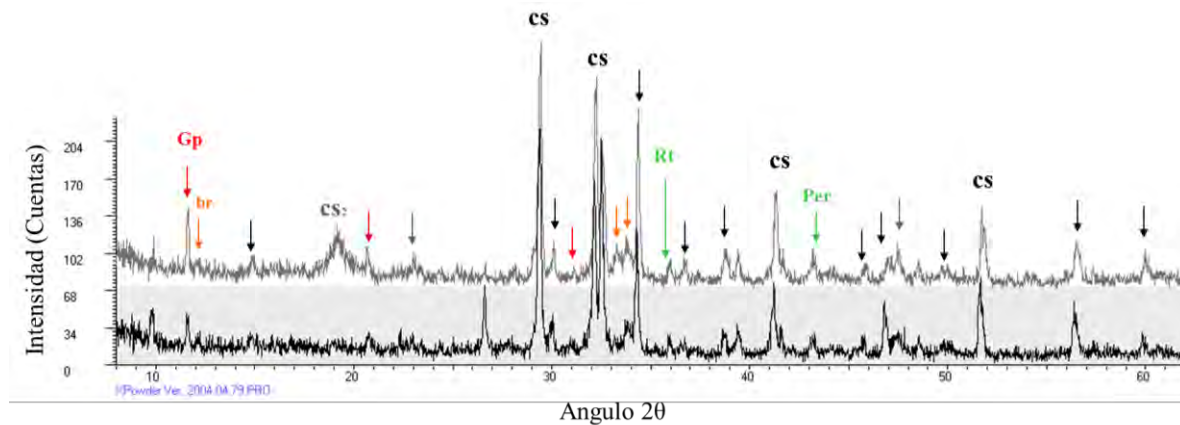


Figura 5. 4 Patrones de difracción de los cementos fabricados y consumidos en Hermosillo. cs: Silicatos cálcicos Ca_2SiO_4 ; CS_2 : silicatos cálcicos Ca_3SiO_5 ; Gp: yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$); Rt: rutilo: TiO_2 y Per: periclasa: MgO .

5.2. Dispersión: emisión y transporte

Entender los posibles factores que afecten el ciclo del polvo local, favoreciendo la emisión, dispersión y patrones de comportamiento de este, ha sido previamente documentado, entendiendo el polvo como agente de transporte de contaminantes (Charlesworth *et al.*, 2011; Del Rio-Salas *et al.*, 2012; Csavina *et al.*, 2014; Prabhakar *et al.*, 2014; Meza-Figueroa *et al.*, 2016). En esta sección se analiza en primer lugar, la variación espacio-temporal de concentraciones polvo suspendido (PM_{10} y PST) en Hermosillo durante un periodo de doce años de muestreo. Posteriormente, este análisis se complementa con una evaluación de posibles factores locales que favorezcan la emisión y dispersión del polvo. Los dos factores analizados son el climático-meteorológico y el antropogénico-urbano.

5.2.1. Variación espacio-temporal de las concentraciones de polvo

Se realizó un análisis de la evolución de las concentraciones de PM_{10} y PST basándose en 1386 muestras de filtros de PM_{10} y 2160 muestras de filtros de PST, recolectados en Hermosillo por el programa municipal PEMCA entre los años 2000 y 2012. La concentración máxima de PM_{10} en los doce años de muestreo es $534.09 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, la

mínima de $2.87 \mu\text{g.m}^{-3}$, con una concentración promedio de $59.9 \mu\text{g.m}^{-3}$. Este promedio es casi el doble, si se compara con el promedio de nueve años reportado entre 2005-2013 en la ciudad de Phoenix en Arizona ($31.6 \mu\text{g.m}^{-3}$), la cual es una de las zonas urbanas más grandes de la provincia fisiográfica del Desierto de Sonora (Huang *et al.*, 2015); de hecho se documenta una reducción de la concentración promedio de PM_{10} ($\sim 10\%$) cuando se disminuía la frecuencia de muestreo en Phoenix (Huang *et al.*, 2015). Esto sugiere que en Hermosillo la concentración de polvo podría ser aún mayor, teniendo en cuenta que la frecuencia de muestreo en este estudio es de siete días. Las concentraciones máximas de PM_{10} se localizan en la estación sur ($76.55 \mu\text{g.m}^{-3}$) y noroeste ($67.83 \mu\text{g.m}^{-3}$) de la ciudad, mientras que las concentraciones promedio históricas mínimas se localizan en el norte ($36.09 \mu\text{g.m}^{-3}$). Los resultados del monitoreo de las concentraciones de PST en Hermosillo muestran una concentración máxima registrada en doce años de $880.93 \mu\text{g.m}^{-3}$ y una mínima de $3.17 \mu\text{g.m}^{-3}$. La concentración promedio de PST es $147.02 \mu\text{g.m}^{-3}$. La estación que registra los valores más altos de concentración de PST en Hermosillo es la localizada al noroeste ($223.10 \mu\text{g.m}^{-3}$); tanto la estación sur como la norte tienen un promedio relativamente similar (124 y $126 \mu\text{g.m}^{-3}$, respectivamente), y la estación localizada en el centro es la que presenta menores concentraciones de PST ($104.18 \mu\text{g.m}^{-3}$).

El análisis de correlación lineal geográfica de la concentración de polvo registrado en Hermosillo permite tener una idea del patrón de comportamiento de emisión y dispersión de polvo urbano. Los datos apuntan a que no existe una correlación espacial buena entre las concentraciones de polvo registrados en las estaciones de muestreo distribuidas en la ciudad. En el caso de PM_{10} , el coeficiente de correlación de concentración entre las tres estaciones de monitoreo no supera el 0.58. Si se escoge un día aleatorio de muestro, la diferencia de concentraciones de PM_{10} entre una estación y otra, puede llegar a ser hasta $300 \mu\text{g.m}^{-3}$. Esto puede indicar que las concentraciones de PM_{10} son el resultado de diferentes procesos de emisión locales. En el caso del PST, los coeficientes de correlación son ligeramente mayores (Tabla 5.5). Las estaciones de PST que monitorean sur y centro de la ciudad muestran el mejor coeficiente de correlación (0.81), aunque las concentraciones en la estación sur son sustancialmente mayores. Esto puede indicar que la

procedencia del PST es la misma en los sectores sur, centro y norte, pero con mayor incidencia en la zona sur.

Tabla 5. 5 Coeficientes de correlación de Pearson entre los valores de concentraciones de PST recopilados en las estaciones de monitoreo distribuidas en Hermosillo (2000-2012).

Estación	Norte	Noroeste	Centro	Sur
Norte	1.0			
Noroeste	0.50	1.0		
Centro	0.53	0.48	1.0	
Sur	0.78	0.68	0.81	1.0

Una buena correlación lineal geográfica de las concentraciones reportadas, indicaría que los eventos de polvo afectan por igual a toda la ciudad de Hermosillo, lo que estaría relacionado a un fenómeno de emisión y dispersión de polvo regional, posiblemente provocado por factores climáticos, siendo solo siete ocasiones en doce años de muestreo que se han registrado estos eventos. Las altas concentraciones registradas de PST en la estación noroeste, no presentan correlación con el resto de la ciudad. En otras palabras, en el noroeste se produce una alta emisión de polvo, posiblemente relacionado a factores antropogénicos, pero con baja dispersión hacia el resto de la ciudad. Por otro lado, la estación localizada más al sur sí presenta buena correlación con el resto de la ciudad, como cabe esperar por la combinación entre topografía y vientos preferenciales en el área, de forma que la pluma de polvo del NW tenderá a ir contra la barrera orográfica, mientras que la reportada en el sur se dispersa al resto de la ciudad.

A sí mismo, en los doce años de muestreo no se observa una correlación importante entre las concentraciones de PM_{10} y PST (Tabla 5.6), lo que indica que si en un sector de la ciudad se incrementa el PST, no necesariamente implica un incremento de PM_{10} en el mismo sector, apuntando a que las fuentes y mecanismo de formación de PM_{10} son distintos a los del PST.

Tabla 5. 6 Coeficientes de correlación entre los valores de concentraciones PM₁₀ y PST recopilados en las estaciones de monitoreo de alto volumen distribuidas en la ciudad de Hermosillo, 2000-2012.

Estación	Norte PM ₁₀	Noroeste PM ₁₀	Sur PM ₁₀	Norte PST	Noroeste PST	Centro PST	Sur PST
Norte PM ₁₀	1.0						
Noroeste PM ₁₀	0.58	1.0					
Sur PM ₁₀	0.50	0.49	1.0				
Norte PST	0.36	0.40	0.54	1.0			
Noroeste PST	0.28	0.49	0.50	0.50	1.0		
Centro PST	0.27	0.34	0.61	0.53	0.48	1.0	
Sur PST	0.50	0.62	0.78	0.78	0.68	0.81	1.0

5.2.2. Factores climáticos

Los fenómenos atmosféricos generadores de eventos de polvo independientemente de la escala (sinóptica, regional, local, así como las escalas turbulentas) tienen en común la presencia de vientos que exceden el umbral de emisión de polvo local (Kok *et al.*, 2012).

5.2.2.1. Análisis de clima del área urbana

De acuerdo con IMPLAN (2014), las velocidades más altas (60 a 80 km/h) en Hermosillo se registran en las temporadas de julio, agosto y septiembre (periodo Monzón Norteamericano), que eventualmente pueden presentar vientos huracanados con ráfagas de hasta 120 km/h. En el presente trabajo los resultados mostraron una velocidad media del viento (4.73 km/h) en la que prevalecen direcciones y sentido del viento procedentes del SW y menor importancia de E y NE. No obstante, en la generación de rosas de viento por cada año de muestreo, se puede observar un cambio dentro del periodo de análisis (Figura 5.5). Del año 2000 al 2007 predominan claramente los vientos que proceden del SW (del Golfo de California), y con las velocidades de 4 km/h. En el 2007 se produce un cambio, donde los vientos más frecuentes proceden del S y SW. Dicho cambio se pone aún más de manifiesto durante los años 2010 al 2011, en los que dominan los vientos del sur, frente a las demás direcciones. En los doce años de muestreo, los vientos que proceden del E y N son los menos frecuentes (5-10%) pero con las velocidades medias muchos mayores (6-11 km/h).

Los datos regionales coinciden con los datos locales obtenidos en la zona de estudio. Sorooshian *et al.* (2011) identificaron cuatro direcciones de masas de aire principales en la

zona central del provincia fisiográfica del Desierto de Sonora: (1) Masa de aire procedentes del N-NW, concretamente del Océano Pacífico y se transportan sobre California, Desierto de Mojave, que además está influenciada por plumas procedentes de Asia, sobre todo durante la primavera; (2) masa procedente de S-SW, también originada en el Océano Pacífico y que se transporta sobre la península de Baja California, Golfo de California y Desierto de Sonora; (3) masa de aire procedente del S-SE, generada en México y Golfo de México; (4) masa de aire procedente del N-NE, que se transporta sobre el continente Norteamericano. Además, Sorooshian et al. (2011) aseguró que, aunque el viento mensual promedio en la región no supera la velocidad umbral del viento necesario para emisión de polvo en superficie, a menudo los eventos episódicos de viento sí la exceden. Estos eventos ocurren generalmente en dos épocas; la primera durante marzo-abril, y la segunda durante julio-septiembre. Esta última está relacionada a frentes de ráfagas asociadas con celdas convectivas profundas durante la estación del Monzón Norteamericano (Sorooshian et al., 2011; Raman et al., 2016). Todo esto indica que en el ciclo natural del polvo en la región, los vientos que favorecen la emisión y dispersión de polvo ocurren en primavera y durante Monzón Norteamericano.

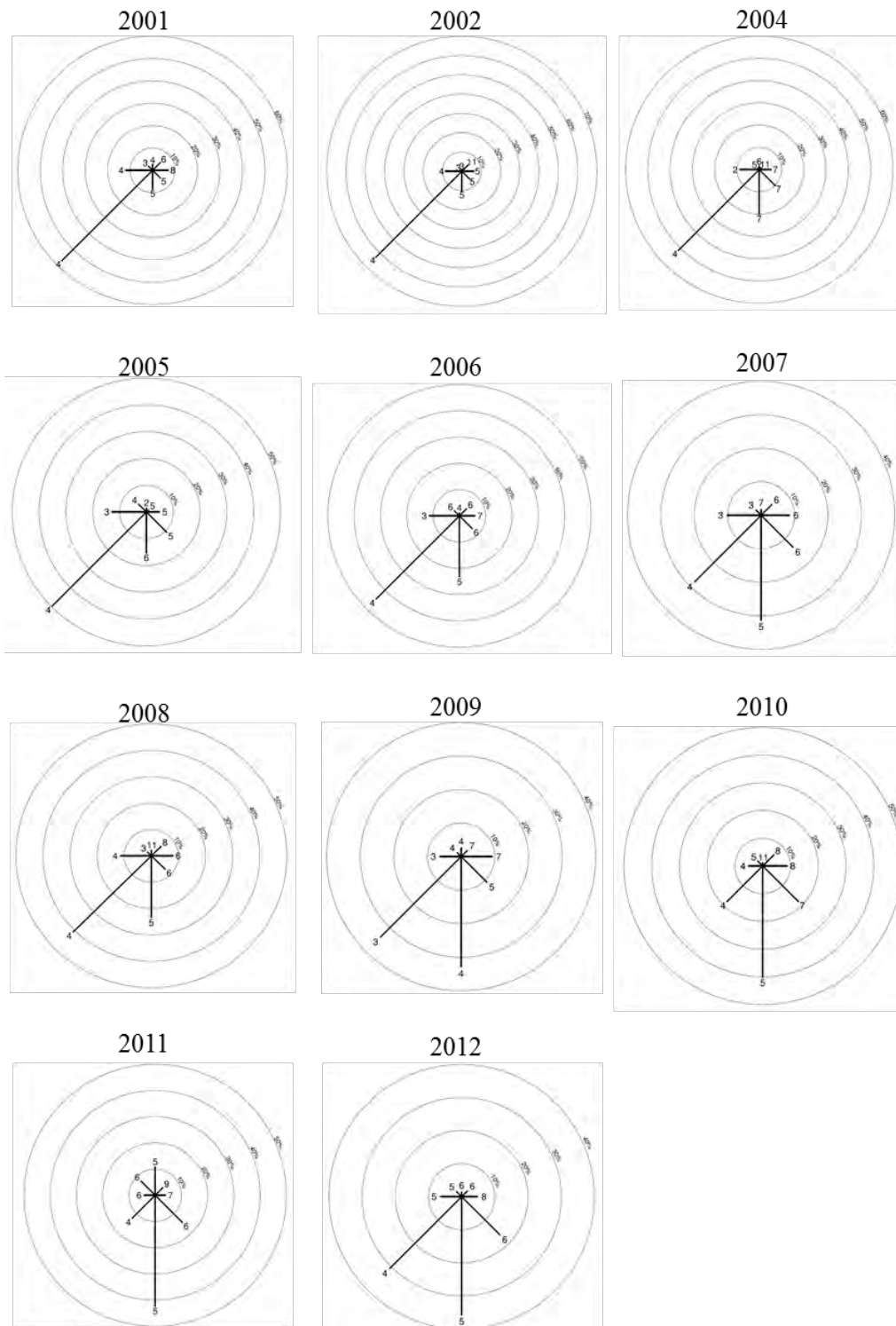


Figura 5. 5 Rosas de vientos promedios anuales de la ciudad de Hermosillo. Círculos de frecuencias cada 10% y con la velocidad media indicada.

5.2.2.2. Análisis de tendencias históricas de polvo con factores meteorológicos

Estudios previos en los que buscaban predecir eventos de polvo en algunas ciudades en sur de Arizona y norte de México, revelaron que los eventos de polvo no se correlacionaban directamente con un solo parámetro meteorológico, sino que más bien respondía a una combinación compleja no lineal de factores meteorológicos locales; en estos estudios detectaron relaciones no lineales entre eventos de polvos, velocidades de viento y humedades relativas; no obstante indicaron que posiblemente otros factores pudieran estar actuando (Csavina *et al.*, 2014). De aquí una de las necesidades de analizar factores climáticos y meteorológicos locales que puedan relacionarse con eventos de polvo, no solo a modo de predicción de eventos de polvos en zonas urbanas en climas áridos, sino entender rutas de transporte y exposición de contaminantes asociados a este polvo. En el presente trabajo se analizó la variación histórica de la concentración de polvo suspendido, tomando en cuenta los parámetros meteorológicos históricos disponibles durante el periodo de muestreo (2000-2012), con el fin de determinar el comportamiento del ciclo local del polvo.

En primer lugar se analizó las condiciones meteorológicas de los días en que se registraron las máximas concentraciones de polvo en las cuatro estaciones de la ciudad. Estos días se registraron durante los meses de octubre a enero, es decir, periodo otoñal-invernal, y en una sola ocasión en junio (periodo del Monzón Norteamericano). La temperatura promedio en esos días fue de 20 °C respecto al resto de las mediciones (25 °C); la temperatura máxima promedio fue 27 °C, frente a al promedio de 33 °C determinado para los doce años de muestreo, mientras que la temperatura mínima promedio fue de 11 °C frente al promedio de 17 °C. Es decir, las temperaturas fueron en general menores en eventos de polvo respecto al promedio del periodo de muestreo. En los días de alta concentración de polvo no se registra precipitaciones salvo en una ocasión en la cual se obtuvo una precipitación total de 10 mm. En lo referente a la velocidad del viento, los días de alta concentración de polvo registraron velocidad máxima sostenida promedio de 18.65 km/h, menor incluso que el promedio del resto de mediciones a 21.09 km/h. Por consiguiente, los datos indican que el fenómeno de alta concentración máximas de polvo en todas las estaciones de Hermosillo coincide en lo general con épocas frías, pero no se

observa factor climático determinante, como velocidades de viento, que favoreciera estos eventos de polvo. Esto puede deberse a que no se disponen de suficientes datos meteorológicos históricos, como por ejemplo datos de humedad relativa o datos sobre posibles inversiones térmicas en épocas frías que favorezcan la acumulación de polvo suspendido cerca de la superficie, fenómeno documentado en ciudades relativamente cercanas como Tucson y Phoenix (Sorooshian *et al.*, 2011). Aunque también pudiera deberse a que se estén dando otros factores antropogénicos, además de los meteorológicos que favorezcan las emisiones de polvo en Hermosillo.

Se realizó un análisis comparativo de las variaciones mensuales de concentración de polvo suspendido (PM_{10} y PST) con climogramas generados a partir promedios mensuales de precipitación acumulada mensual y promedios de temperatura media (Figura 5.6). En este análisis el año 2003 fue anómalo, debido a escaso muestreo por problemas técnicos, además de registrarse la máxima concentración de polvo en los doce años de monitoreo. De hecho, este año fue atípico en el noroeste de México porque se dieron fuertes ciclones tropicales que pasaron a categoría de huracán, que incluso tocaron tierra en la zona de estudio con fuertes lluvias, como fue el caso de los huracanes Ignacio en agosto y Marty en septiembre (Llamas *et al.*, 2013). El patrón de comportamiento de las lluvias entre los años 2000 y 2006 que muestran los climogramas, se caracteriza por registrar precipitaciones esporádicas durante todo el año, aunque las mayores precipitaciones sucedieron durante el periodo monzónico de julio a septiembre (Figura 5.6). No obstante, a partir del año 2007 los datos de precipitación se concentran en meses del monzón para esta zona, con el resto de meses prácticamente secos y aisladas y escasas precipitaciones en invierno. Este cambio en el patrón de comportamiento de las precipitaciones coincide con el cambio en las direcciones de viento predominantes calculados en este estudio (Figura 5.6), en el que se pasa de un dominio de procedencia del SW a un componente S-SE, característico del Monzón Norteamericano. Por otro lado, el patrón de comportamiento de la temperatura se mantiene en los doce años de muestreo, alcanzando máximos durante los meses de junio a septiembre, y valores mínimos se registran desde diciembre a febrero.

El patrón de comportamiento de la concentración de polvo suspendido mensual durante los doce años de muestreo, muestra como el ciclo local de polvo en Hermosillo se

caracteriza por presentar las mayores concentraciones de polvo durante el post-monzón, es decir, de octubre a marzo (Figura 5.6). Para ratificar incremento de polvo tras el monzón, se calculó la diferencia en la concentración de polvo suspendido pre-monzón y post-monzón para los doce años de muestreo mediante el método de la diferencia significativa mínima de Fisher (LSD), con un 99% de nivel de confianza, calculo que arrojó un aumento notorio de PST en la temporada post-monzón cuando se compara con temporada pre-monzón (Figura 5.7).

Además, se observó el valor promedio de PST para la el post-monzón entre el 2000 al 2006 ($158 \mu\text{g.m}^{-3}$), es inferior al determinado para el del post-monzón durante la temporada 2007-2012 ($174 \mu\text{g.m}^{-3}$). Este incremento concentración de polvo en el post-monzón del 2000 al 2007, coincide con un incremento en lluvias extremas asociadas al Monzón durante este periodo, es decir lluvias de mayor intensidad concentradas en un corto periodo de tiempo en años predominantemente secos. Estos datos no solo ratifican el hecho de que la precipitación juega un rol importante en la erosión de los suelos, un fenómeno ampliamente estudiado (ej. Fourier), sino además favorece los procesos de re-suspensión, emisión y dispersión de polvo. Asimismo los datos presentados muestran, que este fenómeno tiende a ser más drástico cuando se produce un incremento de las lluvias extremas en años anómalamente secos. Existen estudios que apuntan a un aumento de las precipitaciones extremas asociadas al Monzón Norteamericano y/o los ciclones en el Pacífico Oriental (Cavazos *et al.*, 2008). Por lo que, si este escenario se cumple, los períodos de sequía y de humedad continuarían, solo que de manera más acentuada y drástica (Wilder *et al.*, 2012); situación que seguiría favoreciendo erosión y re-suspensión del suelo, incrementando la concentración de polvo en suspensión en la ciudad y por ende disminuyendo la calidad de aire urbano.

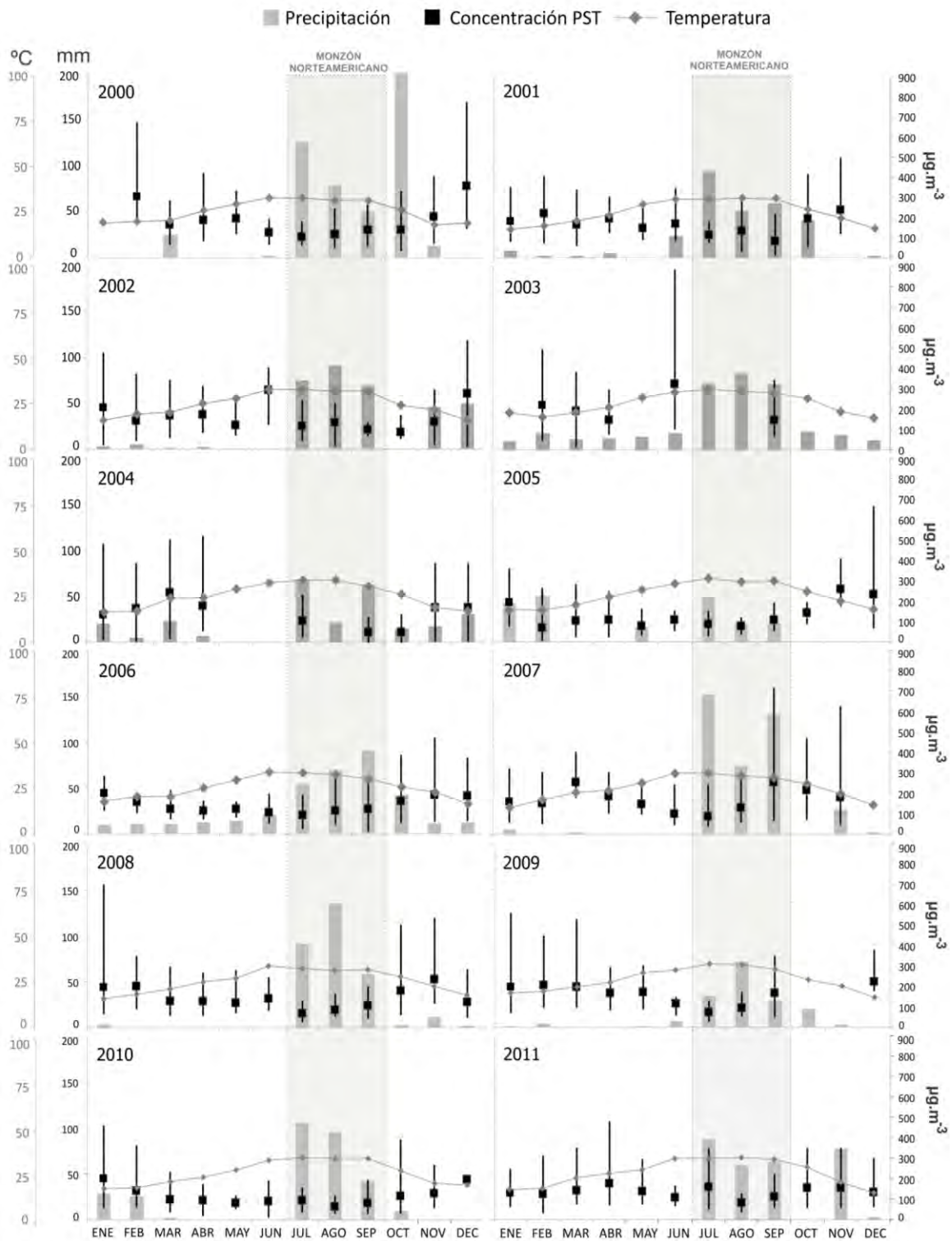


Figura 5. 6 Promedio de concentraciones mensuales de PST, precipitación y temperatura entre los años 2000 al 2012 (modificada de Moreno-Rodríguez *et al.*, 2015)

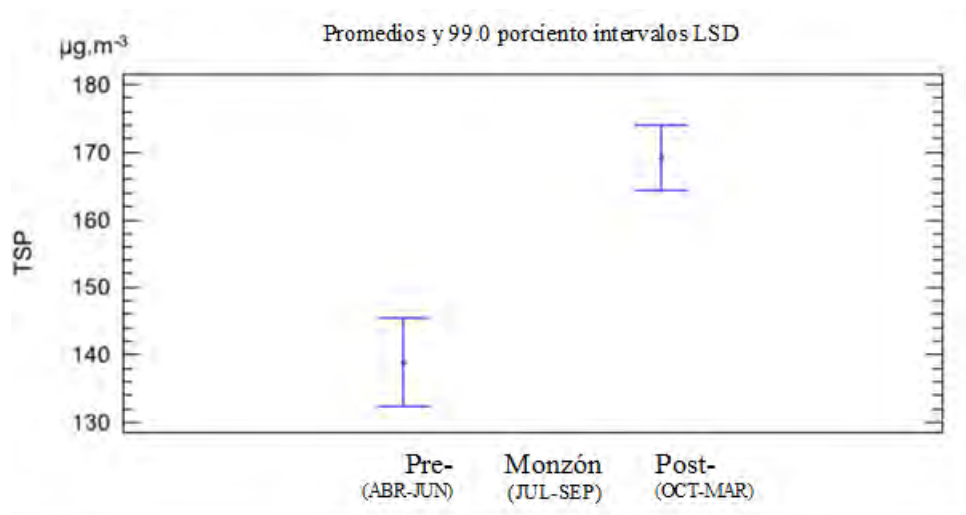


Figura 5. 7 Diferencia significativa mínima de Fisher (LSD), con un 99% de nivel de confianza para promedio de PST de la época pre- y post-monzónica basada en los doce años de muestreo (modificado de Moreno-Rodríguez *et al.*, 2015).

Así mismo, los resultados de este estudio, concuerdan con los obtenidos en trabajos previos sobre ciclos de polvo a escala global en los que apuntan las mayores emisiones de polvo se dan en zonas áridas, en concreto en bajos topográficos relacionados a cuerpos de agua efímeros (Próspero *et al.*, 2002; Ginoux *et al.*, 2010; 2012), como es el caso de Hermosillo. Estos trabajos proponen que existe una estrecha relación entre la disponibilidad de sedimentos y erosibilidad de este, con los eventos de emisión de polvo, de forma que se produce un incremento de la emisión de polvo tras épocas de inundaciones ya que nuevos depósitos de sedimento fino queden expuesto en la época seca (Próspero *et al.*, 2002; Ginoux *et al.*, 2010; 2012). Por otro lado, Raman *et al.* (2016) en un estudio que realizó a lo largo de la región, determinó por medio de imágenes satelitales como efectivamente en Hermosillo, la precipitación parece ser un factor crucial en la generación de polvo suspendido.

Finalmente, la tendencia picos de polvo en el post-monzón en el ciclo local del polvo detectada en Hermosillo, coincide con los reportados en grandes manchas urbanas del desierto de Sonora como son Phoenix y en menor medida Tucson (Sorooshian *et al.*, 2011; Prabhakar *et al.*, 2014). Estos mismos trabajos reportan que en áreas del desierto de Sonora menos pobladas, áreas “naturales”, el ciclo local se caracteriza por presentar picos de polvo entre marzo, abril y junio. Es decir, los factores climáticos en la región, indican que los el

periodo más propenso a generar eventos de polvo son de marzo a junio, ya que son los más secos y presentan mayor probabilidad de vientos fuertes en la región (Sorooshian *et al.*, 2011; Prabhakar *et al.*, 2014). Todo lo anterior sugiere que debe existir un importante factor antropogénico asociado a los procesos generadores de polvo suspendido, que modifique el ciclo del polvo natural en las zonas urbanas del desierto de Sonora.

5.2.3. Factores antropogénicos

Aunque las zonas urbanas estudiadas en la región de Arizona y NW de México comparten condiciones climáticas y fisiográficas similares del Desierto de Sonora, se observan diferencias en tendencias de comportamiento del polvo suspendido entre las distintas ciudades (Sorooshian *et al.*, 2011; Prabhakar *et al.*, 2014; Csavina *et al.*, 2014; Moreno-Rodríguez, *et al.*, 2015; Meza-Figueroa *et al.*, 2016; Raman *et al.*, 2016). Esto puede deberse a que las actividades antropogénicas varíen de una ciudad a otra y pueden determinar el patrón de polvo de cada ciudad en la región (Sorooshian *et al.*, 2011; Prabhakar *et al.*, 2014; Moreno-Rodríguez *et al.*, 2015), e incluso de cada sector de la ciudad como se ha demostrado para el caso de Hermosillo (ver apartado 4.2.1). Por lo tanto, es importante constreñir y entender las características de cada zona urbana y sus actividades antropogénicas para entender el comportamiento del polvo. En este trabajo se hace un análisis de datos urbanos disponibles que puedan estar afectados al ciclo de polvo en Hermosillo, como son: a) crecimiento demográfico y geográfico, b) evolución geográfica e histórica de la pavimentación y c) sistema de drenaje pluvial, y se compara con los datos de polvo suspendidos históricos (PM₁₀ y PST).

En Hermosillo, el porcentaje de calles sin pavimentar ha pasado de ~30 al ~20% en la última década (Figura 5.8) (Gobierno de Sonora, 2011¹; INEGI, 2010a⁸; Quintana-Amaya, 2003¹⁰). No obstante, un análisis georreferenciado de la evolución histórica geográfica de la pavimentación muestra como las áreas no pavimentadas han sido prácticamente las mismas en los últimos 10 años, y están localizadas al extremo sur y noroeste de la ciudad, y en algunos casos la situación se han mantenido hasta por 35 años, como es el caso de las colonias localizadas al oriente de la ciudad (Figura 5. 9). Esto se debe a que la tasa de calles pavimentadas con respecto a no pavimentadas incluye nuevos

fraccionamientos, por lo que aparentemente hay una reducción de las calles sin pavimentar del 10%; sin embargo, ciertas zonas sin pavimentación permanecen como focos históricos de emisión de polvo. De hecho, las dos estaciones de muestreo que reportaron las concentraciones máximas promedio de polvo suspendido, se localizan en estos focos históricos de emisión (colectores NE y S), mientras que la zona de mínima concentración de polvo suspendido se localiza en la zona pavimentada más antigua (colector C; ver Figura 5. 9).

Las estaciones de monitoreo con mayor concentración de PST y PM₁₀ están en los sectores nor-noroeste y sur de Hermosillo y coinciden con dos de las tres zonas históricas con alto porcentaje de calles sin pavimentar y cercanas a calles con alto flujo vehicular (Figura 5. 8 y 9). Además estas dos zonas de calles no pavimentadas históricas (generalmente con orientación E-W), coinciden con altos topográficos, por lo que son expuestas a una fuerte erosión hídrica favorecida por precipitaciones extremas asociadas al monzón como se observa en la Figura 5.10a. Mientras que las calles pavimentadas N-S favorecen la escorrentía del suelo erosionado, ya que forman parte del drenaje pluvial superficial, transportando de esta manera gran cantidad de material hacia partes topográficamente más bajas, tal como se ve la pila de material de casi un metro de alto en la calles de la Figura 5. 10b, procedente de la erosión de calles no pavimentadas. Cuando el flujo superficial queda estancado en las zonas más bajas, las condiciones de alta temperatura que caracterizan la zona de estudio, favorecen la evaporación, exponiendo de esta manera los materiales finos acarreados por el flujo (Figura 5. 10c y d). Por lo tanto, el periodo post-monzón comienza con una gran cantidad de material suelto depositado sobre las calles de la ciudad, que es re-suspendido por el flujo vehicular como se puede observar en la Figura 5. 10. De hecho, Kavouras *et al.* (2016) reportaron un incremento exponencial de emisiones de PM₁₀ a la atmósfera en las ciudades de Las Cruces y Ciudad Juárez, mediante medidas de polvo fugitivo producido por el tráfico rodado (método TRAKER, Testing Re-entrained Aerosol Kinetic Emissions from Roads), relacionado a la presencia de sedimento suelto acumulado en calles. En el presente trabajo se ha observado como el ciclo local del polvo se caracteriza por presentar picos de concentraciones de polvo suspendido durante el periodo post-monzón, y se concluyen que existe una combinación de

factores climáticos y antropogénicos que favorecen este ciclo de polvo local. Además, de este análisis de uso de suelo urbano y polvo suspendido histórico en Hermosillo, se desprende que existen dos áreas de la ciudad que necesitan especial atención para monitoreo de polvo, el extremo oriental históricamente no pavimentado, y el extremo occidental, parte baja de la cuenca y nueva expansión de la ciudad.

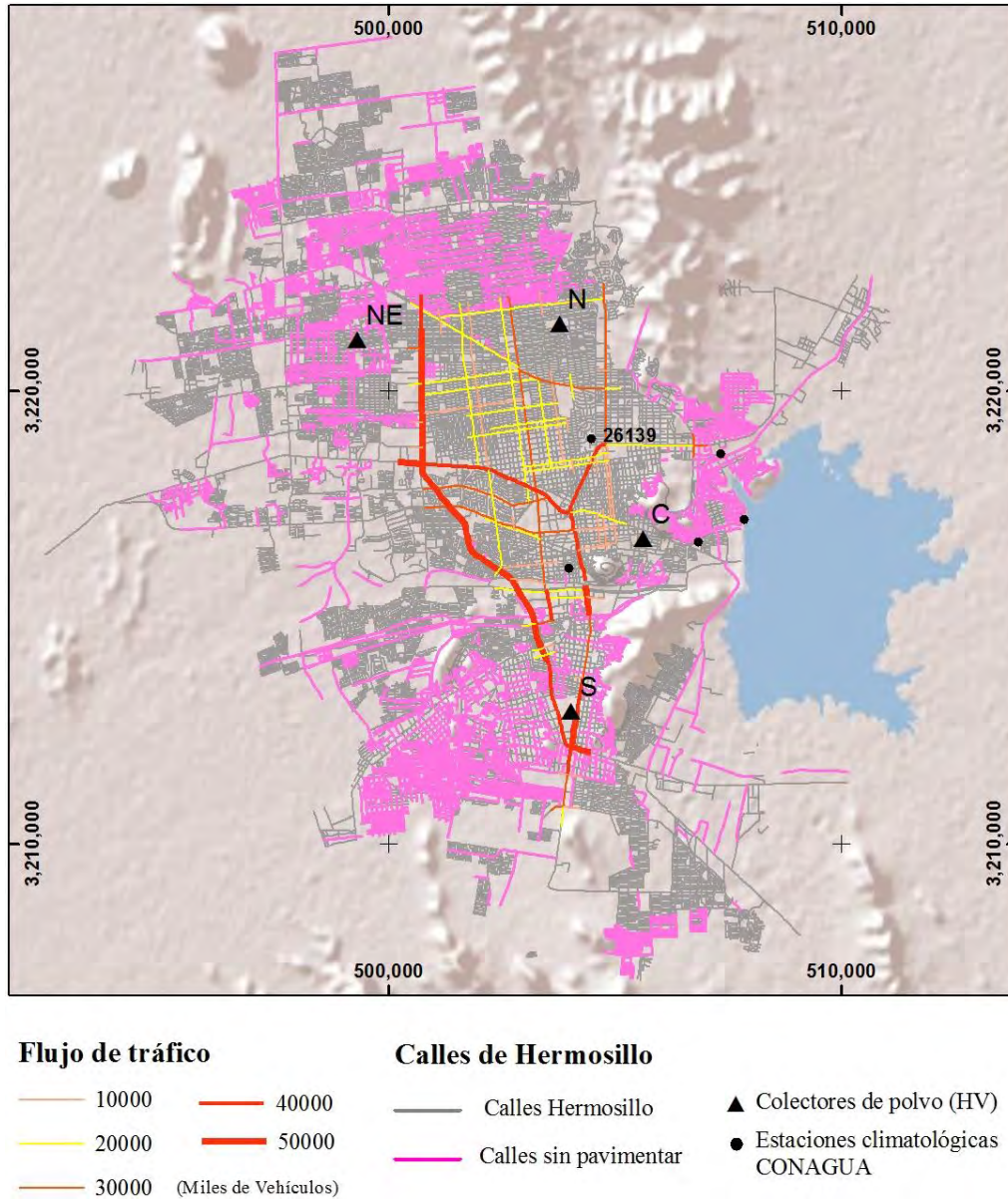
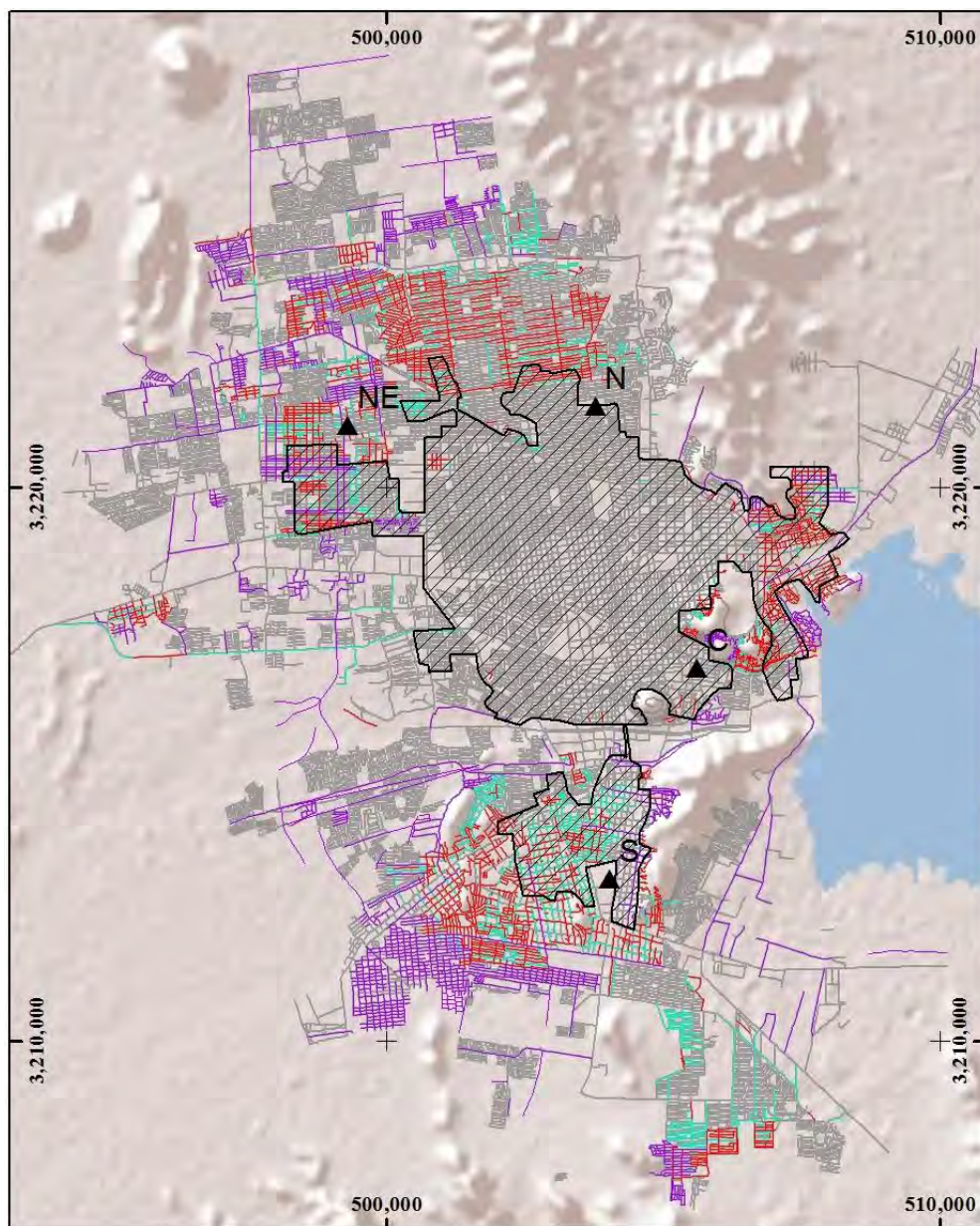


Figura 5. 8 Mapa de calles de la ciudad de Hermosillo en el que se resaltan: las calles no pavimentadas (INEGI, 2010a), flujo de tráfico vehicular por día en algunas calles principales de Hermosillo (modificado de Quintana-Amaya, 2003¹⁰), localización de los colectores de polvo manuales de alto volumen (HV, por sus siglas en inglés) y estaciones climáticas CONAGUA, Mapas base: Copyright: © 2014 Esri.



Evolución de la Pavimentación de las calles, Hermosillo

- | | |
|--|--|
| — Sin Pavimentar 2000 | Límite Hermosillo en 1979 |
| — Sin Pavimentar 2011 | Pavimentadas |
| — Sin Pavimentar Recientes | Colectores de polvo (HV) |

Figura 5. 9 Mapa mostrando la evolución de pavimentación de calles de Hermosillo del 2000 al 2011 (Gobierno de Sonora, 2011¹; INEGI, 2010a⁸; Quintana-Amaya, 2003¹⁰), evolución de los límites de la mancha urbana en Hermosillo

de 1979 a 2011; y localización de colectores de polvo manuales de alto volumen (HV, por sus siglas en inglés) en Mapa base: Copyright: © 2014 Esri.



Figura 5. 10 Imágenes de calles de Hermosillo en el comienzo del post-monzón. a) Fuertes procesos de erosión en calles no pavimentadas de orientación E-W durante las lluvias del Monzón Norteamericano; b) Acumulación de material en calles pavimentadas, procedente de la erosión de calles sin pavimentar. c) y d) Fenómenos de re-suspensión de polvo depositado en calles de Hermosillo, polvo fugitivo producido por el tráfico rodado.

5.3. Destino

Se realizó una caracterización geoquímica diferentes matrices del polvo urbano con el fin de detectar las principales fuentes geogénicas y antropogénicas definidas. La identificación de fuentes antropogénicas de polvo relacionadas con actividades estrictamente urbanas, se realizó de manera indirecta mediante análisis geoquímico de elementos mayores y traza; estadística multivalente y descripción mimológica, mediante SEM-EDS, y DRX. La principales matrices caracterizadas fueron: polvo suspendido PST y PM₁₀ y la fracción fina (<44 µm) de muestras de polvo depositado en calle. Además se caracterizó fracción fina de suelos superficiales que colindan con las zonas mineras y rodean a la ciudad. En el caso del poblado de la Colorada, que colinda con una actividad minera metálica de Ag-Au, y se localizada al SE de la ciudad de Hermosillo, además de los suelos colindantes a la actividad minera y los polvos depositados en calles, se caracterizaron polvo suspendido rural capturado mediante BSNE.

5.3.1. Geoquímica de suelos superficiales de zonas mineras

Las concentraciones de los elementos mayores en la fracción <44 µm de suelos superficiales que rodean las actividades mineras del área de estudio se muestran en la Tabla 5.7.

Tabla 5. 7 Porcentaje en peso de óxidos de elementos mayores en la fracción < 44 µm de suelos superficiales que rodean las actividades mineras localizadas en el área de estudio. Límite de detección es 0.01 wt. % para todos los elementos. Min: mínimo; Max: máximo; DST: desviación estándar

	Suelos superficiales cementera 1		Suelos superficiales cementera 2		Suelos superficiales mina Au-Ag	
	Min-Max	Media-DST	Min-Max	Media-DST	Min-Max	Media-DST
SiO ₂	43.10-71.90	54.71 ± 9.57	41.8-65.5	59.45 ± 8.95	52.40-68.9	68.90 ± 61.63
Al ₂ O ₃	9.00-12.60	11.43 ± 1.15	9.05-14.35	12.06 ± 1.93	12.40-16.55	16.55 ± 14.68
Fe ₂ O ₃	3.67-8.24	5.66 ± 1.52	3.72-5.7	4.94 ± 0.70	3.56-7.99	7.99 ± 6.08
CaO	2.09-12.95	7.98 ± 3.74	1.6-17.75	6.27 ± 5.95	0.66-6.19	6.19 ± 2.77
MgO	0.71-3.59	2.02 ± 0.89	1.23-1.78	1.61 ± 0.20	0.38-3.58	3.58 ± 1.61
Na ₂ O	0.91-1.48	1.16 ± 0.21	0.88-1.57	1.18 ± 0.25	1.1-2.69	2.69 ± 1.95
K ₂ O	1.67-2.52	2.16 ± 0.33	1.89-2.77	2.37 ± 0.31	2.39-4.57	4.57 ± 2.93
TiO ₂	0.67-1.9	1.14 ± 0.39	0.65-1.06	0.94 ± 0.15	0.43-1.63	1.63 ± 0.98
MnO	0.07-0.13	0.09 ± 0.02	0.05-0.1	0.08 ± 0.02	0.06-0.29	0.29 ± 0.14

Los resultados muestran como las concentraciones de SiO_2 y CaO en suelos superficiales de zonas cementeras presentan valores más dispersos, llegando a concentraciones de hasta 17.8 wt. % de CaO , cuando el fondo geoquímico local es alrededor de 2.3 wt. %. A pesar de esta dispersión de CaO , todas las muestras excepto tres, se encuentran por encima del fondo local. Además, este enriquecimiento no corresponde con suelos regolitos (poco desarrollados) de rocas calcáreas, ni con calcisoles. Los datos sugieren que los suelos superficiales en las zonas cementeras pueden presentar un impacto en CaO , como ha sido anteriormente reportado en otras zonas cementeras en el mundo (Yatkin y Bayram, 2008). Se ha propuesto dos posibles procesos responsables para explicar el aporte de CaO (Dąbkowska-Naskręt y Jaworski, 2013): (1) La actividad de cantera o del trabajo de pulverización, y (2) Transporte de cemento Portland.

Los suelos superficiales de la zona minera metálica Ag-Au, manifiestan un ligero enriquecimiento en Fe_2O_3 frente a suelos superficiales locales, que coincide con el enriquecimiento en hierro que se determinó en la mineralización explotada en la zona.

Los resultados del análisis de elementos traza en la fracción $<44 \mu\text{m}$ de suelos superficiales alrededor de actividades mineras se muestran en la Tabla 5.8. A partir de estas concentraciones se calculó el IC utilizando como valor de referencia el fondo geoquímico local cuyos valores se muestran en la Tabla 5.2. En general, las fracciones finas de los suelos superficiales de las zonas estudiadas muestran un comportamiento geoquímico heterogéneo, en el que predomina una firma geoquímica similar al fondo geoquímico local para la mayoría de los metales y ninguna de las muestras presenta un contenido de elementos traza que supere el rango de leve a moderadamente contaminado (Figuras 5. 11-5 .13).

Tabla 5. 8 Estadística descriptiva de los análisis de elementos traza en la fracción < 44 μm de suelos superficiales que rodean las actividades mineras localizadas en el área de estudio. Las concentraciones expresadas en $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ para todos los elementos. Min: mínimo; Max: máximo; DST: desviación típica; LD: límites de detección.

	Suelos superficiales cementera 1			Suelos superficiales cementera 2		Suelos superficiales mina Au-Ag	
	LD	Min-Max	Media-DST	Min-Max	Media-DST	Min-Max	Media-DST
Ba	0.50	537-728	636 \pm 56.6	646-804	710.17 \pm 65.7	292-965	740.11 \pm 195.22
Ce	0.50	53.8-97.5	68.29 \pm 14.83	55-88.1	75.12 \pm 12.34	67.3-145	87.78 \pm 23.3
Cr	10.00	60-150	97.14 \pm 32.51	70-90	81.67 \pm 9.83	30-120	61.11 \pm 30.18
Cs	0.01	3.8-5.57	4.7 \pm 0.59	4.97-6.43	5.77 \pm 0.5	4.38-11.35	7.19 \pm 2.19
Dy	0.05	4.19-5.95	4.88 \pm 0.6	3.43-5.68	4.96 \pm 0.83	3.69-10.2	5.34 \pm 1.98
Er	0.03	2.6-3.81	2.97 \pm 0.39	2.15-3.67	3 \pm 0.54	2.12-7.87	3.23 \pm 1.8
Eu	0.03	0.95-1.48	1.21 \pm 0.15	0.96-1.51	1.29 \pm 0.19	0.49-1.55	1.27 \pm 0.31
Ga	0.1	12.9-17.8	16.07 \pm 1.69	11.7-18.9	16.1 \pm 2.66	17.2-23.6	20.92 \pm 2.16
Gd	0.05	4.57-6.62	5.29 \pm 0.64	3.93-5.87	5.2 \pm 0.72	4.47-8.93	5.78 \pm 1.31
Hf	0.20	8-21.9	12.86 \pm 4.85	10-18.6	14.27 \pm 3.6	7.6-50.7	17.16 \pm 13.35
Ho	0.01	0.89-1.25	1.02 \pm 0.11	0.76-1.14	0.98 \pm 0.16	0.69-2.32	1.07 \pm 0.5
La	0.50	27.9-50	35.37 \pm 7.33	31.1-45.6	39.55 \pm 5.84	34.1-74.6	44.71 \pm 12.34
Lu	0.01	0.43-0.67	0.51 \pm 0.08	0.41-0.62	0.52 \pm 0.08	0.36-1.68	0.61 \pm 0.42
Nb	0.20	14.4-25.5	20.09 \pm 4.26	12.8-20.4	17.8 \pm 2.89	14-45.2	20.84 \pm 9.78
Nd	0.10	25.6-42.5	31.33 \pm 5.39	26-38	33.28 \pm 4.74	29.8-57	37.77 \pm 8.14
Pr	0.03	6.66-11.3	8.21 \pm 1.55	6.76-10.35	8.94 \pm 1.35	7.84-16.15	10.14 \pm 2.47
Rb	0.20	58.3-92.2	80.96 \pm 11.49	67-108.5	89.72 \pm 13.88	83.5-256	128.68 \pm 53.86
Sm	0.03	4.82-8.02	6.14 \pm 0.99	4.86-7.2	6.25 \pm 0.92	5.65-10.65	7.18 \pm 1.5
Sn	1.00	2-4	2.86 \pm 0.9	2-3	2.33 \pm 0.52	2-14	5.56 \pm 4.33
Sr	0.10	209-427	289.14 \pm 71.1	250-391	289 \pm 52.2	113.5-534	326 \pm 130.52
Ta	0.10	1-1.8	1.37 \pm 0.29	0.9-1.5	1.28 \pm 0.23	1-3.6	1.59 \pm 0.8
Tb	0.01	0.63-1.07	0.83 \pm 0.15	0.63-0.94	0.83 \pm 0.13	0.63-1.54	0.9 \pm 0.27
Th	0.05	7.28-18.4	13.27 \pm 3.59	8.77-19.5	15.23 \pm 3.88	13.2-82.4	27.56 \pm 22.29
Tl	0.50	0.25-0.5	0.29 \pm 0.09	0.25-0.6	0.39 \pm 0.16	0.25-1.2	0.59 \pm 0.28
Tm	0.01	0.36-0.61	0.46 \pm 0.08	0.33-0.53	0.46 \pm 0.08	0.33-1.3	0.51 \pm 0.3
U	0.05	2.34-5.06	3.73 \pm 0.96	3.09-4.79	4.11 \pm 0.68	3.58-20.1	7.03 \pm 5.07
V	5.00	74-175	111.14 \pm 36.69	77-111	94.17 \pm 12.72	42-181	116 \pm 42.85
W	1.00	2-16	4.86 \pm 4.95	2-4	3.17 \pm 0.75	2-18	7.44 \pm 5.83
Y	0.50	26.9-37.4	29.91 \pm 3.63	22.8-33.8	29.12 \pm 4.17	20.2-71	31.5 \pm 15.57
Yb	0.03	2.64-4.3	3.18 \pm 0.56	2.27-3.71	3.13 \pm 0.58	2.18-9.89	3.65 \pm 2.41
Zr	2.00	316-913	522.29 \pm 204.95	403-765	569.83 \pm 150.89	294-1800	646 \pm 467.87
Ag	0.50	0.25-0.25	0.25 \pm 0	0.25-0.25	0.25 \pm 0	0.25-17.1	2.23 \pm 5.58
As	0.10	5.3-13.7	8.91 \pm 3.1	6.1-14.3	9.8 \pm 3.03	3.4-38.8	12.53 \pm 12.35
Cd	0.50	0.25-1.1	0.41 \pm 0.32	0.25-0.6	0.35 \pm 0.16	0.25-5.9	0.99 \pm 1.85
Co	1.00	8-23	12.71 \pm 5.06	8-14	10.33 \pm 2.25	3-17	11.89 \pm 4.76
Cu	1.00	18-70	31.71 \pm 17.84	20-39	26.5 \pm 6.57	11-148	51.22 \pm 43.99
Li	10.00	20-20	20 \pm 0	20-30	23.33 \pm 5.16	20-40	26.67 \pm 7.07
Mo	1.00	0.5-2	0.71 \pm 0.57	0.5-0.5	0.5 \pm 0	0.5-5	1.11 \pm 1.47
Ni	1.00	18-51	28.29 \pm 10.59	18-26	20.5 \pm 3.02	5-44	19.78 \pm 11.71
Pb	2.00	18-32	24.57 \pm 5.03	28-50	35 \pm 8.69	18-588	97.44 \pm 184.54
Sc	1.00	7-16	10.14 \pm 2.91	7-12	9 \pm 1.79	4-13	9.56 \pm 2.6
Zn	2.00	91-236	132 \pm 47.43	89-176	117.67 \pm 31.92	95-938	213.33 \pm 272.94

En las zonas cementeras, la fracción fina de los suelos superficiales que presentan un leve a moderado índice de contaminación son las que contienen las máximas

concentraciones de CaO. Estos suelos se localizan al N y NO de las actividades cementeras, zonas que coinciden con la dirección de vientos predominantes en el área de estudio. Lo que apunta a que el transporte de contaminación potencial predominante en esta zona es aire, frente a otros medios como son la escorrentía de la hidrografía de la zona. Finalmente, cabe mencionar que algunas muestras de suelo superficial de la zona cementera 1, presentan enriquecimientos en metales no relacionados al cemento producido en dicha zona, como es el Co y Cr. Estos metales podrían estar relacionados a los materiales utilizados durante los procesos de combustión en la industria cementera (Marengo *et al.*, 2006; Yatkın y Bayram, 2008; Schuhmacher *et al.*, 2009). Finalmente, se detectan como la fracción fina en suelos superficiales de ambas zonas cementeras presentan un leve a moderado enriquecimiento de Hf, Zr, W y Yb. Estos elementos no presentan relación geoquímica con las actividades cementeras, pudiéndose tratar de anomalías puntuales naturales.

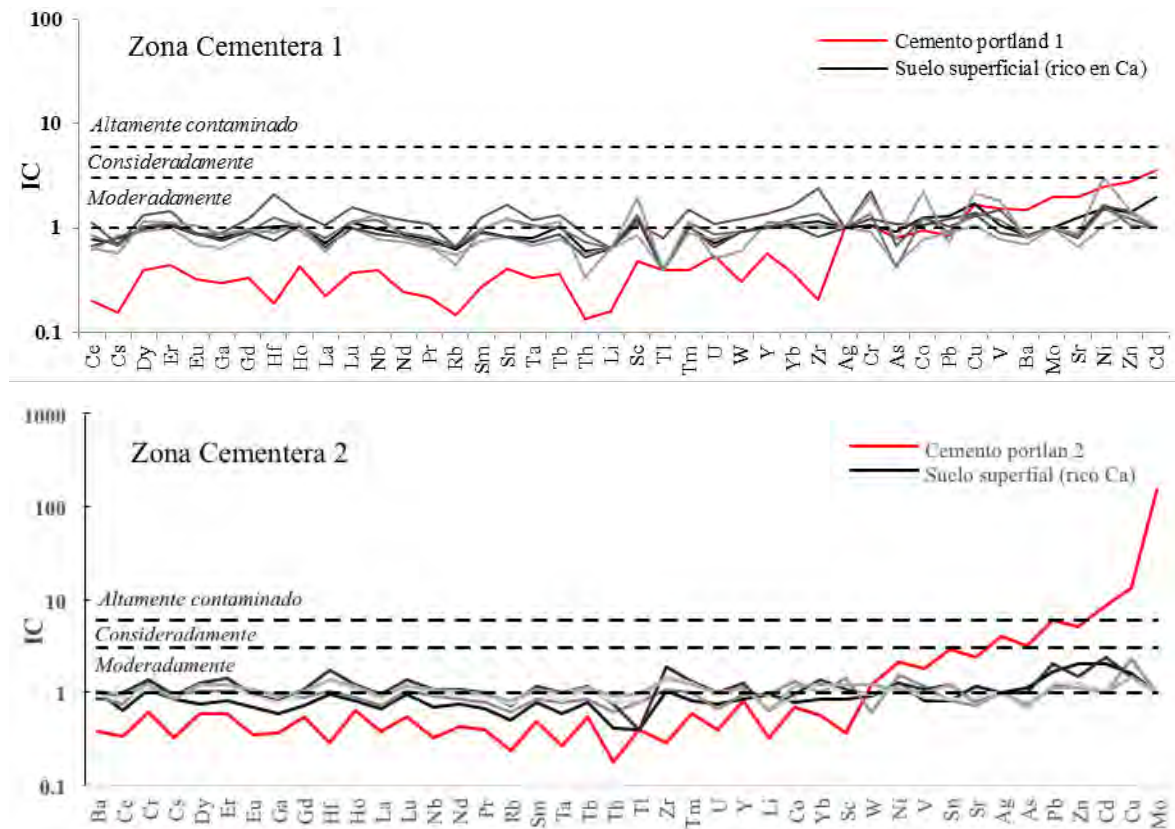


Figura 5. 11 IC de la fracción fina de suelo superficial que rodea las actividades cementeras 1 y 2 tomando como referencia el fondo geoquímico local. También se muestra el IC calculado para cementos 1 y 2 producidos en cada zona (líneas rojas). Rangos delimitados para la evaluación de la contaminación de metales (Çevik *et al.*, 2009).

En lo que respecta a la actividad minera metálica, la fracción re-suspendible de los suelos superficiales que la rodean, presentan a grandes rasgos patrones de IC considerablemente heterogéneos (Figura 5. 12 y 5. 13). Esta heterogeneidad pone de manifiesto que es una anomalía geoquímica natural, ya que cada muestra presenta su propio patrón y no uno común, que sería lo esperable si estuvieran fuertemente influenciada por una fuente común, como la actividad minera. Una sola muestra presentan rangos de IC de moderadamente contaminado para la mayoría de los elementos traza relacionados con actividad minera y otras tres muestras reportan IC de elementos dentro del rango de considerado a altamente contaminado. La única muestra de suelo superficial que presenta patrones y rangos de IC similares a la mineralización, se localiza a ~4 km al este de la actividad minera, en la vaguada de un río que atraviesa la mina y el poblado La Colorada (Figura 5. 12). De acuerdo con la información geológica en la zona, no hay evidencias de mineralización donde se tomó la muestra (SGM, 2000). Una posible razón que explique esta similitud en el IC, es que sea el resultado de un acarreo superficial hídrico del material extraído en la mina. Otra posible explicación es que se trate de una anomalía natural independiente de la zona minera, no reportada. Las otras tres muestras de suelo superficial con un IC moderado, fueron muestreados hacia el sur de la mina de Ag-Au, exponen una disminución apreciable en concentraciones de metales relacionados con la actividad minera conforme se alejan de la actividad, no obstante, la asociación elemental es muy diferente entre estas y respecto a la mineralización. La fracción fina de los suelos superficiales muestreados al NE y NW de la mina no presenta concentraciones de metales relacionadas con la mineralización explotada. Finalmente, una muestra de suelo superficial al oeste presenta altas concentraciones de Ag, pero se asocia a altas concentraciones de metales (ej. Hf, Zr, W, U) que no están relacionados a la mineralización explotada (Figura 5. 13), por lo que posiblemente se trate de otra anomalía natural diferente.

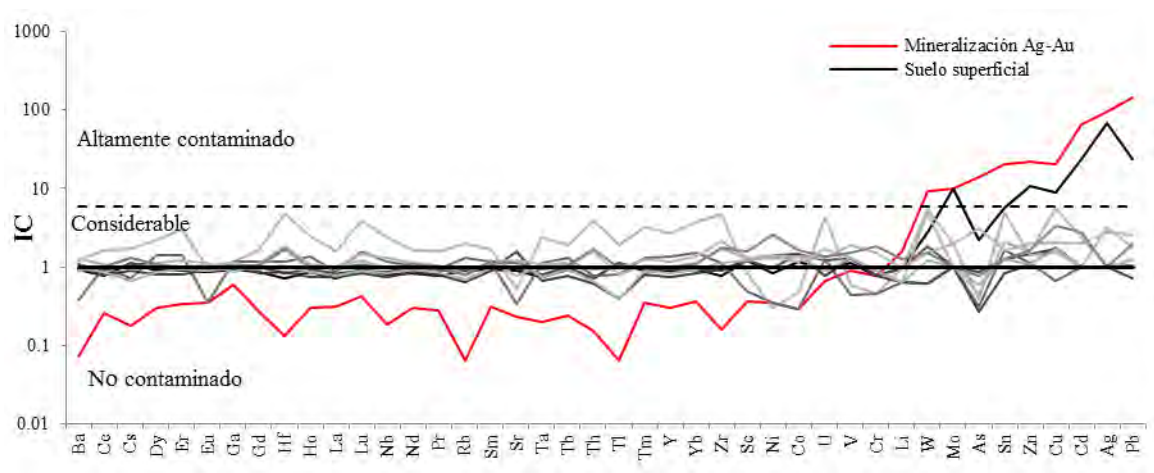


Figura 5.12 IC de la fracción < 44 µm de suelos superficiales que rodean la actividad minera metálica Ag-Au cercana, tomando como referencia el fondo geoquímico local, junto con el IC de la mineralización extraída en dichas actividad (línea roja) y en negro marcado la muestra que más se asemeja a la mineralización., junto con rangos para la evaluación de la contaminación de metales (Çevik et al., 2009).

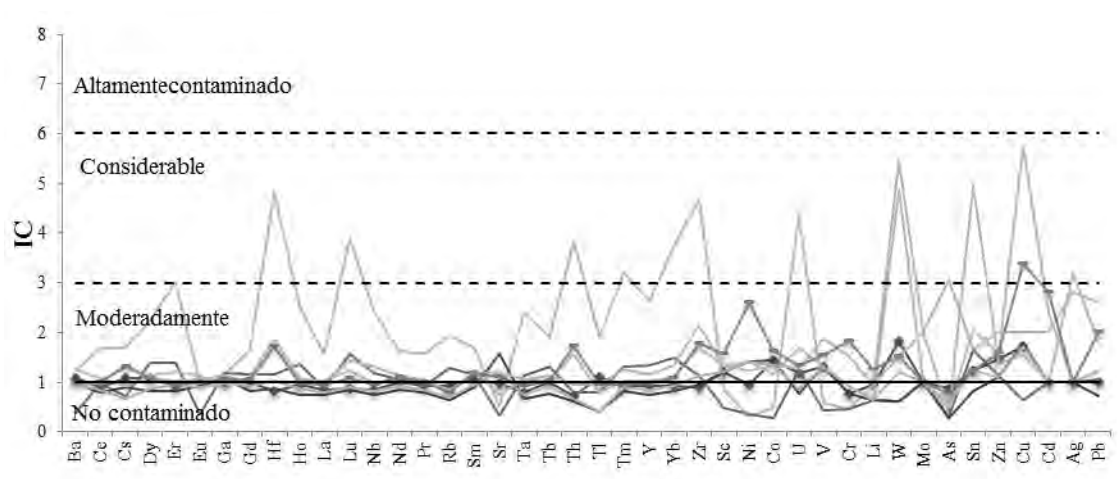


Figura 5.13 Modificación de la Figura 5.12, en la que: 1) Se retira de la gráfica la mineralización y el suelo superficial con mayores concentraciones de metales, 2) Se quita la escala logarítmica, y 3) Se añade los rangos para la evaluación de la contaminación de metales (Çevik et al., 2009).

5.3.2. Polvos urbanos

5.3.2.1. Polvos depositados de calle

5.3.2.1.1 Geoquímica de polvo depositado en calles de Hermosillo

Las concentraciones de los elementos mayores en la fracción <44 µm de polvo depositados en calle de Hermosillo se presenta en la Tabla 5.9. Los promedios de las concentraciones de elementos mayores en la fracción <44 µm de polvos de calle coinciden en su mayoría con los promedios del fondo geoquímico local. No obstante, el patrón de comportamiento geoquímico en los polvos de calle es muy homogéneo, con dispersión de datos, lo que pudiera implicar procesos de homogenización del polvo en la ciudad, ej. Ciclos de deposición-resuspensión (Tabla 5.9). La única excepción es el CaO, que presenta un enriquecimiento respecto al fondo geoquímico. Este enriquecimiento puede estar relacionado a las zonas cementeras colindantes o a actividades de construcción en la ciudad debido a la expansión geográfica que ha sufrido Hermosillo en las últimas décadas. De hecho, un incremento de concentración de calcio en polvos urbanos relacionado a una fuerte actividad de construcción que implica una expansión geográfica y demográfica desorbitada, ha sido reportado con anterioridad en otras ciudades (ej. Hao y Wang, 2005; Wu *et al.*, 2016).

Tabla 5. 9 Porcentaje en peso de óxidos de elementos mayores en la fracción <44 µm de polvo de calles depositados en la zona urbana de Hermosillo. Límite de detección es 0.01 wt. % para todos los elementos. Min: mínimo; Max: máximo; DST: desviación estándar

	Min-Max	Media-DST
SiO₂	54.8-65.11	61.06 ± 3.4
Al₂O₃	11.6-15.14	12.54 ± 1.12
Fe₂O₃	3.56-7.49	5.77 ± 1.24
CaO	1.51-6.74	4.90 ± 1.27
MgO	0.85-2.06	1.13 ± 0.35
Na₂O	2.04-3.01	2.60 ± 0.23
K₂O	2.54-3.22	2.81 ± 0.18
TiO₂	0.62-1.19	0.89 ± 0.14
MnO	0.05-0.09	0.07 ± 0.01

La estadística descriptiva de concentraciones de elementos traza en la fracción <44 µm de polvos de calles se presenta en la Tabla 5.10.

Se calculó el IC para estas muestras tomando como referencia el fondo geoquímico local cuyos valores se muestran en la Tabla 5.2. En términos generales, la firma geoquímica para la mayoría de los elementos traza analizados presentan valores de IC ~ 1 , lo que sugiere que tiene una firma similar al fondo geoquímico local (Figura 5. 14). De acuerdo a la clasificación del IC, estos elementos se encuentran entre rangos de leve a moderadamente contaminado, excepto Rb, Ga y Cs. Los elementos que se encuentran entre los rangos considerable a altamente contaminado son Cu, Pb, Sn, Ag y Zn. Cabe destacar que la concentración de ciertos elementos traza muestran una fuerte dispersión (Tabla 5.10), que se refleja en su patrón de comportamiento de IC, de forma que pueden entrar dentro de rangos desde considerablemente contaminado a no contaminado en distintas muestras de calles para el mismo elemento resultando en patrones de IC muy heterogéneos (Figura 5. 14). Esta dispersión y variación en IC puede indicar diversidad de fuentes antropogénicas a lo largo de la ciudad. En la Figura 5. 15 se compara los patrones geoquímicos de IC de calles con los de los productos mineros, y se observa que en ambos casos las mayores anomalías coinciden, (Pb, Cu, Ag, Zn y Sn). No obstante, los suelos superficiales de zonas mineras, presentan IC muy bajos. De hecho ciertos metales presentan mayor concentración en polvos de calle cuando se comparan con los suelos superficiales que colindan las zonas mineras; esto apunta a que es poco probable que los suelos superficiales de las zonas mineras actúen como fuente de polvo impactado o al menos, no como única fuente para los elementos con IC elevados.

Tabla 5. 10 Concentración de elementos trazas en la fracción <44 µm de polvos depositados en calles de Hermosillo. Las concentraciones expresadas en mg.kg⁻¹ para todos los elementos. Min: mínimo; Max: máximo; media; DST: desviación típica; LD: límite de detección.

	LD	Min-Max	Media-DST		LD	Min-Max	Media-DST
Ba	0.50	675-848	774.40 ± 45.97	Ta	0.10	1-2.4	1.66 ± 0.36
Ce	0.50	65-128.5	99.07 ± 16.89	Tb	0.01	0.63-1.08	0.86 ± 0.12
Cr	10.00	40-150	98.9 ± 35.3	Th	0.05	9.56-42.2	26.39 ± 10.29
Cs	0.01	2.45-5.01	3.85 ± 0.66	Tl	0.50	0.5-0.5	0.5 ± 0
Dy	0.05	3.3-6.35	4.76 ± 0.85	Tm	0.01	0.27-0.62	0.46 ± 0.10
Er	0.03	1.93-3.78	2.89 ± 0.53	U	0.05	2.59-10.25	6.42 ± 2.13
Eu	0.03	1.09-1.66	1.33 ± 0.16	V	5.00	61-166	113.72 ± 34.73
Ga	0.10	16-17.1	16.54 ± 0.47	W	1.00	3-36	6.61 ± 7.57
Gd	0.05	4.87-6.94	6.01 ± 0.64	Y	0.50	18.1-40.1	28.69 ± 6.53
Hf	0.20	8.9-31.5	21.62 ± 6.36	Yb	0.03	1.83-4.23	3.11 ± 0.69
Ho	0.01	0.65-1.33	0.98 ± 0.20	Zr	2.00	321-1150	814.28 ± 243.06
La	0.50	33.2-65.5	51.52 ± 8.75	Ag	0.50	0.5-2.5	1.31 ± 0.75
Lu	0.01	0.3-0.72	0.52 ± 0.13	As	0.10	10-54	17.62 ± 11.39
Nb	0.20	14.4-26.9	19.82 ± 3.61	Cd	0.50	0.5-0.6	0.55 ± 0.06
Nd	0.10	28.5-48.7	38.96 ± 5.26	Co	1.00	5-12.1	9.27 ± 1.83
Pr	0.03	7.66-14.1	11.15 ± 1.76	Cu	1.00	15-156	84.22 ± 43.54
Rb	0.20	79.9-114	104.08 ± 10.25	Li	10.00	20-20	20 ± 0
Sm	0.03	5.17-8.53	6.81 ± 0.9	Mo	1.00	2-6	3 ± 1.28
Sn	1.00	2-18	8.33 ± 4.80	Ni	1.00	10-44	22.61 ± 7.25
Sr	0.10	259-477	368.78 ± 48.23	Pb	2.00	21-237	107.89 ± 59.27
Sc	1.00	7-8	7.33 ± 0.5	Zn	2.00	66-367	220.11 ± 75.52

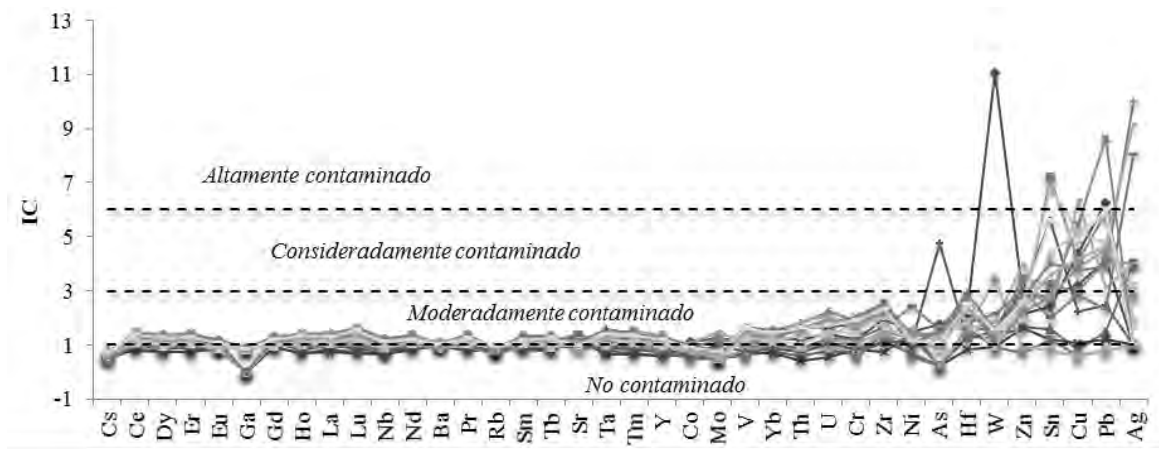


Figura 5. 14 IC calculado para fracción < 44 µm muestras de polvos depositados en calles de Hermosillo. Rangos para evaluación de contaminación de acuerdo con Çevik et al. (2009).

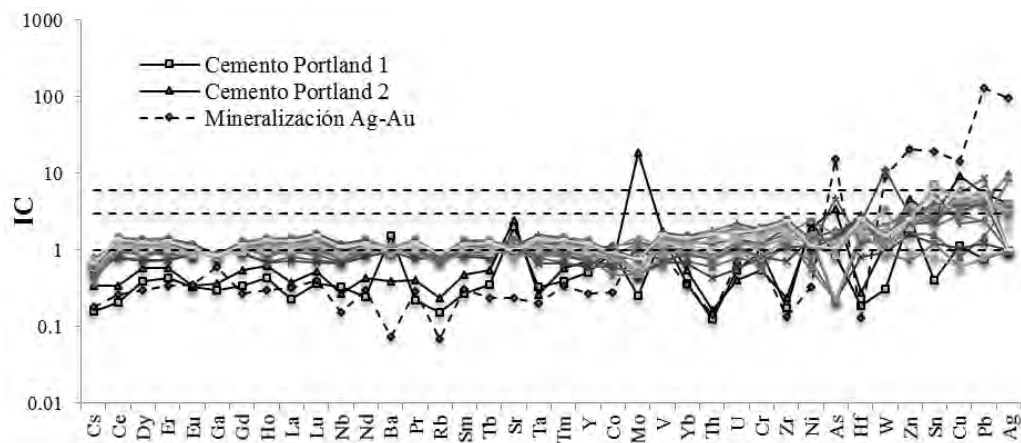


Figura 5. 15 IC en escala logarítmica calculado para muestras polvo depositados en callea de Hermosillo, junto IC calculados para cementos Portland (producidos y comercializados en el área estudio) y para la zona mineralizada de Au-Ag. Tomando como valor de referencia el fondo geoquímico local

En cuanto al índice de geoacumulación (Igeo) calculado para polvo depositado en calles de Hermosillo, los elementos que frecuentemente sobrepasan los rangos de moderado a fuertemente contaminados son Cu, Pb, Zn y Sn y en menos proporción Ag y W (Figura 5. 16). De acuerdo a este índice, los elementos Cr, Hf, U, Th, Zr y Cd se encuentran dentro del rango levemente contaminado, mientras que el resto de los elementos se encuentran en el rango de no contaminado. Resultados similares de Igeo para Pb, Cr, As y Mn en muestras de polvo de calles, depositados en techos de escuelas y parques de Hermosillo han sido reportados recientemente (García-Rico *et al.*, 2016)

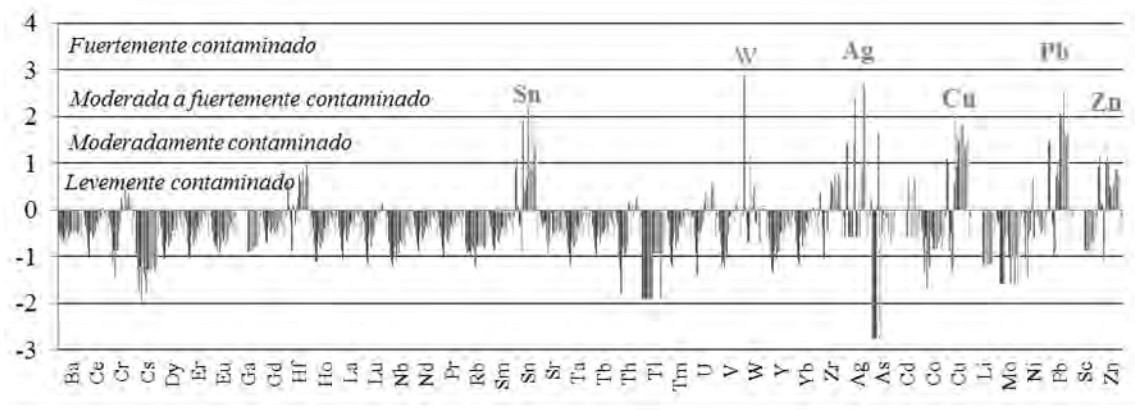


Figura 5. 16 Índice de geoacumulación determinado para la fracción <44 µm de polvos depositados en calles de Hermosillo tomando como referencia el fondo geoquímico local. Rangos para la evaluación de contaminación de acuerdo para la evaluación de contaminación de acuerdo con Çevik *et al.* (2009).

El factor de enriquecimiento (FE) en polvo depositado en calles para todos los metales traza analizados, tomado como referencia el Al del fondo del fondo geoquímico local. Los promedios del FE calculado para Pb, Cu, Sn, Ag, Zn, As y W, se encuentran dentro del rango de FE moderado según la clasificación de Çevik *et al.* (2009) y Lu *et al.* (2009), aunque de estos Ag, W, Pb, Sn, Cu y As alcanzan FE significativo en algunas de las muestras (Figura 5. 17). Independientemente de la categoría de contaminación en función de FE reconocidas, algunos autores sostienen que valores inferiores a cinco no son considerados significativos, ya que tal pequeños enriquecimientos pueden surgir de las diferencias en la composición de material local del suelo y el suelo de referencia utilizado en los cálculos de FE (Lu *et al.*, 2009). Mientras que valores de FE mayores de diez ya es considerado para algunos autores como un enriquecimiento antropogénico (Meza-Figueroa *et al.*, 2016).

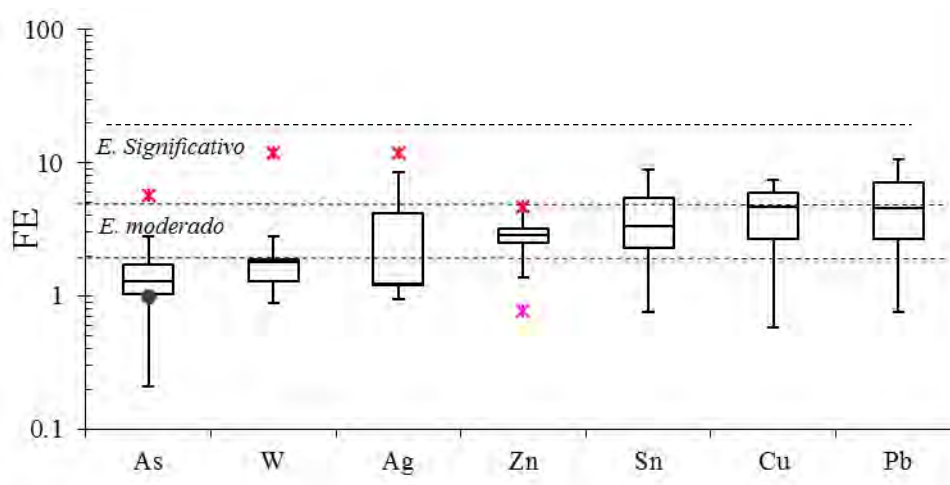


Figura 5. 17 Diagrama de cajas del factor de enriquecimiento (FE) calculado para la fracción <44 μm del polvo depositado en calles de Hermosillo. Rangos de FE (en cursiva) tomados de Lu *et al.* (2009).

Los índices geoquímicos aplicados en la fracción fina del polvo de calle de Hermosillo (IC, Igeo y FE) indican la presencia de un grado moderado a considerable de contaminación para los siguientes elementos traza Pb, Cu, Sn, Zn, Ag, As, W y Hf. Por otro

lado, los elementos Cr, U, Th, Zr, Cd, Mo y V presentan rangos de contaminación de leve a moderada, sugiriendo una mezcla de fuentes geogénicas y antropogénicas.

El enriquecimiento de W, Y, Hf, Zr, U y Th observado en la fracción re-suspendible de algunos suelos superficiales del área de estudio, así como en la misma fracción del polvo depositados en calles de Hermosillo, puede ser el resultado de anomalías geoquímicas en las unidades litológicas de la región, como es el caso de los depósitos de skarn de W (Ochoa-Landín *et al.*, 2011). De hecho, este tipo de enriquecimiento se ha asociado anteriormente a ambientes magmato-hidrotermales (Rubin *et al.*, 1993; Utsunomiya *et al.*, 2015). No obstante, no debe descartarse el hecho de que la emisión de Zr, Y, y elementos relacionados químicamente como el Hf, se pueden asociar a tráfico vehicular, ya que se utilizan como estabilizadores en convertidores catalíticos, recubrimientos anticorrosivos, bujías, etc. (Helmers, 1996; Palacios *et al.*, 2000; Jarvis *et al.*, 2001; Whiteley y Murray, 2003; Lough *et al.*, 2005; Mathur *et al.*, 2011).

5.3.2.1.2 Mineralogía de polvo depositado en calles de Hermosillo

Los minerales mayoritarios presentes fracción <44 μm del polvo depositado en calles son cuarzo, feldespatos potásicos (microclina-ortosa) y plagioclasas (principalmente sódica tipo albita, pocos casos cálcicas, anortita), minerales encontrados en los suelos naturales superficiales del área de estudio (ver Figura 5. 18). En el caso de la calcita, al igual que ocurre en los suelos naturales superficiales, no es una fase que está presente en todas muestras. Mientras que la presencia de filosilicatos (moscovita, illa, montmorillonita) es menor generalmente en polvos de calles que en los suelos naturales superficiales (ver Figura 5. 18). Estos datos ponen de manifiesto como los suelos superficiales forman un componente significativo del polvo de la calle, tal y como se ha observado en otros trabajos (Gunawardana *et al.*, 2012). No obstante en la fracción <44 μm del polvo depositado en calles se ha encontrado fracciones minoritarias minerales como silicatos cálcicos, yesos y algunos minerales encontrados en los cementos fabricados y consumidos en la ciudad de Hermosillo. También se encuentran minerales menos abundantes como óxidos de zircón, hierro, manganeso y titanio, que algunos autores asocian a la actividad vehicular (Amato *et al.*, 2011). Igualmente la presencia de feldespatos alcalinos es más variado y abundante en los polvos de calles que en los suelos naturales superficiales; estos minerales además de ser

clásicamente geogénicos, han sido señalados en polvo de calle como indicadores de actividades de construcción y abrasión de carreteras (Moreno *et al.*, 2007; Amato *et al.*, 2011; Fujiwara *et al.*, 2011). Finalmente una mayor presencia de porcentaje material amorfo en los polvos de calle la materia orgánica relacionado al desgaste de asfalto y neumáticos (Xie *et al.*, 2000).

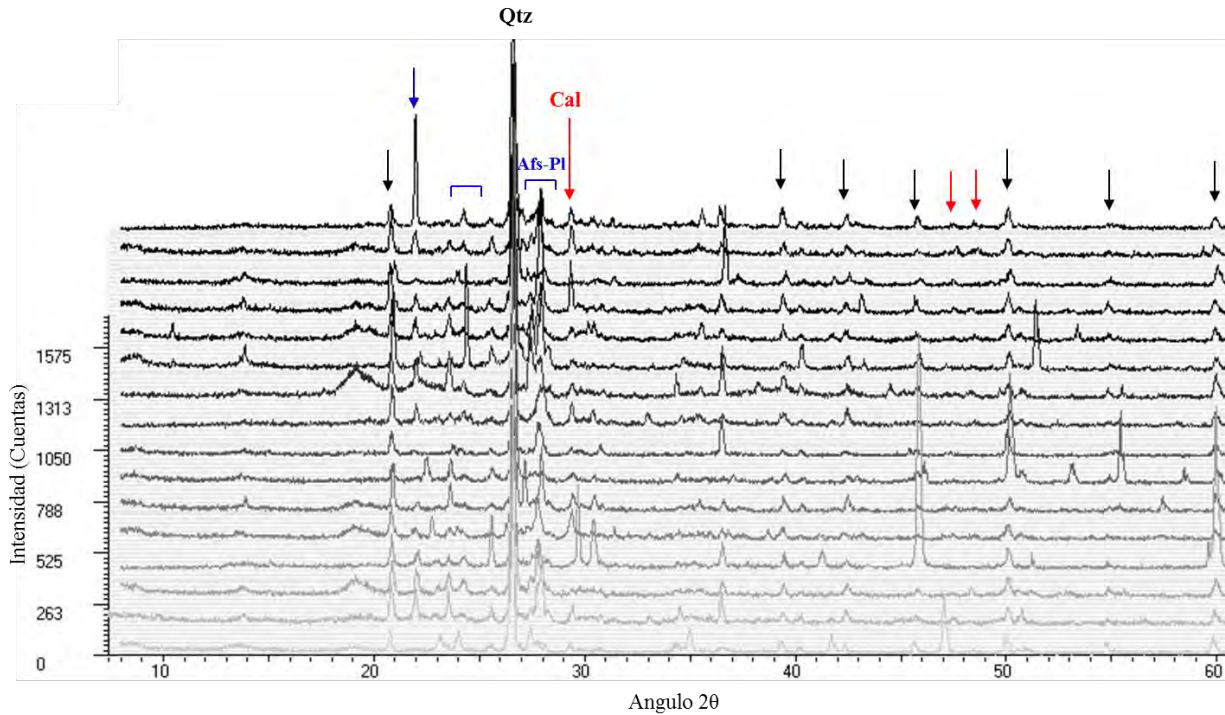


Figura 5. 18 Patrones de difracción de la fracción menor de 44 μm de polvos de calle de Hermosillo. Qtz: cuarzo, Cal: calcita, Afs: feldspatos, Pl: plagioclasas.

5.3.2.1.3 Geoquímica de polvo depositado en calles de La Colorada

Las concentraciones de los elementos mayores en la fracción <44 μm de polvo depositados en calle del poblado de la Colorada se presentan en la Tabla 5.11. Los promedios de las concentraciones de elementos mayores de las calles del poblado de La Colorada coinciden en su mayoría con los promedios del fondo geoquímico local, a excepción del Fe y Mn que presentan un promedio mayor, tal y como se observa en los suelos superficiales que rodean tanto la zona minera como el pueblo.

Tabla 5. 11 Porcentaje en peso de óxidos de elementos mayores en polvo de calles depositados en el poblado de La Colorada. Límite de detección es 0.01 wt. % para todos los elementos. Min: mínimo; Max: máximo; DST: desviación estándar.

	Min-Max	Media-DST
SiO₂	52.4-68.9	61.029-6.714
Al₂O₃	12.4-16.05	14.514-1.48
Fe₂O₃	3.56-7.99	6.35-1.469
CaO	0.66-6.19	2.927-2.186
MgO	0.38-3.58	1.714-1.029
Na₂O	1.1-2.51	1.896-0.453
K₂O	2.39-3.92	2.744-0.542
TiO₂	0.43-1.63	1.017-0.349
MnO	0.06-0.21	0.119-0.053

Las concentraciones de los elementos trazas en la fracción <44 μm de polvo depositados en calle del poblado de la Colorada se presentan en la Tabla 5.12. Una primera observación importante sobre las concentraciones de elemento traza en polvo de calle del poblado de La Colorada es la alta concentración de Ag que presentan (Tabla 5.12), alcanzando una concentración de Ag de 32.6 mg.kg^{-1} , con una mínima de 7.3 y un promedio de 15 mg.kg^{-1} , mientras que la que la mineralización explotada en la zona presenta 24 mg.kg^{-1} , de Ag.

Tabla 5. 12 Estadística descriptiva de concentraciones de elementos traza de polvos depositados en calles de La Colorada. Las concentraciones expresadas en mg.kg⁻¹ para todos los elementos. Min: mínimo; Max: máximo; DST: desviación típica. LD: límite d

	LD	Min-Max	Media-DST		DL	Min-Max	Media-DST
Ba	0.50	764-1490	897.33 ± 236.68	Tm	0.01	0.32-0.42	0.36 ± 0.04
Ce	0.50	65.8-80.4	72.34 ± 5.28	U	0.05	4.5-5.95	5.29 ± 0.5
Cr	10.00	40-60	46.67 ± 7.07	V	5.00	108-129	115.67 ± 5.92
Cs	0.01	6.31-8.85	7.24 ± 0.80	W	1.00	12-31	16 ± 5.92
Dy	0.05	3.68-4.54	3.98 ± 0.29	Y	0.50	20.8-25.6	22.94 ± 1.43
Er	0.03	2.08-2.49	2.26 ± 0.14	Yb	0.03	2.15-2.75	2.47 ± 0.19
Eu	0.03	0.93-1.24	1.12 ± 0.10	Zr	2.00	266-489	381.67 ± 68.59
Ga	0.10	14.3-16.1	15.01 ± 0.6	Ag	0.50	7.3-32.6	14.89 ± 8.3
Gd	0.05	4.19-4.93	4.58 ± 0.24	Cd	0.50	3.1-10.5	5.74 ± 2.31
Hf	0.20	6.7-12	9.8 ± 1.73	Co	1.00	11-14	12.13 ± 1.13
Ho	0.01	0.69-0.88	0.79 ± 0.06	Cu	1.00	127-250	157.38 ± 38.68
La	0.50	32.6-40.5	35.98 ± 2.77	Li	10.00	30-50	36.25 ± 7.44
Lu	0.01	0.35-0.44	0.39 ± 0.03	Mo	1.00	50-114	76.5 ± 22.16
Nb	0.20	10.3-13.9	12.34 ± 1.19	Ni	1.00	16-18	17.13 ± 0.99
Nd	0.10	27.3-32.4	29.82 ± 1.80	Pb	2.00	560-1225	804.13 ± 221.67
Pr	0.03	7.27-8.74	7.96 ± 0.52	Sc	1.00	9-11	9.63 ± 0.74
Rb	0.20	104.5-121	112.61 ± 5.68	Zn	2.00	623-1715	1011.63 ± 343.15
Sm	0.03	4.83-6.05	5.47 ± 0.44	As	0.10	37.7-62.9	48.41 ± 8.47
Sn	1.00	10-26	14 ± 5.07	Hg	0.005	1.05-8.97	3.00 ± 2.7
Sr	0.10	291-375	329.11 ± 26.68	Sb	0.05	5.06-11.1	7.26 ± 1.76
Ta	0.10	0.8-1	0.93 ± 0.07	Se	0.20	1-1.3	1.13 ± 0.12
Tb	0.01	0.56-0.72	0.65 ± 0.05	Te	0.01	0.17-0.29	0.21 ± 0.04
Th	0.05	11.9-14.85	13.44 ± 1.12	Tl	0.50	0.17-0.22	0.20 ± 0.02

En la Figura 5. 19 se muestra los patrones de IC calculados en polvo de calle, suelos superficiales que rodean al pueblo y mineralización extraída en el área, calculados respecto del fondo geoquímico local (cuyos valores se muestran en la Tabla 5.2). En primer lugar, se observa un comportamiento más uniforme en los IC de polvo de calle cuando se compara con los IC de los suelos superficiales, indicando posiblemente procesos de mezcla y homogenización en polvos de calle (Figura 5. 19). Para la mayoría de los elementos, los IC en polvo de calle muestran valores alrededor de uno, es decir, una firma similar al fondo geoquímico local. Mientras que el grupo de elementos que presentan IC muy por encima de lo considerado altamente contaminado, coinciden con los elementos anómalos de la mineralización explotada en la zona, estos son: Ag > Mo > Cd > Pb > Cu > Sn > Zn > W > As. No obstante, aunque los patrones de IC del polvo de calle y mineralización sean similares para estos metales, se observan una diferencia importante, el IC de Mo en polvo de calle es mayor que el valor del IC de la mineralización, lo que apunta a que la mineralización no es la fuente única ni principal para el Mo en polvos de calle de La

Colorada.

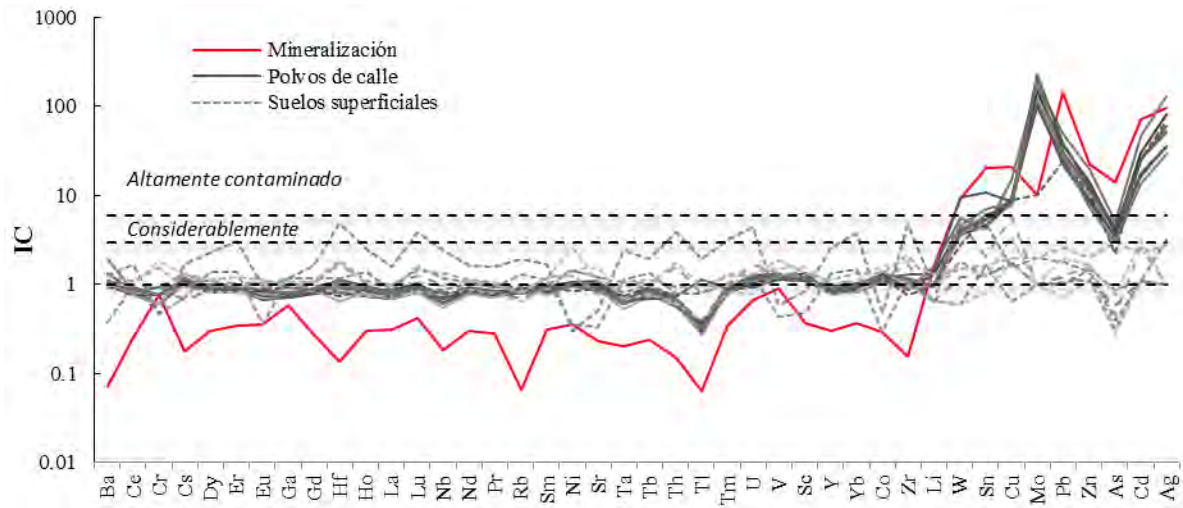


Figura 5. 19 IC calculado para elementos traza en muestras de polvo de calle del poblado La Colorada, suelos superficiales alrededor del poblado y zona minera, y de mineralización extraída en zona minera, tomando como valor de referencia el fondo geoquímico local. Rangos para evaluación de contaminación de acuerdo con Çevik *et al.* (2009).

Asimismo, el Igeo calculado en polvo de calles de La Colorada (Figura 5. 20) corrobora los índices geoquímicos calculados en los párrafos anteriores. Mostrando a Mo, Cd, Ag, Pb, Cu, Zn, y As como los elementos traza de origen antropogénico y con rangos de contaminación fuerte a extremos en estas muestras.

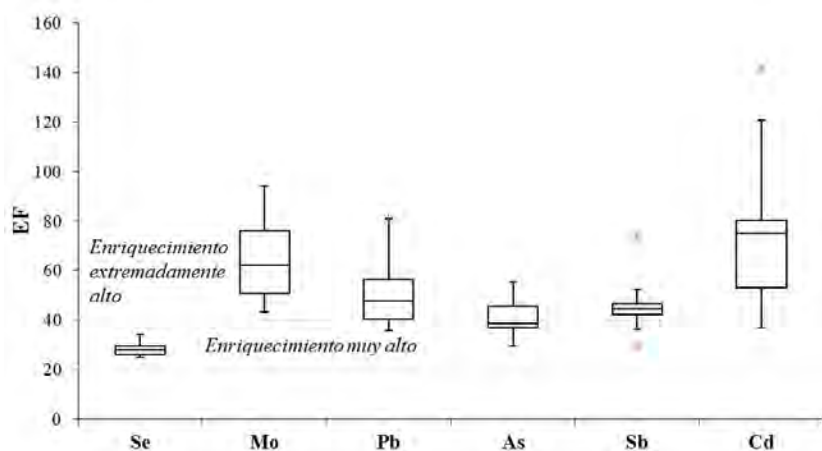


Figura 5. 21 Factor de enriquecimiento (FE) calculado en la fracción < 44 μm de polvo depositados en calles del poblado La Colorada utilizando como valor de referencia la corteza continental (Taylor y McLennan, 1985). Rangos de FE tomados de Lu et al. (2009).

Otra diferencia es el grado de impacto de contaminación, siendo muchísimo más elevado en polvos de calle de La Colorada que en los de Hermosillo. Esto puede deberse a que el poblado La Colorada, al igual que la actividad minera se localiza sobre una anomalía química natural, de igual modo la extracción de la mineralización está afectado de manera directa a la composición del polvo que se deposita en las calles de pueblo. Aunque posiblemente también esté relacionado a otras actividades antrópicas como el tráfico vehicular, esta actividad puede ejercer el rol de fuente de la actividad minera (transporte del material), como factor que favorece procesos de emisión-dispersión del polvo, favoreciendo la homogenización y resultando en el hecho de que los suelos superficiales colindantes a la actividad que no presenta uso de suelo, no muestren los altos impactos de contaminación que presentan los polvos de calle del poblado. Finalmente, metales como el Mo, no pueden explicarse con la extracción de la anomalía que en la actualidad se está explotando, pudiéndose relacionar a otras fuentes no contempladas o a firmas de anomalías explotadas con anterioridad, ya que es una zona con superposición de yacimientos y con una historia de más de 100 de extracción.

No obstante las asociaciones elementales y las concentraciones relativas varían, por ejemplo en el caso de la actividad minera metálica, el Pb-Ag-Mo son los elementos de

mayor impacto en los polvos de calle poblado limítrofe a esta, mientras que en Hermosillo son Zn-Sb-Ba-Se.

5.3.2.2. Polvo suspendido

5.3.2.2.1 Geoquímica de polvo suspendido de Hermosillo

Se realizaron análisis de elementos mayores y traza en filtros de aire de PST (polvo suspendido con diámetro de partícula $\leq 100 \mu\text{m}$) y PM_{10} (polvo suspendido con diámetro de partícula $\leq 10 \mu\text{m}$) muestreados en la ciudad de Hermosillo. Las concentraciones de elementos mayores en PST y PM_{10} se presentan en la Tabla 5.13. Los promedios de Al_2O_3 , Fe_2O_3 , TiO_2 y MnO en PST son de dos a tres veces menores que las concentraciones de fondo geoquímico local y de polvo depositado en calles. Mientras que el CaO en el PST muestra una concentración promedio dos veces mayor que el fondo geoquímico, pero similar a la concentración promedio de polvo depositado en calle. La concentración de MgO en PST se asemeja a la de fondo geoquímico y polvo de calle. Finalmente las concentraciones promedio de K_2O y Na_2O , son dos y cuatro veces mayores a las de fondo geoquímico y calles, pero la dispersión de estos datos es alta (Tabla 5.13). En el caso del Na_2O , la variabilidad alta de concentraciones posiblemente se debe a la variación en la presencia de aerosoles marinos en las partículas suspendidas según el día de muestreo. Las variaciones en K_2O y CaO pudieran estar relacionado a variaciones en tipos de suelos superficiales que fungen como fuente para el polvo, presentado diversos contenidos en arcillas y/o minerales calcáreos (Usher *et al.*, 2003). Aunque también pueda deberse a variación en focos de fuentes antropogénicas como es la construcción (Wu *et al.*, 2016) y procesos de combustión para el caso del K_2O . Finalmente, un descenso en elementos como el Al_2O_3 y elementos asociados a este, propiamente geogénicos, indica posiblemente una disminución en minerales silicatados en polvo suspendido conforme disminuye el tamaño de grano de las partículas (Glaccum y Prospero, 1980). De hecho, todos los elementos mayores se presentan aún menor concentraciones en PM_{10} , respecto al PST y el polvo de calle ($<44 \mu\text{m}$) (Tabla 5.13).

Tabla 5. 13 Porcentaje en peso de óxidos de elementos mayores en polvo de calles y polvo suspendido (PST y PM₁₀) de la ciudad de Hermosillo. LD: límite de detección.

	LD	PST		PM ₁₀		Fondo geoquímico local	Polvo depositado en calle
		Min-Max	Media-DST	Min-Max	Media-DST	Media-DST	Media-DST
Al₂O₃	1.10E ⁻⁰⁴	0.82-6.27	4.14 ± 1.63	0.21-1.23	0.79 ± 0.45	13.83 ± 1.67	12.54 ± 1.12
Fe₂O₃	2.29E ⁻⁰⁵	0.62-3.59	2.40 ± 1.08	0.17-0.88	0.56 ± 0.31	5.19 ± 1.06	5.77 ± 1.24
CaO	6.62E ⁻⁰⁴	1.41-8.59	5.82 ± 2.29	0.57-1.31	0.92 ± 0.37	2.87 ± 2.13	4.90 ± 1.27
MgO	4.48E ⁻⁰⁵	0.33-2.14	1.51 ± 0.74	0.10-0.53	0.34 ± 0.18	1.57 ± 0.58	1.13 ± 0.35
Na₂O	3.65E ⁻⁰⁴	0.35-17.75	8.11 ± 6.03	0.08-0.21	0.16 ± 0.05	2.37 ± 0.8	2.60 ± 0.23
K₂O	9.77E ⁻⁰⁴	0.23-9.07	4.91 ± 2.76	0.12-0.60	0.35 ± 0.19	2.71 ± 0.29	2.81 ± 0.18
TiO₂	1.67E ⁻⁰⁵	0.02-0.09	0.07 ± 0.03	0.01-0.04	0.02 ± 0.01	0.84 ± 0.17	0.89 ± 0.14
MnO	2.97E ⁻⁰⁶	0.02-0.14	0.09 ± 0.05	0.01-0.04	0.02 ± 0.01	0.08 ± 0.02	0.07 ± 0.01

La Tabla 5.14 presenta la concentración los elementos traza analizados en polvo suspendido (PST y PM₁₀) de la ciudad de Hermosillo. En el caso del polvo suspendido PST, se consideró oportuno calcular el IC tomando como referencia el fondo geoquímico local (FGL) cuyos valores se muestran en la Tabla 5.2, así como el de la corteza continental media (CC) tomados de Taylor y Mac Lennan (1985), con el fin de poder observar el comportamiento de ciertos elementos no obtenidos para el FGL como el Sb y Se. Los elementos que presentan algún grado de contaminación en PST son As, Cu, Ni, Sn, Mo, Pb, Ba, Se, Sb, Zn; de este grupo, los elementos que alcanzan valores de altamente contaminado son Mo, Cu, Ba, Zn respecto a FGL y Cu, As, Sb, Se, Ba y Zn, si se toma como referencia el valor de la CC (Figura 5. 22). Es decir los únicos elementos que varían de rango según se tome el FGL o la CC son el As y el Mo, esto se debe a que ambos elementos tienen comportamientos marcado en el FGL, existiendo altas concentraciones de As y bajas de Mo respecto a la media mundial. El Pb en PST de Hermosillo presenta un rango de moderadamente contaminado independientemente del valor de referencia tomado.

También se calculó el índice de geoacumulación (Igeo) en PST, y según los criterios para la evaluación de la contaminación para este índice, los elementos que presentan algún grado de contaminación son Ag, As, Cd, Co, Cu, Mo, Ni, Pb, Se, Sb, Ba y Zn (Figura 5. 23). Los elementos que presenta en valores de Igeo de fuerte, extremado y extremadamente contaminado en PST son Zn, Se, Sb y Ba; los valores entre moderados y fuertemente contaminado son Cu, Ag, As, Cd y Mo; mientras que los levemente contaminados son Co, Ni y Pb (Figura 5. 24), coincidiendo mayormente con los identificados mediante el IC.

Tabla 5. 14 Estadística descriptiva de la concentración de los elementos traza en polvo suspendido de Hermosillo (PST y PM₁₀). Las concentraciones expresadas en mg.kg⁻¹ para todos los elementos. Min: mínimo; Max: máximo; DST: desviación típica; LD: límite de detección.

	LD	PM ₁₀		PST	
		Min-Max	Media-DST	Min-Max	Media-DST
Ba	0.003	59.897-226.052	107.190 ± 57.109	157.776-68,186.987	34,466.529 ± 24,375.846
Ce	0.099	2.483-26.118	13.229 ± 7.897	8.810-71.441	46.776 ± 24.338
Cr	0.018	6.613-13.557	10.374 ± 2.764	9.876-46.272	34.632 ± 13.620
Dy	0.077	0.541-1.402	0.870 ± 0.331	0.437-3.823	2.599 ± 1.291
Er	0.016	0.031-0.712	0.386 ± 0.230	0.217-1.896	1.320 ± 0.621
Gd	0.012	0.172-1.734	0.871 ± 0.518	0.557-4.973	3.428 ± 1.626
Ho	0.016	0.099-0.253	0.163 ± 0.060	0.280-0.697	0.551 ± 0.169
La	0.091	1.252-12.390	6.337 ± 3.745	4.389-34.535	22.815 ± 11.492
Lu	0.011	0.084-0.084	0.084 ± 0.000	0.157-0.244	0.214 ± 0.031
Nd	0.010	1.176-11.591	5.943 ± 3.513	3.947-30.599	18.547 ± 11.457
Pr	0.008	0.304-3.080	1.568 ± 0.933	1.039-8.425	5.548 ± 2.858
Sm	0.013	0.241-2.204	1.220 ± 0.704	0.775-5.153	3.807 ± 1.747
Sn	0.017	1.389-3.312	2.064 ± 0.709	1.069-6.814	4.350 ± 2.025
Sr	0.100	17.500-82.693	48.550 ± 21.727	50.190-563.615	406.806 ± 181.104
Tm	0.012	0.063-0.093	0.074 ± 0.016	0.125-0.251	0.206 ± 0.049
V	0.010	13.269-36.416	25.679 ± 8.299	12.701-75.479	55.631 ± 22.165
Y	1.042	6.949-6.949	6.949 ± 0.000	8.785-18.956	15.415 ± 3.817
Yb	0.134	-	-	0.915-1.601	1.395 ± 0.254
As	0.015	1.507-5.536	3.681 ± 1.470	2.674-43.283	18.714 ± 12.615
Co	0.001	1.157-6.381	3.666 ± 1.818	2.328-18.755	12.590 ± 7.011
Cu	0.012	47.870-134.679	84.247 ± 29.880	88.935-580.747	212.761 ± 179.841
Mo	0.031	0.811-2.078	1.370 ± 0.421	1.073-3.762	2.747 ± 0.996
Ni	0.052	5.230-15.546	10.907 ± 3.630	5.781-39.048	27.621 ± 12.917
Pb	0.003	8.838-19.589	13.444 ± 3.797	16.476-65.566	44.200 ± 15.464
Zn	0.134	63.360-296.551	127.172 ± 78.731	120.682-64,794.583	27,913.142 ± 22,338.419
Sb	0.005	1.005-10.444	4.077 ± 3.282	1.752-4.465	2.646 ± 0.934
Se	0.003	0.311-1.507	0.980 ± 0.433	0.954-4.162	3.049 ± 1.168
Be	0.005	0.030-0.370	0.196 ± 0.113	0.050-0.770	0.540 ± 0.286

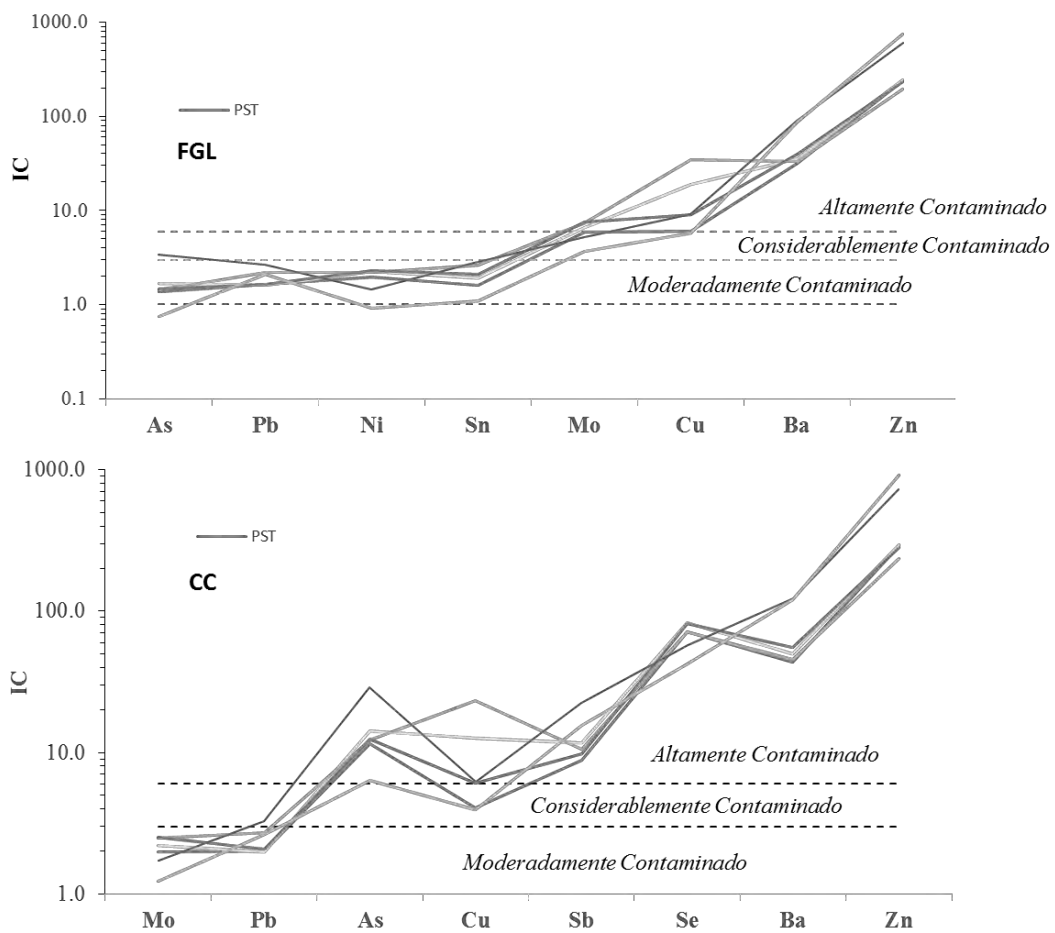


Figura 5. 22 IC calculado para polvo suspendido (PST) de la ciudad de Hermosillo tomando como valor de referencia el fondo geoquímico local (FGL) y la corteza continental (CC). Rangos para evaluación de contaminación de acuerdo con Çevik *et al.* (2009).

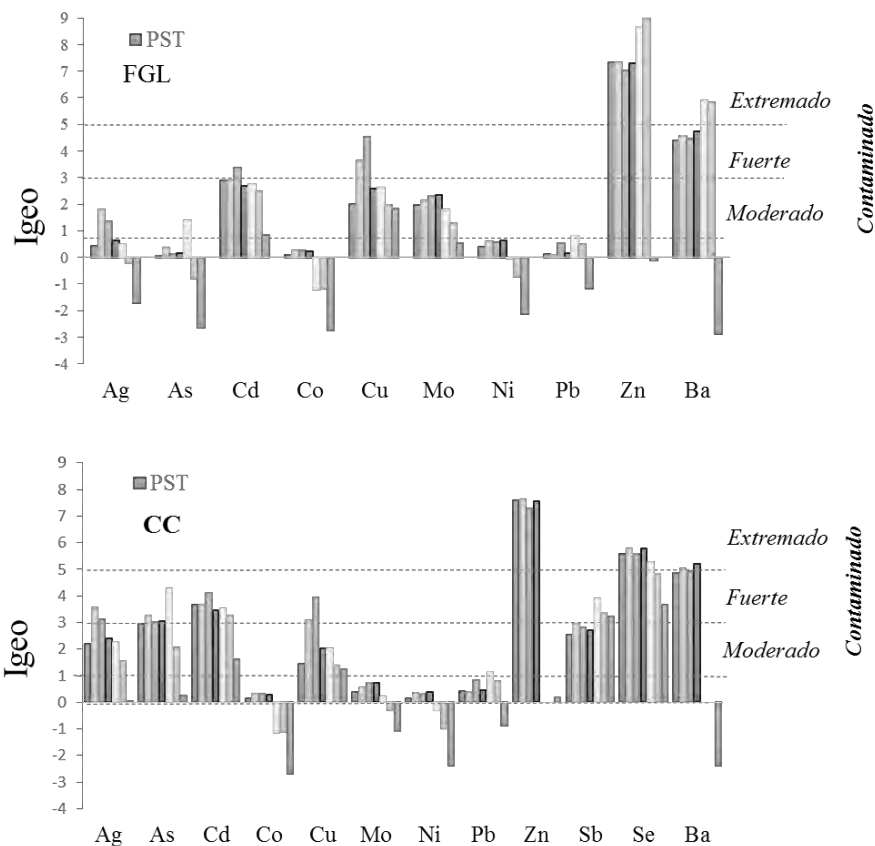


Figura 5. 23 Índice de geoacumulación I_{geo} , calculado para polvo suspendido (PST) de la ciudad de Hermosillo, tomando como valor de referencia el fondo geoquímico local (FGL) y la corteza continental (CC). Rangos para evaluación de contaminación de acuerdo con Çevik *et al.* (2009).

Finalmente se calculó el factor de enriquecimiento (FE) en polvo suspendido PST de Hermosillo tomando como elemento de referencia el Al del FGL y de la CC (Figura 5. 24). Respecto a FGL los elementos que presentaron más de 50% de datos de PST con rangos de FE por encima de cinco, es decir con un enriquecimiento significativo, son: Sn, Co, Ni, Pb, Ag, As. Los elementos en el PST que presentaron valores de FE por encima de 10, indicando una fuente principalmente antropogénica para esto (Lu *et al.*, 2009) fueron Mo, Cu, Co, Ba, Zn. De estos, Mo y Co mostraron más 75% de los datos polvo en el rango de EF muy alto, mientras que en el caso de Cu, Ba y Zn 75% de los datos cayeron en el rango de EF extremadamente alto. Si se toma como referencia el Al de la CC, el Mo desciende a un rango FE significativamente enriquecido, mientras más del 75% de los datos pasan un rango de FE muy alto para As y Ag, junto con Se y Sb.

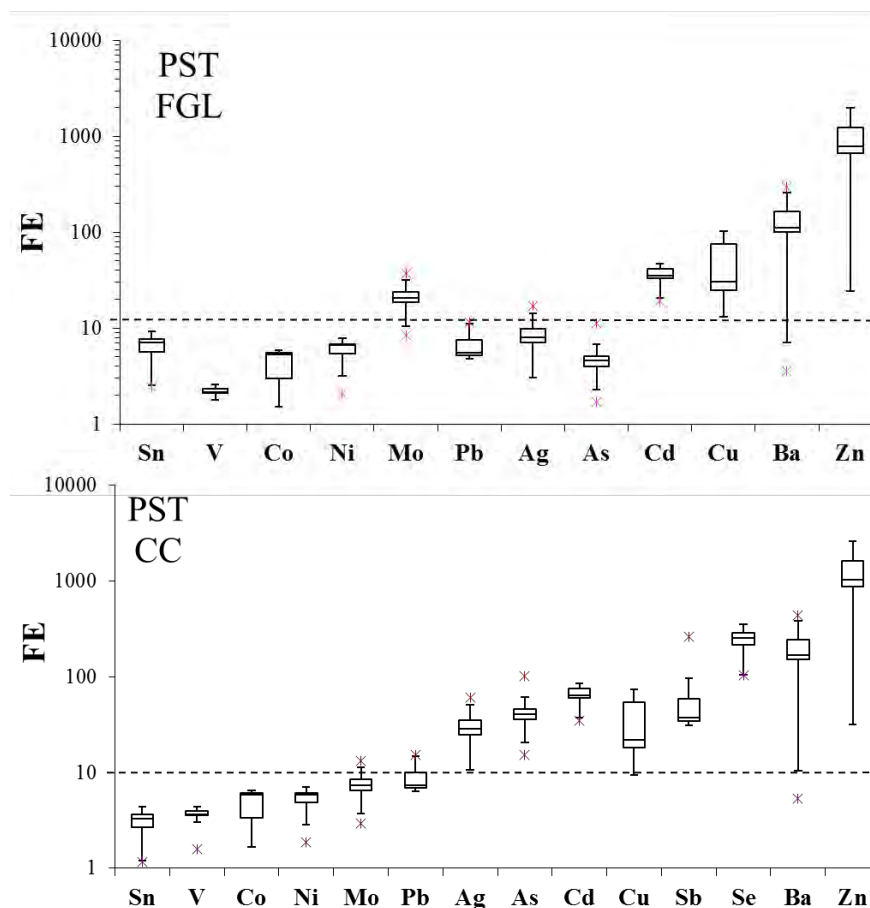


Figura 5. 24 Factor de enriquecimiento calculado para polvo suspendido (PST) de la ciudad de Hermosillo. Grados de FE tomados de Lu *et al.* (2009).

En resumen, independientemente del valor umbral que se tome de referencia, los índices de contaminación utilizados (IC, Igeo y FE) señalan altos niveles de contaminación y un origen principalmente antropogénico para Cu, Zn, Sb y Se en el polvo suspendido PST de Hermosillo, mientras que Mo, Cd, Ag, Sn, V, Ni, Mo y Pb, son elementos que presentan contaminación moderada, mostrando una mezcla de fuentes entre antropogénica y geogénica.

Asimismo los datos muestran como el polvo suspendidos (PST) presentan altas concentraciones en Ba y Zn, frente (PM₁₀) que presentan altas concentraciones en Sb y Se. Según Querol (2008) la fuente y mecanismos de formación determinan el tamaño y su composición. La fuente más común para Cu, Zn, Cd y Sb en polvo urbano es el tráfico (Thorpe y Harrison, 2008; Aatmeeyata y Sharma, 2010; Grigoratos y Martini, 2015),

mientras que Se y As se relacionan con actividades industriales y/o quema de carbón (Parthasarathy *et al.*, 2016). El Cu y Zn también relacionan a la industria cementera (Schuhmacher *et al.*, 2002; Al-Khashman y Shawabkeh, 2006; Al-Omran *et al.*, 2011); en el caso de Hermosillo, el alto contenido de Mo, Zn y Ca en el polvo suspendido puede relacionarse a la firma del cemento 2 fabricado y comercializado en la ciudad. De hecho se realizó un ejercicio de normalización los polvos suspendidos de Hermosillo (PST y PM₁₀) frente a los cementos producidos en las zonas cementeras cercanas, y el resultado fue cercano a la unidad para muchos de los elementos, indicando una similitud importante entre el polvo suspendido y el cemento, de forma más acentuada en el PM₁₀. Este mismo ejercicio se realizó en la fracción fina de los suelos que rodean a la actividades cementeras y la similitud fue considerablemente menor, lo que podría indicar que la fuente cemento en el de polvo urbano suspendido pudiera estar relacionada no solo a la actividad cementera, sino que una fuerte actividad de construcción que implica la expansión geográfica analizada en Hermosillo en las últimas décadas, principalmente en el polvo suspendido fino PM₁₀ (Figura 5. 25), tal como se ha descrito en otras ciudades (ej. Wu *et al.*, 2016).

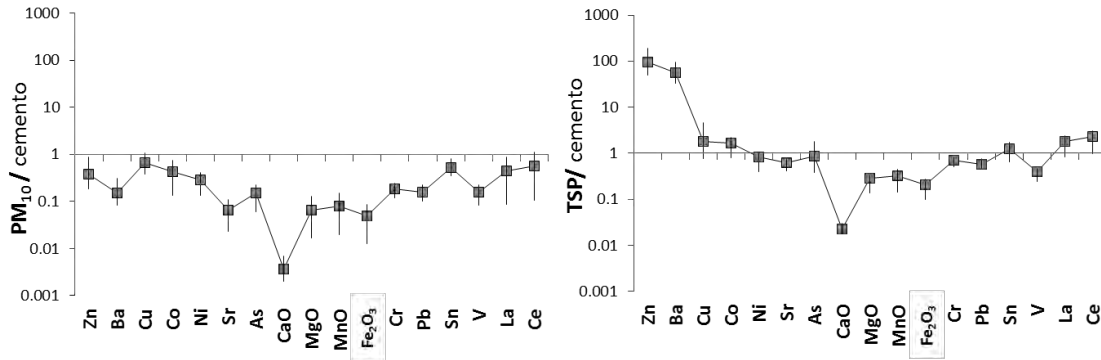


Figura 5. 25 Diagrama multielemental para PM₁₀ y PST de Hermosillo normalizado a cemento Portland 2 fabricado en las cementeras cercanas a la ciudad (modificado de Moreno-Rodríguez *et al.*, 2015).

La mayor parte de los elementos descritos como contaminantes en el polvo suspendido de Hermosillo, se han descrito como como elementos potencialmente problemáticos en las actividades mineras estudiadas. La relación Pb/Cu puede ser interesante ya que ambos metales presentan algún grado de contaminación en prácticamente

todas las muestras de polvo de la zona de estudio y en las fuentes potenciales relacionadas a las zonas mineras. La relación Pb/Cu en la corteza continental es cercana a la unidad y el fondo geoquímico local llega a 1.5. En la mineralización de Ag-Au de la zona de estudio, la relación Pb/Cu es de 10.2, es decir, se caracteriza por presentar prácticamente diez veces más Pb que Cu, mientras las relaciones de los cementos Portland 1 y 2 producidos en la zona son 0.75 y 0.66 respectivamente. En polvo suspendido de Hermosillo Pb/Cu promedio es de 0.2, por lo que, la relación Pb/Cu no se asemeja a la mineralización explotada en la actividad minera metálica, ni al fondo geoquímico local y aunque se asemeje más a los cementos explotados, aún sigue teniendo mayor concentración de Cu respecto de Pb en el polvo suspendido de Hermosillo de lo esperable, indicando que aparte de la actividad minera y la construcción en la zona urbana, existe una fuente antropogénica importante de Cu en polvo para la ciudad de Hermosillo.

Otro criterio geoquímico utilizado en este estudio para discriminar origen geogénico de antropogénico en los polvos del área de Hermosillo fue relación La/Ce (Figura 5. 26). Gran parte de firma geoquímica de La/Ce en las matrices estudiadas, como son la fracción fina de suelos superficiales naturales y la fracción fina de los suelos superficiales de zonas mineras, coinciden con la firma de la granodiorita de la zona estudio y la firma de la corteza continental (Taylor y Mc Lennan, 1985), por lo que entran dentro del rango denominado como fondo geoquímico local (FGL), rango dentro del cual también se encuentran algunas de las muestras de polvo suspendido de Hermosillo, confirmando una firma predominantemente geogénica en estas matrices de polvo. A partir del FGL, se extiende un grupo de muestras de polvo de calle que tienden a tener firmas más enriquecidas en La y Ce, enriquecimiento no se puede asociar a una fuente geogénica. De hecho este enriquecimiento en Ce el polvos de calle se ha observado con anterioridad en otros trabajos, y se ha asociado a la firma de tráfico vehicular, ya que el óxido de cerio es un estabilizador común en catalizadores de gases de escape de vehículos (Lyubomirova *et al.*, 2011; Wiseman *et al.*, 2016). Asimismo, se observa otra tendencia en las firmas marcadas por un empobrecimiento en La/Ce, en la cual se encuentra el mármol extraído en las canteras para la fabricación de cemento Portland producido y comercializado en el área (Figura 5. 26); en esta zona se extienden las partículas de polvo suspendido finas (PM₁₀), de nuevo

indicando una influencia antropogénica en el polvo, concretamente de la actividad cementera y posiblemente actividades de construcción en la ciudad. Para concluir, en un extremo aún más empobrecido en La/Ce, se localiza la mineralización de Ag-Au, que se solapa prácticamente con la firma de polvo de calles de La Colorada, esta vez sin presentar mezclas con el fondo.

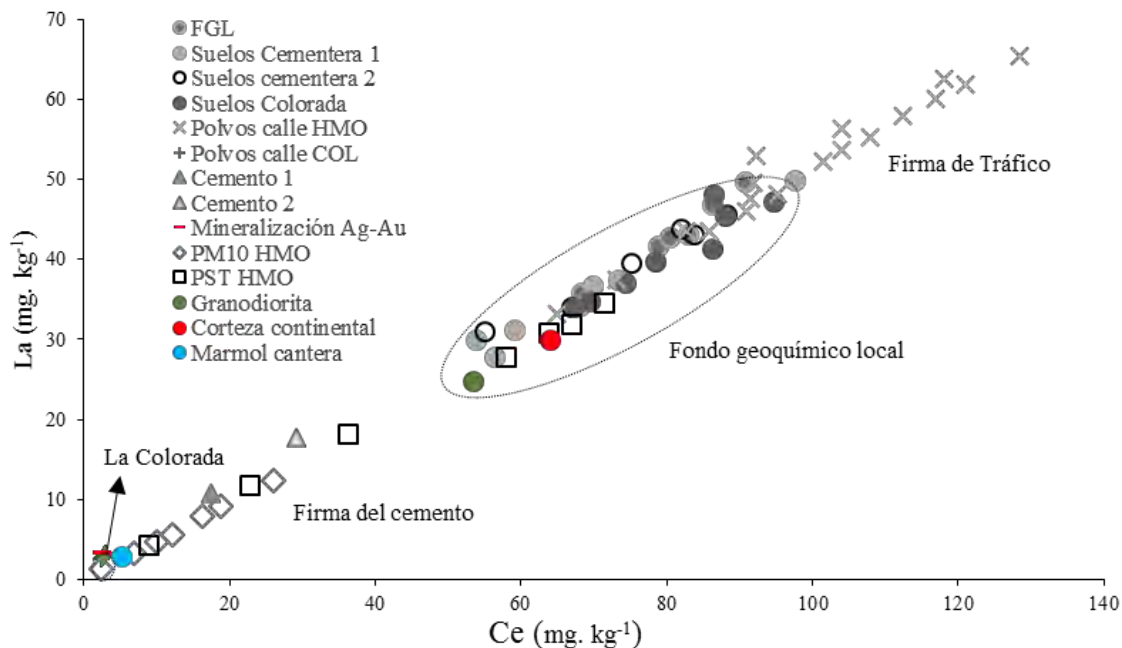


Figura 5. 26 Gráfica de dispersión de concentración de Ce y La en muestras de polvo (suspendido-depositado), roca, productos y litologías relacionadas a las zona mineras cercanas a Hermosillo (modificado de Moreno-Rodríguez *et al.*, 2015).

También se realizó un análisis de abundancias relativas de elementos mayores como Al, K, Ca en polvo suspendido TSP colectado durante doce años de muestreo mediante SEM-EDS y se aplicó un análisis de componentes principales con rotación VARIMAX con el fin de ver variaciones en fuente geogénicas. Los resultados indican que el polvo suspendido PST colectado entre 2000 y el 2007 (con excepción del 2003 que ya se caracterizó como año anómalo), se asocia a Al (Figura 5. 27), lo que indica un predominio geogénico en estos años. A partir del 2007, en los filtros de aire PST se asocian a Ca y K, esto podría reflejar bien un incremento de aporte por parte de la actividad cementera y de construcción asociada a rápido crecimiento geográfico en la zona urbanizada, o bien puede estar asociado al cambio en las direcciones de vientos que se observó en el análisis del

clima, en el que a partir del 2007 entra una componente S, que se acopla al predominio de origen SW de los vientos en la zona. Esta nueva componente de viento que se asocia a su vez, a un cambio en el comportamiento Monzón Norteamericano en el área, que a partir de 2007 se observa un incremento en las lluvias extremas del en años predominantemente secos.

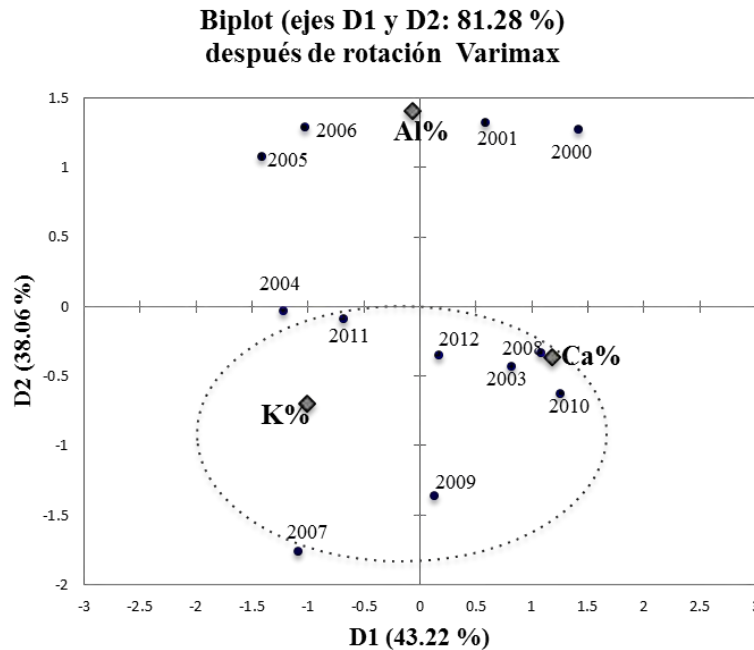


Figura 5. 27 Biplot en el que se muestra Factor 1 y 2 después de rotación ortogonal VARIMAX del % relativo de K, Al, Ca en el polvo suspendido (PST) de la ciudad de Hermosillo colectados entre 2000 al 2012 (modificado de Moreno-Rodríguez *et al.*, 2015).

Por último, se realizó un análisis de componentes principales (PCA por sus siglas en inglés) con rotación VARIMAX, en los resultados geoquímicos de elementos traza de las distintas matrices estudiadas de polvo en Hermosillo con el fin de discriminar posibles fuentes en el polvo. Los cuatro factores principales obtenidos representan el 86.3% de la varianza total. El Factor 1 presenta el 39.76% de la varianza total, se caracteriza por Ce, Cr, La, Sn, V, Fe₂O₃ y Pb, y se asocia con las muestras de polvo de calle (Figura 5. 28), lo que define la firma de tráfico en el área de estudio. El Factor 2 representa el 23.9% de la varianza total, y se define por Sr, CaO, As, Cu, y Zn, y está relacionado a las firmas de cemento, al que a su vez se asocia parte del polvo suspendido de Hermosillo (PST). El Factor 3 que cuenta con el 17.51% de la varianza total, se caracteriza por MgO, Co y Ni, y reflejan las

fuentes de mezcla entre los suelos, el tráfico y el cemento (Figura 5. 28). El Ba es un elemento que muestra por un lado, una fuerte correlación con el Zn (coeficiente de correlación de Pearson de 0.989), y se asocia al cemento (Figura 4. 28), y por otro lado es el elemento de carga principal del Factor 4 (contribución solo 5.04%). Esto puede indicar que el Ba procede de una mezcla de fuentes, por un lado las cementeras del área de reciclan llantas en la producción de cemento (Ba-Zn) y por otra parte, la fuente de Ba que pudiera estar asociado al tráfico vehicular, concretamente al desgaste de frenos.

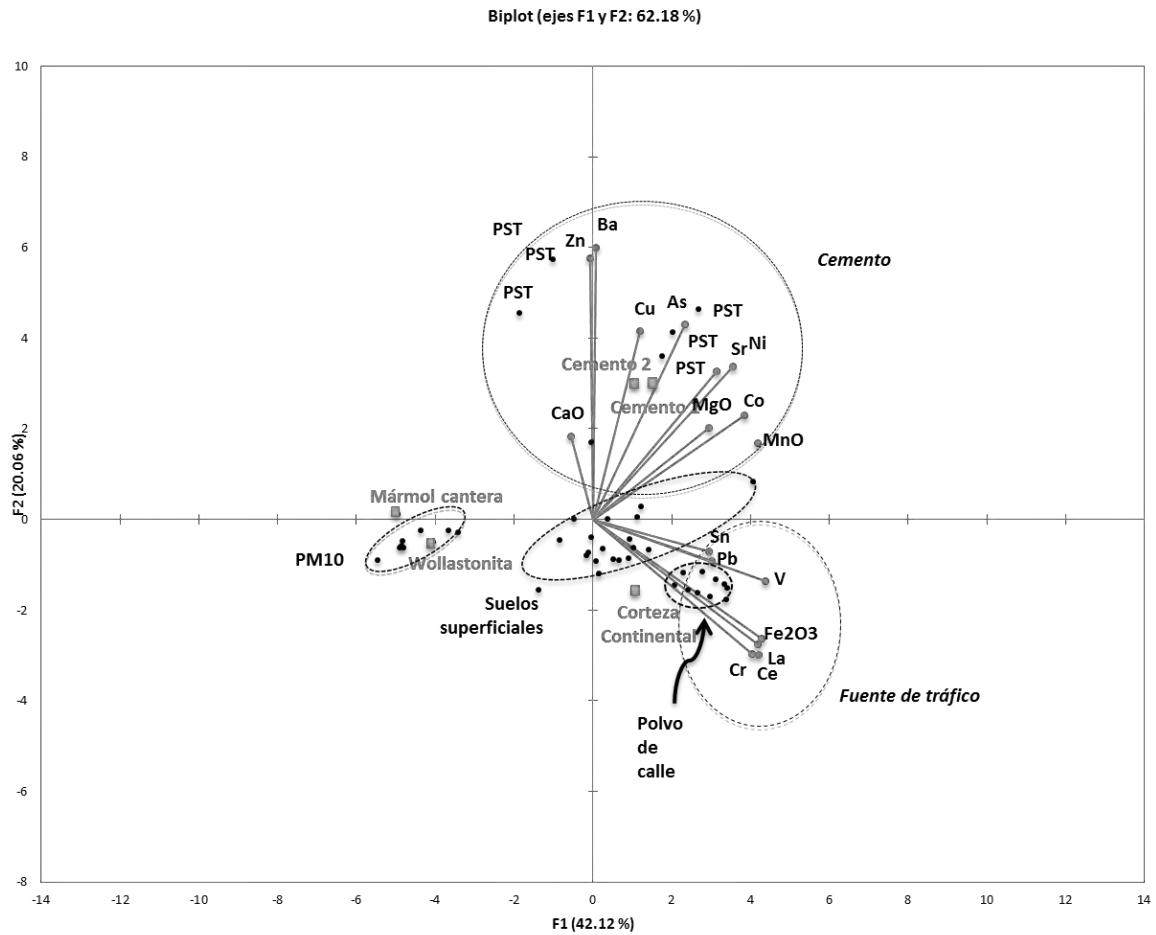


Figura 5. 28 Análisis de Componentes Principales de concentraciones de un conjunto de elementos en polvo (suspendidos y depositados) de la ciudad de Hermosillo

5.3.2.2.2 Mineralogía y morfología del polvo suspendido de Hermosillo.

Los minerales mayoritarios determinados mediante difracción de rayos X (DRX) en los filtros de PST y PM10 de Hermosillo son: cuarzo, feldspatos potásicos, plagioclasas y calcitas (ver Figura 5. 29); estos minerales coinciden con los minerales detectados en la fracción fina de suelos naturales superficiales y de polvos depositados en calle de Hermosillo, indicando una fuente proceso de re-suspensión de polvo que afecta a la calidad del aire por las altas concentraciones de partículas suspendidas registradas en este trabajo en los últimos doce años. El resultado del análisis mineralógico en polvo concuerdan con los resultados del análisis de factores que favorecen emisión y dispersión de polvo realizados en este estudio, que señalan la re-suspensión de polvo depositado en calles el fenómeno principales de emisión y dispersión contaminantes en polvo, como resultado de un conjunto de factores antropogénicos y climáticos por los cuales las lluvias del mozn favorecen la erosión de los suelos naturales y calles no pavimentadas, lo que proporciona una entrada importante de material suelto y sin cohesión depositados en calles pavimentadas en las épocas secas posteriores. Este material es fácilmente resuspendible de manera natural, pero se eleva exponencialmente por la acción de tráfico vehicular (Laidlaw y Filippelli, 2008; Ginoux *et al.*, 2012). En el caso de la calcita, al contrario que en los suelos naturales superficiales y polvos de calle, es una fase que está presente en todas muestras de polvo suspendido, de hecho es la fase mayoritaria en filtros PM₁₀ frente a muestra una mayor presencia de cuarzo-plagioclasas en PST. Mientras que la presencia de filosilicatos (moscovita, illita, montmorillonita) es similar a las encontradas en la fracción fina de superficiales naturales. Además de los minerales mayoritarios han sido detectados en un mayor porcentaje de material amorfo y minerales de baja cristalinidad, debido a que la muestra se analizara directamente en el filtro, aunque no se descarta la presencia la materia orgánica y otros materiales de baja cristalinidad de origen antropogénicos como los detectados en polvo depositado en calles (Xie *et al.*, 2000). Un mineral no fue detectado en polvo depositado en calles pero si en polvo suspendido de Hermosillo, es por ejemplo el alunógeno ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 17 H_2O$), que se asocia a quema de carbón (Masalehdani *et al.*, 2009; Sehn *et al.*, 2016).

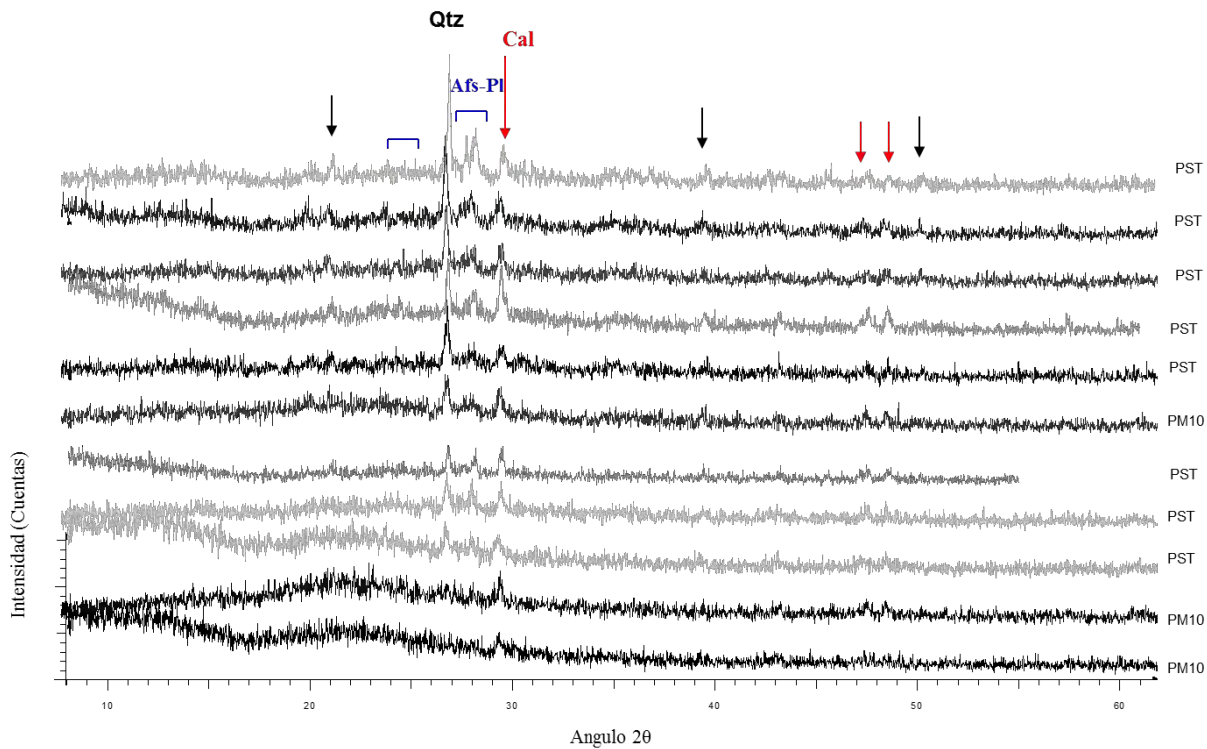


Figura 5. 29 Patrones de difracción polvos suspendidos PST y PM10 de Hermosillo. Qtz: cuarzo, Cal: calcita, Afs: feldspatos, Pl: plagioclasas.

La morfología, tamaño, composición química y mineralogía de las partículas de polvo suspendido PST y PM₁₀, también fue determinada mediante microscopía electrónica de barrido (SEM) con un sistema acoplado de microanálisis de energía dispersa (EDS). Las partículas geogénicas analizadas se caracterizan por presentar cristales bien formados, morfologías con caras planas y morfologías irregulares y/o agregados que contiene principalmente Si, Al, Si, K, Na, Ca y Mg (Figura 5. 30). Estas regularmente corresponden con minerales mayoritarios descritos en suelos superficiales naturales y polvos depositados en calles, cuarzo, plagioclasas Na (Ca), calcita, feldespato-K, coincidiendo este análisis mineralógico con los obtenidos mediante DRX.

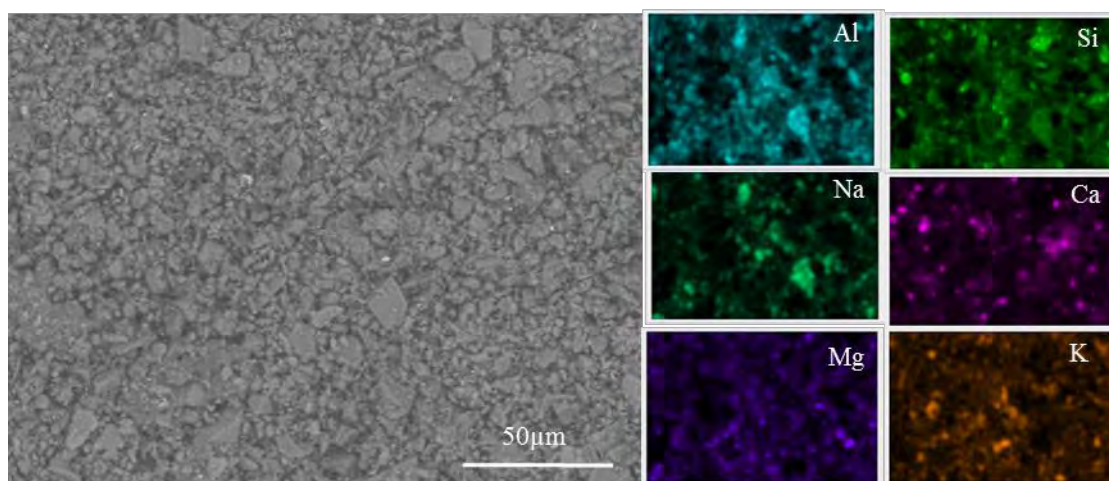


Figura 5. 30 Imagen SEM de partículas de polvo suspendido (PST) recolectados en un filtro de aire de alto volumen en la ciudad de Hermosillo, junto con mapeo composicional realizado mediante EDS que muestra partículas mayormente de origen geogénico con cristales bien formados, morfologías con caras planas. Partícula de Si-Al-Na (plagioclasa sódica, albíta), Si (cuarzo), Si-Al-K (feldespato-K), Ca (calcita).

En lo que respecta a las partículas antropogénicas observadas en el polvo suspendido de Hermosillo, las morfologías presentes embarcan desde formas irregulares, laminales, filiformes, esféricas, pero con un predominio de presencia de agregados multi-elementales cementados por sales (NaCl y Mg), yesos ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) y materia rica en carbono (bien de asfalto o trozos de neumáticos o mezcla de ambas) (Figura 5. 31). El tamaño de los agregados multi-elementales de origen antropogénico observado es de 5 a 50 micras, los cuales coinciden con los reportado en Meza-Figueroa *et al.* (2016). Los elementos y asociación de elementos observados en polvo suspendido de Hermosillo (PM₁₀ y PST) y las morfologías y tamaños a coligados a estos son resumidos en la Tabla 5.15 y Figura 5. 31. En la Tabla 5.16 se resume las fuentes antropogénicas potenciales para las partículas de polvo suspendido que han sido caracterizadas en este estudio, en el que se pone de manifiesto el alto contenido de partículas procedentes de mecanismos de desgaste mecánico, abrasión y/o corrosión de componentes del vehículo (como neumáticos, frenos, embragues), o del pavimento por la rodadura de los neumáticos, conocido en inglés como “non-exhaust emissions”, es decir, emisiones no asociadas tubo de escape (Amato *et al.*, 2009b; Harrison, 2009; Gietl *et al.*, 2010; Barmpadimos *et al.*, 2011; Hays *et al.*, 2011); todo esto indica que uno de las mayores fuentes de polvo antropogénica en Hermosillo es

alto flujo y el desgaste del parque vehicular, posiblemente influenciado por la alta presencia de vehículos de más de diez años procedentes de USA, favorecidos por políticas económicas actuales. Por último, es importante destacar la presencia de partículas de origen marino que evidencia la procedencia de vientos de La Costa de Sonora, como son sales y sulfatos.

Tabla 5. 15 Asociación de elementos en partículas de polvo suspendido Hermosillo (PST-PM₁₀), morfología y tamaño asociada a estas y fuente potencial.

Asociación de elementos	Morfología	Fuente potencial	Tamaño
Si-O	Regular- Irregular (Cuarzo)	Geogénica	50-10 µm
Si-Al-Na (Ca)	Regular- Irregular (Plagioclasas)	Geogénica	50-10 µm
Si-Al-K (Na)	Regular- Irregular (Feldspatos-Plagioclasas)	Geogénica	50-10 µm
Si-Al-Mg (K, Na)	Regular (laminar)- Irregular (Filosilicatos, arcillas, micas)	Geogénica	10-5 µm
Ca-C-O	Regular- Irregular (Calcita) Cemento de agregado	Geogénica	50-5µm
Fe-Ti-O	Regular- Irregular (Ilmenita)	Geogénica	5 µm
Na-Cl	Regular, cúbico- Cemento de agregado (Halita)	Marina	20-3 µm
Fe-O	Esférico	Antropogénico	5-3 µm
Fe-O	Dendriforme (esquirra)	Antropogénico	10 µm
Fe-V-Ti (S-Ca)	Irregular, agregado	Antropogénico	<5 µm
Fe-As-Te-Mg-S	Esférico	Antropogénico	~5 µm
Zr-Ti-Fe-(Ca)	Agregado	Antropogénico	~5 µm
Zr (Al)	Agregado	Antropogénico	10-5 µm
Zr-O	Irregular	Geo-, antropogénico	5-1 µm
Cu-S-Fe (Ca)	Irregular, agregado	Antropogénico	~5 µm
Cu-Pb-Zn-(Ca)	Agregado	Antropogénico	30 µm
Cu	Irregular	Antropogénica	<5 µm
Ba-S (Sb)	Regular-irregular	Antropogénica	~10 µm
S (S-Ca)	Irregular, cemento de agregado, (Sulfato)	Antropogénica- marino	~20-10 µm
Ti-Cr-Mo (S-Ca)	Agregado	Antropogénica	~10 µm
Ce-Nd	Irregular	Antropogénica	~5 µm
C	Irregular (materia orgánica compleja) cemento de agregado	Antropogénica	5-100 µm

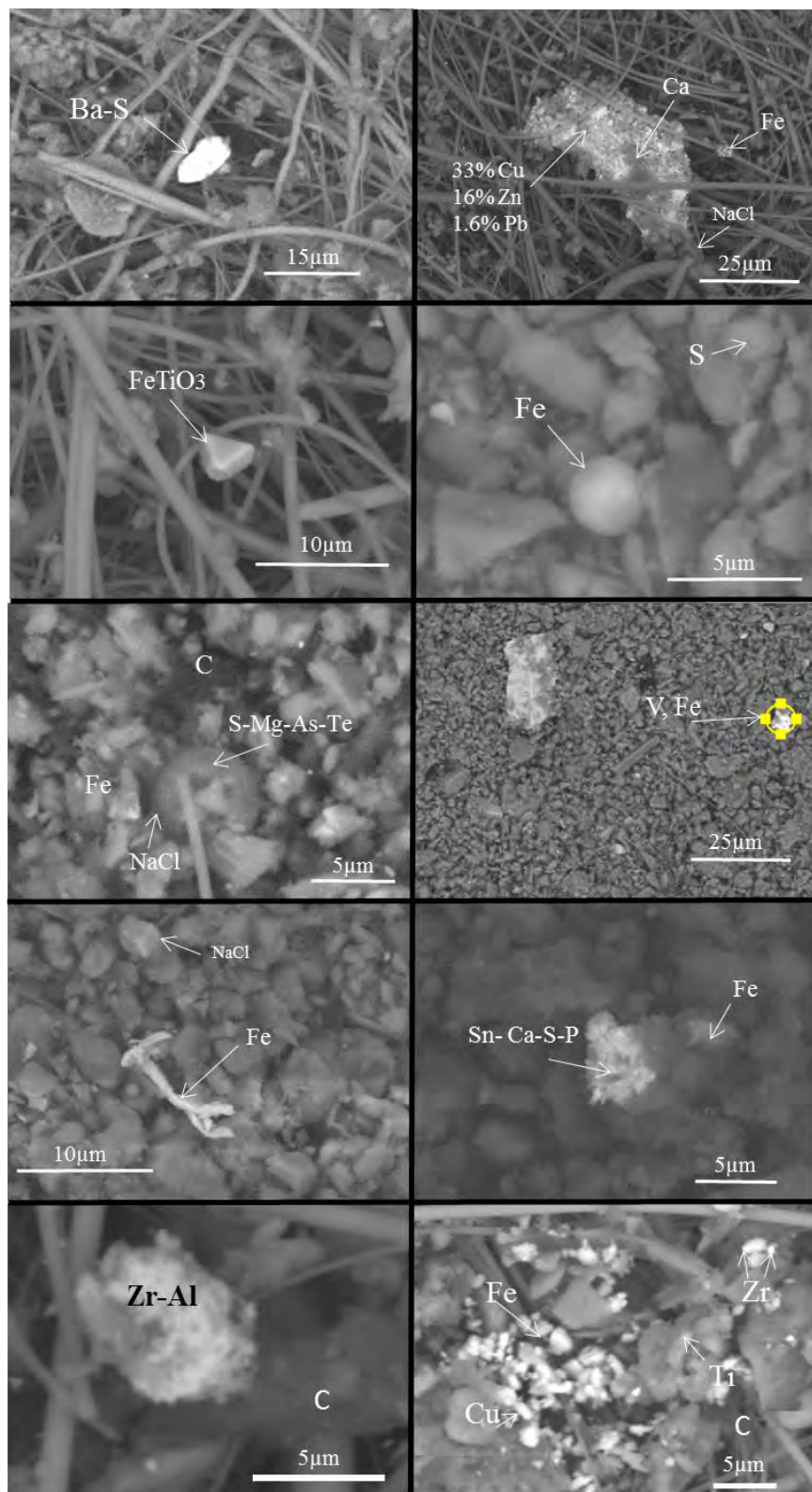


Figura 5. 31 Imágenes SEM y composición elemental de polvo suspendido (PST y PM₁₀) de la ciudad de Hermosillo

Tabla 5. 16 Asociación de elementos en partículas antropogénicas de polvo suspendido Hermosillo (PST-PM₁₀) y sus fuentes potenciales.

Asociación de elementos	Fuente antropogénicas potenciales	Referencia
Fe-O	Procesos de combustión Desgaste automóvil	Patinha <i>et al.</i> , 2015; Grigoratos y Martini, 2015
Fe-V-Ti (S-Ca)	Actividad Cementera Desgaste neumáticos	Reijnders, 2007; Yatkin y Bayram., 2008 Thorpe y Harrison, 2008; Aatmceeyata y Sharma, 2010.
Fe-As-Te-Mg-S	Procesos de combustión	Este estudio basado en morfología esférica de la partícula
Zr-Ti-Fe	Desgaste convertidores catalíticos	Helmers, 1996; Jarvis <i>et al.</i> , 2001; Lough <i>et al.</i> , 2005 Mathur <i>et al.</i> , 2011
Zr (Al)		
Cu-S-Fe (Ca)	Actividad Cementera Desgaste de frenos	Este estudio Patinha <i>et al.</i> , 2015
Cu- Zn- Pb -(Ca)	Aleaciones anticorrosivas, muy común, utilizadas, radiadores, artículos de ferretería, equipos eléctrico ect. cemento Desgaste de frenos	Amato <i>et al.</i> , 2009b Este estudio Meza-Figueroa <i>et al.</i> , 2016; Grigoratos y Martini, 2015 Patinha <i>et al.</i> , 2015
Cu	Relacionado al Tráfico vehicular	Patinha <i>et al.</i> , 2015
Ba-S (Sb)	Desgaste de frenos	Meza-Figueroa <i>et al.</i> , 2016; Grigoratos y Martini, 2015
Ti-Cr-Mo (S-Ca)	Desgaste de asfalto y neumáticos	Aatmceeyata y Sharma, 2010
Ce-Nd	Desgaste convertidores catalíticos	Helmers, 1996; Jarvis <i>et al.</i> , 2001; Lough <i>et al.</i> , 2005 ; Mathur <i>et al.</i> , 2011
C	Desgaste de asfalto y neumáticos, otras partes del vehículo	Aatmceeyata y Sharma, 2010; Grigoratos y Martini, 2015

5.3.2.2.3 Geoquímica de polvos suspendido del poblado de La Colorada

Se tomaron tres muestras de polvo suspendido en el poblado limítrofe con la actividad minera metálica mediante colectores BSNE, con el objetivo de compararlos con el polvo suspendido de la ciudad de Hermosillo. La concentración de elementos mayores en polvo suspendidos del poblado de La Colorada se muestra en la Tabla 5.17. Los resultados se encuentran dentro de los rangos medidos en polvo depositados locales y regionales; suelos superficiales (naturales y cercanos a actividades mineras) y polvos depositados en calles (Hermosillo y La Colorada), con la excepción del Mn, que presenta

mayores concentraciones que las reportadas en polvo suspendido y depositado en la zona urbana de Hermosillo, concentraciones máximas del Mn que también se observa en polvo de calle del poblado de La Colorada, pero en menor escala.

Tabla 5. 17 Porcentaje en peso de óxidos de elementos mayores en polvo suspendidos en wt. % recolectados en colectores BSNE a 1.5 m en el pueblo de La Colorada. LD: límite de detección.

	LD	BSNE 1	BSNE 2	BSNE 3
Fe₂O₃	0.003	4.793	5.251	5.173
CaO	0.003	4.773	6.331	5.626
K₂O	0.004	2.784	2.837	2.710
TiO₂	0.002	0.658	0.530	0.747
MnO	0.002	0.172	0.419	0.173

Las concentraciones de los elementos traza en polvos suspendidos del poblado de La Colorada mediante colectores BSNE se muestran en la Tabla 5.18. Se calculó el IC tomando como referencia el fondo geoquímico local (FGL) cuyos valores se muestran en la Tabla 5.2. El patrón de comportamiento geoquímico del IC calculado a partir estas concentraciones en polvo suspendido es muy homogéneo y presenta gran similitud con el patrón de IC calculado en el polvo depositado en calle del poblado La Colorada (Figura 5. 32), lo que pone de manifiesto los fuertes procesos de re-suspensión de polvo en las calles de la colorada, posiblemente relacionado al hecho de que el poblado es atravesado por una carretera federal, lo que favorece el polvo fugitivo generado por tráfico rodado. Existe un conjunto de elementos en el polvo que se encuentran enriquecidos frente al fondo geoquímico local y frente a suelos superficiales que rodean tanto el pueblo como la zona minera activa, estos son: Cu, Mo, Pb, Zn y As. De acuerdo con los rangos del IC, todos estos elementos se encuentran en el rango de altamente contaminados, con excepción del As que se encuentra dentro del rango de considerablemente contaminado si se asume como valor de referencia el fondo local. El elemento que presenta mayor rango de IC es el Mo, seguido de Zn y Pb. Además, Zn y As son los únicos elementos que presentan mayor enriquecimiento en el polvo suspendido que en el polvo de calle, y en el caso del Zn, incluso mayor que la mineralización. Un punto importante a resaltar es que el patrón de comportamiento anómalo del polvo suspendido de La Colorada, aunque es similar, presenta ciertas diferencias con el patrón de comportamiento de la mineralización explotada en la zona minera colindante, puesto que el Mo y Zn muestran rangos de IC por encima que la

misma mineralización (Figura 5. 32). Estos metales pueden provenir de otra fuente antropogénica no contemplada, o la misma fuente pero en otro periodo de explotación ya que es una la zona mineralizada compleja (Ochoa-Landín *et al.*, 2011). No obstante, no se cuenta con datos geoquímicos que aporten algunas de estas hipótesis, por lo que lo único que se puede asegurar es que no todos los metales están relacionados a la zona minera actual.

Tabla 5. 18 Concentración en elementos traza en polvos suspendidos del pueblo de La Colorada mediante PXRF, expresadas mg.kg⁻¹ para todos los elementos. LD: límite de detección.

	LD	BSNE 1	BSNE 2	BSNE 3
Mo	2	16.93	55.68	28.99
Zr	2	55.78	120.77	94.25
Sr	2	112.30	245.10	180.59
Rb	2	49.21	119.22	69.72
Pb	2	261.87	904.50	279.60
As	2	67.83	79.39	59.11
Zn	4	3112.16	2788.67	3720.49
Cu	6	134.97	133.13	152.62
Cr	7	15.84	20.33	<LD
V	8	96.07	95.20	99.97
Nb	2	11.79	9.67	12.38
Y	2	5.05	11.49	8.583

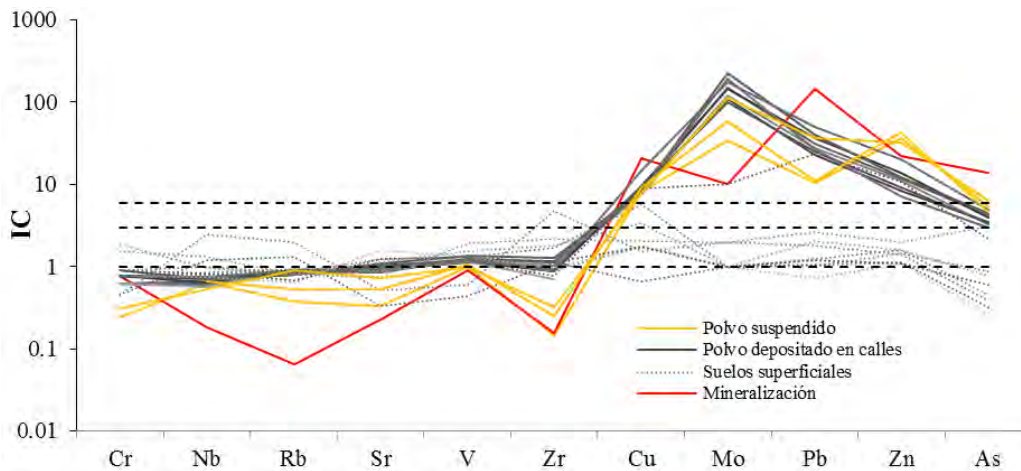


Figura 5. 32 IC calculado para varios elementos traza en polvo suspendido (naranja) y depositado (gris) en el poblado de La Colorada. Concretamente el IC se calculó tomando como referencia los valores de fondo geoquímico local. Además, se incluye el IC calculado para la mineralización explotada en la zona minera (rojo). Rangos para evaluación de contaminación de acuerdo con Çevik *et al.* (2009).

En el Igeo calculado en el polvo suspendido del poblado La Colorada, tomando como referencia el fondo geoquímico local, se observa como el Mo se encuentra dentro del rango extremadamente contaminado, el Pb y Zn se localizan dentro del rango fuertemente contaminado, mientras que As y Cu entran en el rango de levemente contaminado (Figura 5.33). Si se toma de referencia la corteza continental, el conjunto de elementos señalados se mantienen, tan solo varían el grado de contaminación dado que el As y Mo, indicando que estos elementos se clasifican como fuertemente contaminado.

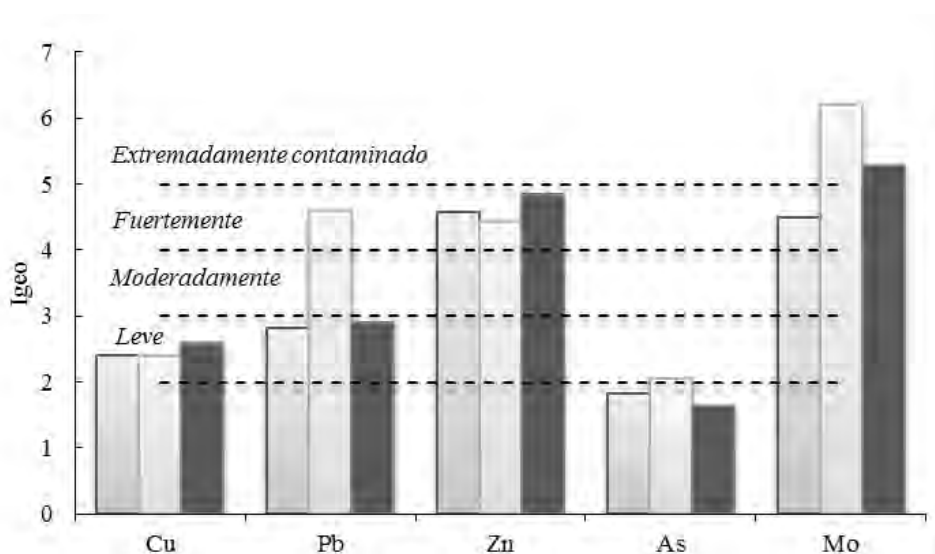


Figura 5. 33 Índice de geoacumulación (Igeo) calculado en polvo suspendido del poblado La Colorada, tomando los valores el fondo geoquímico local. Rangos de clasificación de contaminación de acuerdo con Çevik *et al.* (2009).

En general los resultados muestran que la asociación de elementos con índices de contaminación considerables, coinciden mayormente con los reportados para Hermosillo en polvos de calle y polvos suspendidos (Pb, Cu, As, Mo, y Zn), la diferencia radica en las concentraciones y los rangos de contaminación. El elemento en el poblado de La Colorada que más difiere en concentración con los polvos de Hermosillo es el Pb. En el caso del Pb, los índices de contaminación en Hermosillo andan en moderada a consideradamente contaminada, mientras que en La Colorada alcanzan la extremadamente contaminado. De hecho, algunas muestras de polvo depositado en calle de La Colorada, la concentración llega a 1200 mg.kg^{-1} , mientras que en Hermosillo el Pb no alcanza los 237 mg.kg^{-1} , no

obstante, en otros trabajos que reportan un mayor número de muestreo de polvos de calle de Hermosillo, si alcanzan máximos de 997.7 mg.kg^{-1} (García-Rico *et al.*, 2016). En lo que respecta al polvo suspendido, la máxima concentración presentada en este estudio en PST de Hermosillo, es $65.566 \text{ mg.kg}^{-1}$, concentraciones altas si se comparan con las máximas concentraciones de Pb en PST reportadas en Hermosillo por Meza-Figueroa *et al.* (2016), en un año de muestreo de 25 mg.kg^{-1} . No obstante, estos datos tomados en con colectores de alto volumen a un tamaño de partícula suspendida concreta (PST), si queremos comparar con datos de polvo suspendido colectado mediante BSNE de Hermosillo con La Colorada, Del Rio-Salas *et al.* (2012) reportan concentraciones de 213 mg.kg^{-1} en estos colectores colocados dentro de la ciudad, que aunque muchas mayor que los reportados en el PST, sigue siendo considerablemente menor que el polvo suspendido repostado en La Colorada con un rango de $300\text{-}900 \text{ mg.kg}^{-1}$. Por lo que se puede decir, como cabría esperar, que el impacto de la actividad minera en el polvo poblado de La Colorada es mucho mayor que en el polvo de Hermosillo, ya que estas concentraciones no pueden ser explicadas mediante la anomalía natural en sí, ya que los suelos superficiales colindantes presentan concentraciones de Pb muy por debajo de las reportadas en calles ($\sim 50 \text{ ppm}$).

6. CONCLUSIONES

- El polvo urbano de Hermosillo muestra índices de contaminación significativos pero variables en función de la matriz, tamaño de las partículas y localización geográfica. Los elementos que presentan mayores niveles de contaminación en polvo de calles ($< 44 \mu\text{m}$) son Zn, Cu, Sn y Pb. Los elementos que presentan mayores niveles de contaminación en polvo suspendido PM_{10} son Zn, Ba, y en menor medida Se, Cd, Cu, Mo y Sb, mientras que el PST son Sb, Se y en menor medida Zn, Cd, Co, As y Ag.
- El PST presenta firmas de los cementos producidos y comercializados en Hermosillo. Estas firmas apuntan a la actividad cementera como una fuente significativa de polvo antropogénico. Además, se ha detectado una afinidad geoquímica entre PM_{10} y las rocas extraídas en las canteras de las cementeras. No obstante, no puede descartarse que las firmas de cemento detectado en el polvo también pueden estar relacionadas a la actividad de construcción no controlada en la zona urbana, relacionada al crecimiento geográfico acelerado que ha sufrido la ciudad en las últimas dos décadas.
- Los datos geoquímicos del polvo urbano igualmente indican que la actividad vehicular es otra de las principales fuentes antropogénicas de contaminación, principalmente asociado al desgaste mecánico de los vehículos.
- El polvo del poblado La Colorada (polvo depositado en calles y polvos suspendidos), limítrofe a la actividad minera metálica, muestra altos índices de contaminación, mayormente relacionados a la actividad minera. No obstante, no todos los elementos con altos niveles de contaminación están relacionados a la actividad minera, evidenciando la posibilidad de otras fuentes antropogénicas no definidas en la zona. No se detectaron estas firmas de actividad minera metálica en el polvo urbano de Hermosillo.
- El ciclo de polvo urbano en Hermosillo está marcado por una combinación de factores antropogénicos-climáticos en la zona, que dan como resultado altas concentraciones de material particulado, decreciendo la calidad del aire en la ciudad, principalmente tras el Monzón Norteamericano, durante las épocas frías y secas.
- Los factores que favorecen procesos de emisión y dispersión de polvo en Hermosillo, están íntimamente relacionados a la erosión hídrica de calles sin pavimentar y suelos urbanos durante las lluvias el Monzón Norteamericano. La erosión hídrica es fomentada por un factor antropogénico, concretamente un mal uso de suelo resultado de un mal planeamiento urbano (pavimentación en parches, modificación del patrón hidrográfico natural, drenaje pluvial superficial y deficiente etc.). El planeamiento del suelo urbano favorece la escorrentía, por lo que se potencia el transporte y acumulación de grandes cantidades de material erosionado a lo largo de las calles ciudad. Los procesos de resuspensión del sedimento fino sin cohesión depositado tras la retirada de las aguas efímeras, pasa a ser el proceso

- principal emisión y dispersión de polvo en la zona, más aún cuando es depositado sobre las calles donde intervienen turbulencias generadas por el alto flujo vehicular.
- La presencia partículas procedentes del desgaste vehicular en el polvo suspendido (PST y PM_{10}) ratifica que el tráfico vehicular no solo es fuente importante de contaminantes, sino que es uno de los mecanismos que favorecen los procesos de re-suspensión y dispersión de contaminantes en la ciudad.

Finalmente, de este trabajo se desprende que a fin de mitigar los problemas de polvo en Hermosillo es necesario:

- a) Reducir fuertes procesos de erosión hídrica en la zona urbana y áreas colindantes.
- b) Reducir los fenómenos que favorecen la escorrentía y deposición de grandes cantidades de materiales en la ciudad.
- c) Reducir actividad vehicular, especialmente de los antiguos.
- d) Reducir emisiones de las actividades de cementeras y/o construcción urbana.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Aatmeeyata K.D.S., Sharma M. (2010). Polycyclic aromatic hydrocarbons, elemental and organic carbon emissions from tire-wear. *Science of the Total Environment* 408 (20), 4563-4568.
- Abad, E., Martínez, K., Caixach, J., Rivera, J. (2004). Polychlorinated dibenzo-p-dioxin/polychlorinated dibenzofuran releases into the atmosphere from the use of secondary fuels in cement kilns during clinker formation. *Environmental science & technology*, 38(18), 4734-4738.
- Abbot, D. S., y Halevy, I. (2010). Dust aerosol important for Snowball Earth deglaciation. *Journal of Climate*, 23(15), 4121-4132.
- Acosta y Asociados (2001). Inventario preliminar de emisiones atmosféricas de mercurio en México. Informe Final. [en línea]. México, pp 1-43. Disponible en: http://www.inecc.gob.mx/descargas/sqre/mxhg_airefinal_todo_v3.pdf. [Consulta: 13 diciembre 2013].
- Acosta, J. A., Faz, Á., Kalbitz, K., Jansen, B., Martínez-Martínez, S. (2011). Heavy metal concentrations in particle size fractions from street dust of Murcia (Spain) as the basis for risk assessment. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(11), 3087-3096.
- Adams, D. K., Comrie, A. C. (1997). The north American monsoon. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 78(10), 2197-2213.
- Adams, D. K., Souza, E. P. (2009). CAPE and convective events in the southwest during the North American monsoon. *Monthly Weather Review*, 137(1), 83-98.
- Adams, D.K., Minjarez, C., Serra, Y., Quintanar, A., Alatorre, L., Granados, A., Vazquez, E., Braun, J. (2014). GPS Tracks Convection From North American Monsoon. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 95(7), 61-62.
- Adedokun, J. A., Emofurieta, W. O., & Adedeji, O. A. (1989). Physical, mineralogical and chemical properties of Harmattan dust at Ile-Ife, Nigeria. *Theoretical and Applied Climatology*, 40(3), 161-169.
- Albanese, S., De Vivo, B., Lima, A., Cicchella, D. (2007). Geochemical background and baseline values of toxic elements in stream sediments of Campania region (Italy). *Journal of Geochemical Exploration*, 93(1), 21-34.
- Alfaro, S. C., Gaudichet, A., Gomes, L., Maillé, M. (1998). Mineral aerosol production by wind erosion: aerosol particle sizes and binding energies. *Geophysical Research Letters*, 25(7), 991-994.

- Al-Khashman, O. A., Shawabkeh, R. A. (2006). Metals distribution in soils around the cement factory in southern Jordan. *Environmental pollution*, 140(3), 387-394.
- Alley, E. R. (2001). *Manual de control de la calidad del aire*. México D.F. México. MCGRAW-HILL/ Interamericana editores S.A.
- Al-Omran, A. M., El-Maghraby, E., Nadeem, E. A., Ali, M., Al-Qahtani, S. M. (2011). Impact of cement dust on some soil properties around the cement factory in Al-Hasa oasis, Saudi Arabia. *Am Eurasian J Agric Environ Sci*, 11(6), 840-846.
- Aslan, A., Gurbuz, H., Yazici, K., Cicek, A., Turan, M., Ercisli, S. (2013). Evaluation of lichens as bio-indicators of metal pollution. *Journal of Elementology*, 18(3).
- AlsGlobal (2009). *Geochemical Procedure ME- MS81 Ultra- Trace Level Methods*. [en línea]. Disponible en: <http://www.alsglobal.com/~media/Files/Divisions/Minerals/Geochemistry/GeochemistryResources/Short Method Descriptions/ME-MS81 Lithium Metaborate fusion-ICP-MS Multi-element Method.pdf>. [Consulta: Abril 2014].
- Amato, F., Pandolfi, M., Escrig, A., Querol, X., Alastuey, A., Pay, J., Perez, N., Hopke, P. K. (2009a) Quantifying road dust resuspension in urban environment by multilinear engine: a comparison with PMF2. *Atmospheric Environment* 43:2770–2780.
- Amato, F., Pandolfi, M., Viana, M., Querol, X., Alastuey, A., Moreno, T. (2009b). Spatial and chemical patterns of PM10 in road dust deposited in urban environment. *Atmospheric Environment*, 43(9), 1650-1659.
- Amato, F., Pandolfi, M., Moreno, T., Furger, M., Pey, J., Alastuey, A., Bukowieckib, N., Prevotb, A.S.H., Baltensperger, U., y Querol, X. (2011). Sources and variability of inhalable road dust particles in three European cities. *Atmospheric Environment*, 45(37), 6777-6787.
- Amato, F., Cassee, F. R., Van der Gon, H. A. D., Gehrig, R., Gustafsson, M., Hafner, W., Harrison, R. M., Jozwicka, M., Kelly, F. J., Moreno, T., Prevot, A. S. H., Schaap, M., Sunyer, J. Querol, X. (2014). Urban air quality: The challenge of traffic non-exhaust emissions. *Journal of Hazardous Materials*, 275, 31-36.
- Amodio, M., Catino, S., Dambruoso, P. R., De Gennaro, G., Di Gilio, A., Giungato, P., Laiola, E., Marzocca, A., Mazzone, A., Sardaro, A., y Tutino, M. (2014). Atmospheric deposition: sampling procedures, analytical methods, and main recent findings from the scientific literature. *Advances in Meteorology*, 2014.
- Anderson, R. S., y Haff, P. K. (1991). Wind modification and bed response during saltation of sand in air. In *Aeolian Grain Transport 1* (pp. 21-51). Springer Vienna.

- Aslan, A., Gurbuz, H., Yazici, K., Cicek, A., Turan, M., Ercisli, S. (2013). Evaluation of lichens as bio-indicators of metal pollution. *Journal of Elementology*, 18(3).
- Ávila, A., Queralt, I., Alarcón, M. (1997). Mineralogical composition of African dust delivered by red rains over North-Eastern Spain. *Journal of Geophysical Research* 102, 21977-21996.
- Barnpadimos, I., Nufer, M., Oderbolz, D. C., Keller, J., Aksoyoglu, S., Hueglin, C., Baltensperger, U., Prevot, A. S. H. (2011). The weekly cycle of ambient concentrations and traffic emissions of coarse (PM₁₀-PM_{2.5}) atmospheric particles. *Atmospheric Environment*, 45(27), 4580-4590.
- Beladjine, D., Ammi, M., Oger, L., Valance, A. (2007). Collision process between an incident bead and a three-dimensional granular packing. *Physical Review E*, 75(6), 061305.
- Bencs, L., Ravindra, K., Van Grieken, R. (2006). Spatial and Temporal Variation of Anthropogenic Palladium in the Environment. In *Palladium Emissions in the Environment* (pp. 433-454). Springer Berlin Heidelberg.
- Bermudez, G. M., Moreno, M., Invernizzi, R., Plá, R., Pignata, M. L. (2010). Heavy metal pollution in topsoils near a cement plant: the role of organic matter and distance to the source to predict total and HCl-extracted heavy metal concentrations. *Chemosphere*, 78(4), 375-381.
- Betzer P. R., Carder K. L., Duce R. A., Merrill J. T., Tindale, N. W., Uematsu, M., Costello, D. K., Young, R. W., Feely, R. A., Breland, J. A., Bernstein, R. E. (1988). Long-range transport of giant mineral aerosol particles. *Nature*, 336, 568-571.
- Boamponsem, L. K., Adam, J. I., Dampare, S. B., Nyarko, B. J. B., Essumang, D. K. (2010). Assessment of atmospheric heavy metal deposition in the Tarkwa gold mining area of Ghana using epiphytic lichens. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 268(9), 1492-1501.
- Bou Karam, D., Flamant, C., Knippertz, P., Reitebuch, O., Pelon, J., Chong, M., Dabas, A. (2008). Dust emissions over the Sahel associated with the West African monsoon intertropical discontinuity region: A representative case-study. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 134(632), 621-634.
- Bou Karam, D., Flamant, C., Cuesta, J., Pelon, J., & Williams, E. (2010). Dust emission and transport associated with a Saharan depression: February 2007 case. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 115(D4).
- Bou Karam, D., Williams, E., Janiga, M., Flamant, C., McGraw-Herdeg, M., Cuesta, J., Auby, A., Thorncroft, C. (2014). Synoptic-scale dust emissions over the Sahara Desert initiated by a

- moist convective cold pool in early August 2006. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 140(685), 2591-2607.
- Boyd, P. W., y Ellwood, M. J. (2010). The biogeochemical cycle of iron in the ocean. *Nature Geoscience*, 3(10), 675-682.
- Branquinho, C., Gaio-Oliveira, G., Augusto, S., Pinho, P., Máguas, C., Correia, O. (2008). Biomonitoring spatial and temporal impact of atmospheric dust from a cement industry. *Environmental Pollution*, 151(2), 292-299.
- Braune, B. M., Outridge, P. M., Fisk, A. T., Muir, D. C. G., Helm, P. A., Hobbs, K., Hoekstra, P. F., Kuzyk, Z. A., Kwan, M., Letcher, R. J., Lockhart, W. L., Norstrom, R. J., Stern, G. A., Stirling, I. (2005). Persistent organic pollutants and mercury in marine biota of the Canadian Arctic: An overview of spatial and temporal trends. *Science of the Total Environment*, 351, 4-56.
- Brito-Castillo, L., Crimmins, M. A., Diaz C., S. C. (2010). Clima. En: Molina Freaner, F. E., y Van Devender, T. R. ed., *Diversidad biológica de Sonora*. 1era ed. [en línea]. México, DF. UNAM-Conabio, pp. 73-96. Disponible en http://web.ecologia.unam.mx/laboratorios/fmolina/images/stories/publicaciones/LibrosCapitulosLibro/diversidad_biologica_de_sonora_final.pdf [Consulta: 29 Mayo 2015].
- Brook, J. R., Graham, L., Charland, J. P., Cheng, Y., Fan, X., Lu, G., Li, S. M., Lillyman, C., MacDonald, P., Caravaggio, G., MacPhee, J. A. (2007). Investigation of the motor vehicle exhaust contribution to primary fine particle organic carbon in urban air. *Atmospheric Environment*, 41(1), 119-135.
- Brotons, J. M., Díaz, A. R., Sarría, F. A., & Serrato, F. B. (2010). Wind erosion on mining waste in southeast Spain. *Land Degradation & Development*, 21(2), 196-209.
- Bunderson-Schelvan, M., Hamilton, R. F., Trout, K. L., Jessop, F., Gulumian, M., Holian, A. (2016). Approaching a Unified Theory for Particle-Induced Inflammation. En: Otsuki, T., Yoshioka, Y., y Holian, A. eds., *Biological Effects of Fibrous and Particulate Substances*. Japan. Springer pp. 51-76.
- Caquineau, S., Gaudichet, A., Gomes, L., Magonthier, M.C., Chatenet, B. (1998). Saharan dust: Clay ratio as a relevant tracer to assess the origin of soil delivered aerosols. *Geophysical Research Letters* 25, 983-986.
- Castillo, S., Jesús, D., de la Campa, A. M. S., González-Castanedo, Y., Fernández-Caliani, J. C., Gonzalez, I., Romero, A. (2013). Contribution of mine wastes to atmospheric metal

- deposition in the surrounding area of an abandoned heavily polluted mining district (Rio Tinto mines, Spain). *Science of the Total Environment*, 449, 363-372.
- Cavazos, T., Turrent, C., Lettenmaier, D. P. (2008). Extreme precipitation trends associated with tropical cyclones in the core of the North American monsoon. *Geophysical Research Letters*, 35(21).
- CCA (2014). Comisión para la Cooperación Ambiental Contaminación ambiental en Hermosillo II: expediente de hechos relativo a la petición SEM-05-003. Montreal. Disponible en: <http://www3.cec.org/islandora/es/item/11486-north-american-environmental-law-and-policy-es.pdf>. [Consulta: 13 septiembre 2017].
- Cesari, D., Contini, D., Genga, A., Siciliano, M., Elefante, C., Baglivi, F., Daniele, L. (2012). Analysis of raw soils and their re-suspended PM10 fractions: Characterisation of source profiles and enrichment factors. *Applied Geochemistry*, 27(6), 1238-1246.
- Çevik, F., Göksu, M. Z. L., Dericci, O. B., Fındık, Ö. (2009). An assessment of metal pollution in surface sediments of Seyhan dam by using enrichment factor, geoaccumulation index and statistical analyses. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152(1-4), 309-317.
- Chakradhar, B. (2005). Fugitive dust emissions from mining areas. *Journal of Environmental Systems*, 31(3), 279.
- Charlesworth, S., De Miguel, E., Ordóñez, A. (2011). A review of the distribution of particulate trace elements in urban terrestrial environments and its application to considerations of risk. *Environmental geochemistry and health*, 33(2), 103-123.
- Chow, J. C., Watson, J. G., Kuhns, H., Etyemezian, V., Lowenthal, D. H., Crow, D., Kohl, S. D., Engelbrecht, J. P., Green, M. C. (2004). Source profiles for industrial, mobile, and area sources in the Big Bend Regional Aerosol Visibility and Observational study. *Chemosphere*, 54(2), 185-208.
- CONAGUA. Comisión Nacional del Agua. Base de datos [en línea] disponible en: smn.cna.gob.mx/tools/RESOURCES/estacion/EstacionesClimatologicas.kmz. [Consulta: 6 Junio 2016].
- CONAGUA-SNM. Comisión Nacional del Agua- Servicio Nacional Meteorológico. Base de Datos de normales climatológicas de Sonora. [en línea] Disponible en: http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=170&tmpl=component. [Consulta: 27 Abril 2013].

- Cotler, H., Garrido, A., Mondragón, R., Díaz, A. (2007). Delimitación de cuencas hidrográficas de México, a escala 1: 250,000. INEGI/INE/Conagua, México. Documento técnico [en línea] Disponible en: <http://www.ine.gob.mx>. [Consulta: 20 de Julio 2015].
- Crolius, R. W. (1992). Portland Cement Association. Research, Triangle Park, N. C. Washington DC.
- Cruz Campas, M. E., Gómez Álvarez, A., Quintero Núñez, M., Varela Salazar, J. (2013). Evaluación de la calidad del aire respecto de partículas suspendidas totales (PST) y metales pesados (Pb, Cd, Ni, Cu, Cr) en la Ciudad de Hermosillo, Sonora, México, durante un periodo anual. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 29(4), 269-283.
- Csavina, J., Landázuri, A., Wonaschütz, A., Rine, K., Rheinheimer, P., Barbaris, B., Conant, W., Sáez, A.E., Betterton, E. A. (2011). Metal and metalloid contaminants in atmospheric aerosols from mining operations. *Water, Air, & Soil Pollution*, 221(1-4), 145-157.
- Csavina, J., Field, J., Taylor, M. P., Gao, S., Landázuri, A., Betterton, E. A., Sáez, A. E. (2012). A review on the importance of metals and metalloids in atmospheric dust and aerosol from mining operations. *Science of the Total Environment*, 433, 58-73.
- Csavina, J., Field, J., Félix, O., Corral-Avitia, A. Y., Sáez, A. E., Betterton, E. A. (2014). Effect of wind speed and relative humidity on atmospheric dust concentrations in semi-arid climates. *Science of The Total Environment*, 487, 82-90.
- Dąbkowska-Naskręć, H., Jaworska, H. (2013). Manganese mobility in soils under the impact of alkaline dust emission. *Journal of Elementology*, 18(3).
- Damon, P. E., Shafiqullah, M., Clark, K. F. (1983). Geochronology of the porphyry copper deposits and related mineralization of Mexico. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 20(6), 1052-1071.
- de Caritat, P., Reimann, C., Team, N. P., Team, G. P. (2012). Comparing results from two continental geochemical surveys to world soil composition and deriving Predicted Empirical Global Soil (PEGS2) reference values. *Earth and Planetary Science Letters*, 319, 269-276.
- De la Cruz, A. O., Tijerina, A. B. N., Pacheco, J. Q. (2013). Gestión del agua doméstica urbana en Hermosillo (Sonora, México). *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 23(1), 147-164.
- Del Rio-Salas, R., Ruiz, J., De la O-Villanueva, M., Valencia-Moreno, M., Moreno-Rodríguez, V., Gómez-Alvarez, A., Grijalva, T., Mendivil, H., Paz-Moreno, F., Meza-Figueroa, D. (2012). Tracing geogenic and anthropogenic sources in urban dusts: insights from lead isotopes. *Atmospheric environment*, 60, 202-210.

- DeMott, P. J., Sassen, K., Poellot, M. R., Baumgardner, D., Rogers, D. C., Brooks, S. D., Prenni, A.J., Kreidenweis, S. M. (2003). African dust aerosols as atmospheric ice nuclei. *Geophysical Research Letters*, 30(14).
- DeMott, P. J., Prenni, A. J., Liu, X., Kreidenweis, S. M., Petters, M. D., Twohy, C. H., Richardson, M. S., Eidhammer, T., Rogers, D. C. (2010). Predicting global atmospheric ice nuclei distributions and their impacts on climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(25), 11217-11222.
- Díaz-Padilla, G., Sánchez-Cohen, I., Guajardo-Panes, R. A., Ángel-Pérez, D., Ana, L., Ruíz-Corral, A., Medina-García, G., Ibarra-Castillo, D. (2011). Mapeo del índice de aridez y su distribución poblacional en México. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 17(SPE.), 267-275.
- Dockery, D., Pope, A. (1996). Epidemiology of acute health effects: summary of time-series studies. *Particles in our air: Concentrations and health effects*, 123-147.
- Douglas, M. W., Maddox, R. A., Howard, K., Reyes, S. (1993). The mexican monsoon. *Journal of Climate*, 6(8), 1665-1677.
- Duzgoren-Aydin, N. S. (2007). Sources and characteristics of lead pollution in the urban environment of Guangzhou. *Science of the Total Environment*, 385 (1), 182-195.
- Fabrellas, B., Larrazabal, D., Martinez, M.A., Sanz, P., Ruiz, M.L., Abad, E., Rivera, J., (2004). Global assessment of PCDD/F emissions from the Spanish Cement Sector. Effect of conventional/alternative fuels. *Organohalogen Compd.* 66, 905–911.
- Facchinelli, A., Sacchi, E., Mallen, L. (2001). Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. *Environmental pollution*, 114(3), 313-324.
- Field, J. P., Belnap, J., Breshears, D. D., Neff, J. C., Okin, G. S., Whicker, J. J., Painter, T.H., Ravi, S., Reheis, M.C., Reynolds, R. L. (2010). The ecology of dust. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(8), 423-430.
- Fitzgerald, E., Ault, A. P., Zauscher, M., Mayol-Bracero, O. L., Prather K. A. (2015). Comparison of the mixing state of long-range transported Asian and African mineral dust. *Atmospheric Environment*. 115, 19-25.
- Formenti, P., Schütz, L., Balkanski, Y., Desboeufs, K., Ebert, M., Kandler, K., Petzold, A., Scheuven, S., Weinbruch, S., Zhang, D. (2011). Recent progress in understanding physical and chemical properties of African and Asian mineral dust. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11(16), 8231-8256.

- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D. W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D. C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Schulz, M., Dorlan, R. V. (2007). Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. Chapter 2. In *Climate Change 2007. The Physical Science Basis*.
- Freire de Carvalho, M. H. (2009). The spatial and environmental predictors of adult mortality in the northern Mexico border region. Tesis doctoral (Epidemiological Science). Michigan, USA. The University of Michigan. 136p. Disponible en: http://deepblue.lib.umich.edu/bitstream/handle/2027.42/62350/hofmeist_1.pdf?sequence=1.
- Fryrear, D. W. (1986). A field dust sampler. *Journal of Soil and Water Conservation*, 41(2), 117-120.
- Fujiwara, F., Rebagliati, R. J., Dawidowski, L., Gómez, D., Polla, G., Pereyra, V., y Smichowski, P. (2011). Spatial and chemical patterns of size fractionated road dust collected in a megacity. *Atmospheric Environment*, 45(8), 1497-1505.
- Gabriels, D., Ovalles, F., Santibáñez, F., Moyano, M. C., Aguilera, R., y Pizarro, R. (2006). Guía metodológica para la elaboración del mapa de zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas de América Latina y el Caribe. 1a ed. 59 p. [en línea] Montevideo: Lobo, D. Disponible en: http://www.cazalac.org/2015/fileadmin/templates/documentos/Guia_metodologica_Map_ZA_ALC.pdf [Consulta: 10 Octubre 2014].
- García-Rico, L., Meza-Figueroa, D., Gandolfi, A. J., Del Río-Salas, R., Romero, F. M., Meza-Montenegro, M. M. (2016). Dust–Metal Sources in an Urbanized Arid Zone: Implications for Health-Risk Assessments. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 70(3), 522-533.
- Ghose, M. K., Majee, S. R. (2000). Assessment of the impact on the air environment due to opencast coal mining—an Indian case study. *Atmospheric Environment*, 34(17), 2791-2796.
- Gietl, J. K., Lawrence, R., Thorpe, A. J., Harrison, R. M. (2010). Identification of brake wear particles and derivation of a quantitative tracer for brake dust at a major road. *Atmospheric Environment*, 44, 141–146.
- Gillies, J. A., Etyemezian, V., Kuhns, H., Nikolic, D., Gillette, D. A. (2005). Effect of vehicle characteristics on unpaved road dust emissions. *Atmospheric Environment*, 39(13), 2341-2347.
- Ginoux, P., Garbuzov, D., Hsu, N. C. (2010). Identification of anthropogenic and natural dust sources using Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) Deep Blue level 2 data. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 115(D5).

- Ginoux, P., Prospero, J. M., Gill, T. E., Hsu, N. C., y Zhao, M. (2012). Global-scale attribution of anthropogenic and natural dust sources and their emission rates based on MODIS Deep Blue aerosol products. *Reviews of Geophysics*, 50(3).
- Glaccum R.A. y Prospero J.M. (1980). Saharan aerosols over the tropical North-Atlantic-mineralogy. *Marine Geology* 37, 295-321
- Gobierno de Sonora (2011). Dirección General de Planeación y Ordenamiento Territorial del Estado de Sonora, México. Plan estratégico de pavimentación, localidad de Hermosillo. [en línea] disponible en: http://ordenamientoterritorial.gob.mx/PEP/PEPDOCS/PEP_Hermosillo.aspx. [Consulta: 20 de Julio 2015].
- Gomes, L., Gillette, D. A. (1993). A comparison of characteristics of aerosol from dust storms in central Asia with soil-derived dust from other regions. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, 27(16), 2539-2544.
- Goossens, D., Buck, B., McLaurin, B. (2012). Contributions to atmospheric dust production of natural and anthropogenic emissions in a recreational area designated for off-road vehicular activity (Nellis Dunes, Nevada, USA). *Journal of Arid Environments*, 78, 80-99.
- Goudie, A. S., Middleton, N. J. (2001). Saharan dust storms: Nature and consequences, *Earth Sci. Rev.*, 56, 179– 204.
- Grigoratos T., Martini G. (2015). Brake wear particle emissions: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (4), 2491-2504.
- Grunsky, E. C. (2010). The interpretation of geochemical survey data. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 10(1), 27-74.
- Gunawardana, C., Goonetilleke, A., Egodawatta, P., Dawes, L., y Kokot, S. (2012). Source characterisation of road dust based on chemical and mineralogical composition. *Chemosphere*, 87(2), 163-170.
- Gutiérrez-Ruacho, O. G., Brito-Castillo, L., Díaz-Castro, S. C., Watts, C. J. (2010). Trends in rainfall and extreme temperatures in northwestern Mexico. *Climate Research*, 42(2), 133-142.
- Hangen, E., y Dörr, T. (2015). Platinum, Palladium and Rhodium in a Bavarian Roadside Soil. In *Platinum Metals in the Environment* (pp. 145-151). Springer Berlin Heidelberg.
- Hao, J., y Wang, L. (2005). Improving urban air quality in China: Beijing case study. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 55(9), 1298-1305.

- Harrison, R. M. (2009). Airborne particulate matter from road traffic: current status of knowledge and research challenges paper presented at the ETTAO09. In: 17th Transport and Air Pollution Symposium e 3rd Environment and Transport Symposium.
- Hatch, C. D., y Grassian, V. H. (2008). 10th Anniversary Review: Applications of analytical techniques in laboratory studies of the chemical and climatic impacts of mineral dust aerosol in the Earth's atmosphere. *Journal of Environmental Monitoring*, 10(8), 919-934.
- Hays, M. D., Cho, S. H., Baldauf, R., Schauer, J. J., Shafer, M. (2011). Particle size distributions of metal and non-metal elements in an urban near-highway environment. *Atmospheric Environment*, 45 (4), 925-934.
- Helmerts, E. (1996). Elements accompanying platinum emitted from automobile catalyst's. *Chemosphere*, 33(3), 405-419.
- Ho, K. F., Lee, S. C., Chow, J. C., Watson, J. G. (2003). Characterization of PM 10 and PM 2.5 source profiles for fugitive dust in Hong Kong. *Atmospheric Environment*, 37(8), 1023-1032.
- Huang, J., Minnis, P., Chen, B., Huang, Z., Liu, Z., Zhao, Q., Yi, Y., Ayers, J. K. (2008). Long-range transport and vertical structure of Asian dust from CALIPSO and surface measurements during PACDEX. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 113(D23).
- Huang, M., Tong, D., Lee, P., Pan, L., Tang, Y., Stajner, Pierce, R. B., Mc Queen J., Wang, J. (2015). Toward enhanced capability for detecting and predicting dust events in the western United States: the Arizona case study. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(21), 12595-12610.
- IMPLAN (2006). Instituto Municipal de Planeación Urbana de Hermosillo. Programa de desarrollo urbano. [en línea]. Capítulo I: Diagnostico. Disponible en: <http://www.implanhermosillo.gob.mx/PDU%202006/documento/diagnostico.pdf>. [Consulta: 13 noviembre 2012].
- IMPLAN (2010). Instituto Municipal de Planeación Urbana de Hermosillo. Plan estratégico de drenaje pluvial del centro de población de Hermosillo. [en línea]. Disponible en: <http://www.implanhermosillo.gob.mx/metro/pdf/PEDP2010.pdf>. [Consulta: 20 de Julio 2015].
- IMPLAN (2014). Instituto Municipal de Planeación Urbana de Hermosillo. Programa de desarrollo urbano. [en línea]. Capítulo I: Diagnóstico. Disponible en: <http://www.implanhermosillo.gob.mx/ppc/DIAGNOSTICO.pdf>. [Consulta: 13 noviembre 2012].

- INE-SERMANAT (2005). Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Inventario de emisiones de los estados de la frontera norte de México, 1999. México. [en línea] Disponible en: <http://www3.cec.org/islandora/es/item/2204a-inventario-de-emisiones-de-los-estados-de-la-frontera-norte-de-mexico-1999-summary-es.pdf> [Consulta: 13 septiembre 2017].
- INEGI (2007). Instituto nacional de Estadística y Geografía. Conjunto de Datos Vectorial Edafológico, Escala 1:250 000 Serie II (Continuo Nacional). Cartas H12-8 y H12-11.
- INEGI (2010a). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Red Hidrográfica 1:50000 Edición 2.0.
- INEGI (2010b). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Censo de población y vivienda 2010. [en línea]. Disponible en: <http://www.censo2010.org.mx/>. [Consulta: 20 Julio 2015].
- IPCC (2007). Intergovernmental Panel on Climate Change. S. Solomon, D., Qin M., Manning Z., Chen M., Marquis K.B., Averyt M., Tignor H.L., Miller (Eds.), *Climate Change 2007: the Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA (2007), pp. 129–234.
- Işıklı, B., Demir, T., Ürer, S. M., Berber, A., Akar, T., Kalyoncu, C. (2003). Effects of chromium exposure from a cement factory. *Environmental research*, 91(2), 113-118.
- Işıklı, B., Demir, T. A., Akar, T., Berber, A., Ürer, S. M., Kalyoncu, C., Canbek, M. (2006). Cadmium exposure from the cement dust emissions: a field study in a rural residence. *Chemosphere*, 63(9), 1546-1552.
- Jansen, E., J. Overpeck, K.R., Briffa, J., Duplessy, C., Joos, F., V. Masson-Delmotte, D. Olago, B. Otto-Bliesner, W.R., Peltier, S., Rahmstorf, R., Ramesh, D., Raynaud, D., Rind, O., Solomina, R., Villalba y Zhang, D. (2007). Palaeoclimate. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. pp. 435-497. Disponible en: <https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-chapter6.pdf>. [Consulta: 20 de Febrero 2015].
- Jarvis, K. E., Parry, S. J., y Piper, J. M. (2001). Temporal and spatial studies of autocatalyst-derived platinum, rhodium, and palladium and selected vehicle-derived trace elements in the environment. *Environmental science & technology*, 35(6), 1031-1036.

- Jickells, T. D., An, Z. S., Andersen, K. K., Baker, A. R., Bergametti, G., Brooks, N., Cao, J. J., Boyd, P. W., Duce, R. A., Hunter, K. A., Kawahata, H., Kubilay, N., laRoche, J., Liss, P. S., Mahowald, N., Prospero, J. M., Ridgwell, A. J., Tegen, I., Torres R. (2005). Global iron connections between desert dust, ocean biogeochemistry, and climate. *Science*, 308(5718), 67-71.
- Jung, E., Shao, Y. (2006). An intercomparison of four wet deposition schemes used in dust transport modeling. *Global and Planetary Change*, 52(1), 248-260.
- Kam, W., Liacos, J. W., Schauer, J. J., Delfino, R. J., Sioutas, C. (2012). Size-segregated composition of particulate matter (PM) in major roadways and surface streets. *Atmospheric Environment*, 55, 90-97.
- Kavouras, I. G., DuBois, D. W., Nikolich, G., Avittia, A. C., Etyemezian, V. (2016). Particulate dust emission factors from unpaved roads in the US–Mexico border semi-arid region. *Journal of Arid Environments*, 124, 189-192.
- Kelepertzis, E., Komárek, M., Argyraki, A., Šillerová, H. (2016). Metal (loid) distribution and Pb isotopic signatures in the urban environment of Athens, Greece. *Environmental Pollution*, 213, 420-431.
- Kersting, A. B., Efurud, D. W., Finnegan, D. L., Rokop, D. J., Smith, D. K., Thompson, J. L. (1999). Migration of plutonium in ground water at the Nevada Test Site. *Nature*, 397, 56.
- Keuken, M., Henzing, B., Zandveld, P., van den Elshout, S., Karl, M. (2012). Dispersion of particle numbers and elemental carbon from road traffic, a harbour and an airstrip in the Netherlands. *Atmospheric Environment*, 54, 320-327.
- Knippertz, P., Deutscher, C., Kandler, K., Müller, T., Schulz, O., Schütz, L. (2007). Dust mobilization due to density currents in the Atlas region: Observations from the Saharan Mineral Dust Experiment 2006 field campaign. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 112(D21109), 1-14.
- Kohfeld, K. E., Harrison, S. P. (2001). DIRTMAP: the geological record of dust. *Earth-Science Reviews*, 54(1), 81-114.
- Kok, J. F., Parteli, E. J., Michaels, T. I., Karam, D. B. (2012). The physics of wind-blown sand and dust. *Reports on Progress in Physics*, 75(10), 106901.
- Kokot, S., Grigg, M., Panayiotou, H., Phuong, T. D. (1998). Data interpretation by some common chemometrics methods. *Electroanalysis*, 10(16), 1081-1088.
- Kokot, R. R., Monti, A. A., Codignotto, J. O. (2005). Morphology and short-term changes of the Caleta Valdés barrier spit, Argentina. *Journal of Coastal Research*, 1021-1030.

- Laidlaw, M. A., y Filippelli, G. M. (2008). Resuspension of urban soils as a persistent source of lead poisoning in children: a review and new directions. *Applied Geochemistry*, 23(8), 2021-2039.
- Lee, P. K., y Yu, S. (2016). Lead isotopes combined with a sequential extraction procedure for source apportionment in the dry deposition of Asian dust and non-Asian dust. *Environmental Pollution*, 210, 65-75.
- Levin Z., y Cotton W. R. (2009). *Aerosol Pollution Impact on Precipitation. A Scientific Review*. The Netherlands: Springer.
- Li, P., Qian, H., Howard, K. W., Wu, J., Lyu, X. (2014). Anthropogenic pollution and variability of manganese in alluvial sediments of the Yellow River, Ningxia, northwest China. *Environmental monitoring and assessment*, 186(3), 1385-1398.
- Li, P., Qian, H., Howard, K. W., Wu, J. (2015). Heavy metal contamination of Yellow River alluvial sediments, northwest China. *Environmental Earth Sciences*, 73(7), 3403-3415.
- Li, P., Wu, J., Qian, H., Zhou, W. (2016). Distribution, enrichment and sources of trace metals in the topsoil in the vicinity of a steel wire plant along the Silk Road economic belt, northwest China. *Environmental Earth Sciences*, 75(10), 1-16.
- Lin, C. Y., Liu, S. C., Chou, C. C., Liu, T. H., Lee, C. T., Yuan, C. S., Shiu, C. J., Young, C. Y. (2004). Long-range transport of Asian dust and air pollutants to Taiwan. *Terrestrial, Atmospheric and Oceanic Sciences*, 15(5), 759-784.
- Littmann, T. (1991). Dust storm frequency in Asia: climatic control and variability. *International Journal of Climatology*, 11(4), 393-412.
- Llamas, R. M., Bonifaz, R., Valdés, M., Riveros-Rosas, D., Leyva-Contreras, A. (2013). Spatial and temporal variations of atmospheric aerosol optical thickness in northwestern Mexico. *Geofísica internacional*, 52(4), 321-341.
- Lottermoser, B. G. (2007). Mining environments: the good, the bad, and the ugly. In: *Sudbury 2007 Mining and the Environment Conference Proceedings*. From: *Sudbury 2007 Mining and the Environment IV International Conference*, 19-26 October 2007, Sudbury, Ontario, Canada.
- Lough, G. C., Schauer, J. J., Park, J. S., Shafer, M. M., DeMinter, J. T., Weinstein, J. P. (2005). Emissions of metals associated with motor vehicle roadways. *Environmental Science & Technology*, 39(3), 826-836.
- Lu, X., Wang, L., Lei, K., Huang, J., Zhai, Y. (2009). Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji, NW China. *Journal of hazardous materials*, 161(2), 1058-1062.

- Lyubomirova, V., Djingova, R., van Elteren, J. T. (2011). Fractionation of traffic-emitted Ce, La and Zr in road dusts. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(6), 1823-1830.
- Mackay, A. K., Taylor, M. P., Munksgaard, N. C., Hudson-Edwards, K. A., Burn-Nunes, L. (2013). Identification of environmental lead sources and pathways in a mining and smelting town: Mount Isa, Australia. *Environmental Pollution*, 180, 304-311.
- Mahowald N. M., y Luo C. (2003). A less dusty future? *Geophysical Research Letters*, 30(17).
- Maina, H. M., Egila, J. N., Nkafamiya, I. I., Shagal, M. H. (2013). Impact of cement dust deposition on the elemental composition of soils in the vicinity of Ashaka cement factory, Nigeria. *International Research Journal of Agricultural science and Soil Science*, 3(2), 66-74.
- Manta, D. S., Angelone, M., Bellanca, A., Neri, R., Sprovieri, M. (2002). Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. *Science of the Total Environment*, 300 (1), 229-243.
- Marengo, E., Bobba, M., Robotti, E., Liparota, M. C. (2006). Modeling of the polluting emissions from a cement production plant by partial least-squares, principal component regression, and artificial neural networks. *Environmental science & technology*, 40(1), 272-280.
- Marrugo-Negrete, J. L., Urango-Cardenas, I. D., Núñez, S. M. B., Díez, S. (2014). Atmospheric deposition of heavy metals in the mining area of the San Jorge river basin, Colombia. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 7(4), 577-588.
- Masalehdani, M. N. N., Mees, F., Dubois, M., Coquinot, Y., Potdevin, J. L., Fialin, M., Blanc-Valleron, M. M. (2009). Condensate minerals from a burning coal-waste heap in Avion, Northern France. *The Canadian Mineralogist*, 47(3), 573-591.
- Mathur R., Balaram V., Satyanarayanan M., Sawant S. S., Ramesh S. L. (2011). Anthropogenic platinum, palladium and rhodium concentrations in road dusts from Hyderabad city, India. *Environmental Earth Sciences*, 62(5), 1085-1098.
- Maxim, L. D., y McConnell, E. E. (2005). A review of the toxicology and epidemiology of wollastonite. *Inhalation toxicology*, 17(9), 451-466.
- McGechan, M. B., y Lewis, D. R. (2002). SW—Soil and water: Transport of particulate and colloid-sorbed contaminants through soil, Part 1: General Principles. *Biosystems Engineering*, 83(3), 255-273.
- Mercado-Mancera, G., Troyo-Diéguez, E., Aguirre-Gómez, A., Murillo-Amador, B., Beltrán-Morales, L. F., García-Hernández, J. L. (2010). Calibración y aplicación del índice de aridez de De Martonne para el análisis del déficit hídrico como estimador de la aridez y desertificación en zona áridas. *Universidad y ciencia*, 26 (1), 51-64.

- Meza-Figueroa, D., De la O-Villanueva, M., De la Parra, M. L. (2007). Heavy metal distribution in dust from elementary schools in Hermosillo, Sonora, México. *Atmospheric Environment*, 41(2), 276-288.
- Meza-Figueroa, D., González-Grijalva, B., Del Río-Salas, R., Coimbra, R., Ochoa-Landin, L., Moreno-Rodríguez, V. (2016). Traffic signatures in suspended dust at pedestrian levels in semiarid zones: Implications for human exposure. *Atmospheric Environment*, 138, 4-14.
- Miller, R. L., Cakmur, R. V., Perlwitz, J., Geogdzhayev, I. V., Ginoux, P., Koch, D., Kohfeld, K. E., Prigent, C., Ruedy, R., Schmidt, G. A., Tegen, I. (2006). Mineral dust aerosols in the NASA Goddard Institute for Space Sciences ModelE atmospheric general circulation model. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 111(D6)208.
- Molinaroli, E. (1996). Mineralogical characterisation of Saharan dust with a view to its final destination in Mediterranean sediments. In *The impact of desert dust across the Mediterranean* (pp. 153-162). Springer Netherlands.
- Moreno, N., Alastuey, A., Querol, X., Artinano, B., Guerra, A., Luaces, J. A., Lorente, A., y Basora, J. (2007). Characterisation of dust material emitted during harbour operations (HADA Project). *Atmospheric Environment*, 41(30), 6331-6343.
- Moreno, T., Querol, X., Alastuey, A., Gibbons, W. (2011). *Geoquímica Inorgánica Atmosférica: Elementos Trazadores de Fuentes Emisoras de Contaminantes*. *Macla Revista de la Sociedad Española de Mineralogía*, 15, 143-144.
- Moreno-Rodríguez, V., Del Rio-Salas, R., Adams, D. K., Ochoa-Landin, L., Zepeda, J., Gómez-Alvarez, A., Palafox-Reyes, J., Meza-Figueroa, D. (2015). Historical trends and sources of TSP in a Sonoran desert city: Can the North America Monsoon enhance dust emissions? *Atmospheric Environment*, 110, 111-121.
- Mostert, M. M., Ayoko, G. A., Kokot, S. (2010). Application of chemometrics to analysis of soil pollutants. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 29(5), 430-445.
- Mostert, M. M., Ayoko, G. A., Kokot, S. (2012). Multi-criteria ranking and source identification of metals in public playgrounds in Queensland, Australia. *Geoderma*, 173, 173-183.
- Mummullage, S., Egodawatta, P., Ayoko, G. A., Goonetilleke, A. (2016). Use of physicochemical signatures to assess the sources of metals in urban road dust. *Science of The Total Environment*, 541, 1303-1309.
- Namikas, S. L. (2003). Field measurement and numerical modelling of aeolian mass flux distributions on a sandy beach. *Sedimentology*, 50(2), 303-326.

- Nickling, W. G., y Neuman, C. M. (2009). Aeolian sediment transport. In *Geomorphology of desert environments*. pp. 517-555. Springer Netherlands.
- NOM-035-SEMARNAT-1993. Norma Oficial Mexicana. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales., (1993). Que establece los métodos de medición para determinar la concentración de partículas suspendidas totales en el aire ambiente y el procedimiento para la calibración de los equipos de medición. [en línea]. Disponible en: <http://www.semarnat.gob.mx/leyesy normas/Normas%20Oficiales%20Mexicanas%20vigentes/CNV-035.pdf>. [Consulta: 3 Febrero 2014].
- NOM-025-SSA1-1993. Norma oficial mexicana. Secretaría de Salud Ambiental. Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente, con respecto a las partículas menores de 10 micras (PM10). Valor permisible para la concentración de partículas menores de 10 micras (PM10) en el aire ambiente, como medida de protección a la salud de la población. [en línea]. Disponible en: <http://www.aire.cdmx.gob.mx/descargas/monitoreo/normatividad/NOM-035-SEMARNAT-1993.pdf>. [Consulta: 3 Febrero 2014].
- Ochoa-Landín, L., Pérez-Segura, E., Del Río-Salas, R., Valencia-Moreno, M. (2011). Depósitos minerales de Sonora, México, en Calmus, Thierry, ed., *Panorama de la geología de Sonora, México*: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología, Boletín 118 (9), 299–331.
- Okorie I. A., Enwistle, J., y Dean J. R. (2015). Platinum group elements in urban road dust. *CURRENT SCIENCE*, 109(5), 938.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V., Underwood, E. C., D'amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C. Loucks, C.J. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience*, 51(11), 933-938.
- Orozco, C., Perez, A., González, M. N., Rodríguez, F. J., y Alfayate, J. M. (2003). *Contaminación ambiental* (1st ed.). Madrid: Thomson.
- Orozco-Garza, A., Dostal, J., Keppie, J. D., & Paz-Moreno, F. A. (2013). Mid-Tertiary (25–21Ma) lamprophyres in NW Mexico derived from subduction-modified subcontinental lithospheric mantle in an extensional backarc environment following steepening of the Benioff zone. *Tectonophysics*, 590, 59-71.

- Palacios, M. A., Gomez, M., Moldovan, M., Gomez, B. (2000) Assessment of environmental contamination risk by Pt, Rh and Pd from automobile catalyst. *Microchem Journal*, 67, 105–113.
- Pant, P., y Harrison, R. M. (2013). Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: a review. *Atmospheric Environment*, 77, 78-97.
- Paoli, L., Winkler, A., Guttová, A., Sagnotti, L., Grassi, A., Lackovičová, A., Senko, D., Loppi, S. (2016). Magnetic properties and element concentrations in lichens exposed to airborne pollutants released during cement production. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-18.
- Parthasarathy, K., Sahu, S. K., Pandit, G. G. (2016). Comparison of Two Receptor Model Techniques for the Size Fractionated Particulate Matter Source Apportionment. *Aerosol and Air Quality Research*, 16, 1497-1508.
- Parungo, F., Li, Z., Li, X., Yang, D., Harris, J. (1994). Gobi dust storms and the Great Green Wall. *Geophysical research letters*, 21(11), 999-1002.
- Pelletier, J. D. (2006). Sensitivity of playa windblown-dust emissions to climatic and anthropogenic change. *Journal of arid environments*, 66(1), 62-75.
- Peltier, R. E., Cromar, K. R., Ma, Y., Fan, Z. H., Lippmann, M. (2011). Spatial and seasonal distribution of aerosol chemical components in New York City: (2) road dust and other tracers of traffic-generated air pollution. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 21 (5), 484-494.
- PEMCA (2010). Programa de evaluación y mejoramiento de la calidad del aire. Coordinación general de infraestructura, desarrollo urbano y ecología. Instituto Municipal de Ecología. H. Ayuntamiento de Hermosillo, Sonora, México. Concentración de partículas PST y PM10 en la ciudad de Hermosillo, Sonora [Reporte técnico Anual].
- PEMCA (2011). Programa de evaluación y mejoramiento de la calidad del aire. Coordinación general de infraestructura, desarrollo urbano y ecología. Instituto Municipal de Ecología. H. Ayuntamiento de Hermosillo, Sonora, México. Concentración de partículas PST y PM10 en la ciudad de Hermosillo, Sonora [Reporte técnico Anual].
- Pósfai, M., y Molnár, Á. (2000). Atmospheric aerosol particles: a mineralogical introduction. In: D. Vaughan and R. Wogelius, ed., *Environmental Mineralogy II*, 1st ed. London.

- Prabhakar, G., Sorooshian, A., Toffol, E., Arellano, A. F., Betterton, E. A. (2014). Spatiotemporal distribution of airborne particulate metals and metalloids in a populated arid region. *Atmospheric Environment*, 92, 339-347.
- Prospero, J. M. (1999). Long-range transport of mineral dust in the global atmosphere: Impact of African dust on the environment of the southeastern United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96(7), 3396-3403.
- Prospero, J. M., Ginoux, P., Torres, O., Nicholson, S. E., y Gill, T. E. (2002). Environmental characterization of global sources of atmospheric soil dust identified with the Nimbus 7 Total Ozone Mapping Spectrometer (TOMS) absorbing aerosol product. *Rev. Geophys*, 40(1), 1002.
- Pye, K. (1987). *Aeolian Dust and Dust Deposits*, Elsevier, New York.
- Querol, X., Alastuey, A., Rodriguez, S., Plana, F., Mantilla, E., Ruiz, C. R. (2001). Monitoring of PM10 and PM2.5 around primary particulate anthropogenic emission sources. *Atmospheric Environment*, 35(5), 845-858.
- Querol, X. (2005). El Material Particulado Atmosférico. [en línea]. Memorias. Congreso Nacional del Medio Ambiente 8. Cumbre del Desarrollo Sostenible. España. 28p. Disponible en: http://www.conama8.org/modulodocumentos/documentos/AEs/AE9/AE9_doc_XavierQuerol.pdf. [Consulta: 5 Abril 2014].
- Querol, X. (2008). Calidad del aire, partículas en suspensión y metales. *Revista española de salud pública*, 82(5), 447-454.
- Quintana-Amaya, J. (2003). Plan estratégico de pavimentación para la ciudad de Hermosillo, Sonora. Tesis (Maestro en administración de la construcción). Hermosillo, Sonora, Instituto tecnológico de la construcción. 80p.
- Rahman, M. S., Saha, N., Molla, A. H. (2014) Potential ecological risk assessment of heavy metal contamination in sediment and water body around Dhaka export processing zone, Bangladesh. *Environ Earth Sci*, 71, 2293–2308.
- Raman, A., Arellano, A. F., Sorooshian, A. (2016). Decreasing Aerosol Loading in the North American Monsoon Region. *Atmosphere*, 7(2), 24.
- Raupach, M. R., Gillette, D. A., Leys, J. F. (1993). The effect of roughness elements on wind erosion threshold. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 98(D2), 3023-3029.
- Ravi, S., D'Odorico, P., Breshears, D. D., Field, J. P., Goudie, A. S., Huxman, T. E., Li, J., Okin, G. S., Swap, R. J., Thomas, A. D., Van Pelt, S. (2011). Aeolian processes and the biosphere. *Reviews of Geophysics*, 49(3).

- Reijnders, L. (2007). The cement industry as a scavenger in industrial ecology and the management of hazardous substances. *Journal of Industrial Ecology*, 11(3), 15-25.
- Rodríguez-Castañeda, J. L. (1981). Notas sobre la geología del área de Hermosillo, Sonora. *Revista mexicana de ciencias geológicas*, 5(1), 30-36.
- Rogge, W. F., Hildemann, L. M., Mazurek, M. A., Cass, G. R., Simoneit, B. R. (1993). Sources of fine organic aerosol. 3. Road dust, tire debris, and organometallic brake lining dust: roads as sources and sinks. *Environmental Science & Technology*, 27(9), 1892-1904.
- Rollinson, H. R. (1993) *Using Geochemical Data: Evaluation, Presentation, Interpretation* Longman Geochemistry Society, London (1993), p. 352.
- Rothwell, K. A., y Cooke, M. P. (2015). A comparison of methods used to calculate normal background concentrations of potentially toxic elements for urban soil. *Science of The Total Environment*, 532, 625-634.
- Rubin, J. N., Henry, C. D., Price, J. G. (1993). The mobility of zirconium and other “immobile” elements during hydrothermal alteration. *Chemical Geology*, 110(1), 29-47.
- Sakalauskaitė, J., Kupčinskienė, E., Kviklys, D., Duchovskienė, L., Zinkutė, R., Sakalauskienė, S., Duchovskis, P. (2009). Nutritional diagnosis of apple-tree growing in the cement factory region. *Sodininkystė ir Daržininkystė*, 28(2), 29-37.
- Salminen, R., Gregorauskien, V. (2000). Considerations regarding the definition of a geochemical baseline of elements in the surficial materials in areas differing in basic geology. *Applied Geochemistry*, 15(5), 647-653.
- Schepanski, K., Tegen, I., Todd, M. C., Heinold, B., Bönisch, G., Laurent, B., Macke, A. (2009). Meteorological processes forcing Saharan dust emission inferred from MSG - SEVIRI observations of subdaily dust source activation and numerical models. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 114(D10).
- Schuhmacher, M., Bocio, A., Agramunt, M. C., Domingo, J. L., De Kok, H. A. M. (2002). PCDD/F and metal concentrations in soil and herbage samples collected in the vicinity of a cement plant. *Chemosphere*, 48(2), 209-217.
- Schuhmacher, M., Domingo, J. L., Garreta, J. (2004). Pollutants emitted by a cement plant: health risks for the population living in the neighborhood. *Environmental research*, 95(2), 198-206.
- Schuhmacher, M., Nadal, M., Domingo, J. L. (2009). Environmental monitoring of PCDD/Fs and metals in the vicinity of a cement plant after using sewage sludge as a secondary fuel. *Chemosphere*, 74(11), 1502-1508.

- Schütz, L., y Sebert, M. (1987). Mineral aerosols and source identification. *Journal of Aerosol Science* 18, 1-10.
- Schwanck, F., Simões, J. C., Handley, M., Mayewski, P. A., Bernardo, R. T., y Aquino, F. E. (2016). Anomalously high arsenic concentration in a West Antarctic ice core and its relationship to copper mining in Chile. *Atmospheric Environment*, 125, 257-264.
- Sehn, J. L., de Leão, F. B., da Boit, K., Oliveira, M. L., Hidalgo, G. E., Sampaio, C. H., y Silva, L. F. (2016). Nanomineralogy in the real world: A perspective on nanoparticles in the environmental impacts of coal fire. *Chemosphere*, 147, 439-443.
- SERMANAT (2012). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales Informe de la situación de medio ambiente en México Capitulo 3. Suelos. [en línea] Disponible en: http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_12/03_suelos/cap3_1.html. [Consulta: 11 Septiembre 2015].
- SGM (1999). Servicio Geológico Mexicano. Carta Geológico-Minera Hermosillo, H12-8 Sonora, Esc. 1:250,000.
- SGM (2000). Servicio Geológico Mexicano. Carta Geológico-Minera Sierra Libre, H12-11 Sonora, Esc. 1:250,000. Edición: 2.
- SGM (2014). Servicio Geológico Mexicano. Panorama Minero del Estado de Sonora. [en línea] Disponible en: <http://www.sgm.gob.mx/pdfs/SONORA.pdf>. [Consulta: 1 Junio 2013].
- Shao, Y. (2008). *Physics and modelling of wind erosion* (Vol. 37). Springer Science & Business Media.
- Shao, Y., Wyrwoll, K. H., Chappell, A., Huang, J., Lin, Z., McTainsh, G. H., Mikami, M., Tanaka, T.Y., Wang, X., Yoon, S. (2011). Dust cycle: An emerging core theme in Earth system science. *Aeolian Research*, 2(4), 181-204.
- Shi, X., Chen, L., Wang, J. (2013). Multivariate analysis of heavy metal pollution in street dusts of Xianyang city, NW China. *Environmental earth sciences*, 69(6), 1973-1979.
- Sokolik I. N., y Toon O. B. (1999). Incorporation of mineralogical composition into models of the radiative properties of mineral aerosol from UV to IR wavelengths. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012), 104(D8), 9423-9444.
- Sorooshian, A., Wonaschütz, A., Jarjour, E. G., Hashimoto, B. I., Schichtel, B. A., Betterton, E. A. (2011). An aerosol climatology for a rapidly growing arid region (southern Arizona): Major aerosol species and remotely sensed aerosol properties. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 116(D19).

- Stajner, I., Lee, P., McQueen, J., Draxler, R., Dickerson, P., y Upadhayay, S. (2016). Update on NOAA's Operational Air Quality Predictions. In *Air Pollution Modeling and its Application XXIV* (pp. 593-597). Springer International Publishing.
- Stewart, J. H., Amaya-Martínez, R., Stamm, R. G., Wardlaw, B. R., Stanley, G. D., Stevens, C. H. (1997). Stratigraphy and regional significance of Mississippian to Jurassic rocks in Sierra Santa Teresa, Sonora, Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 14(2), 115-135.
- Stutzman, P. E. (1996). Guide for X-ray powder diffraction analysis of Portland cement and clinker. US Department of Commerce, Technology Administration, National Institute of Standards and Technology, Office of Applied Economics, Building and Fire Research Laboratory.
- Suess, M. J., Grefen, K., Reinisch, D. W. (1985). *Ambient air pollutants from industrial sources; a reference handbook*. Elsevier. New York.
- Swap, R., Garstang, M., Greco, S., Talbot, R., y Kållberg, P. (1992). Saharan dust in the Amazon Basin. *Tellus B*, 44(2), 133-149.
- Tamayo, J. L. (2009). *Geografía Moderna de México* (12a. ed.). México: Trillas.
- Taylor, S. R., y McLennan, S. M. (1985). *The continental crust: its composition and evolution*. Blackwells Scientific, Oxford, pp. 1-312.
- Tegen, I., Werner, M., Harrison, S. P., Kohfeld, K. E. (2004). Relative importance of climate and land use in determining present and future global soil dust emission. *Geophysical Research Letters*, 31(5).
- NCAR (2016). Laboratorio Computacional y Sistemas de Información en el Centro Nacional de Investigación Atmosférica. The NCAR Command Language (Version 6.3.0) [Software]. Boulder, Colorado: UCAR/NCAR/CISL/VETS. <http://dx.doi.org/10.5065/D6WD3XH5>.
- Thornton, I. (1996). Impacts of mining on the environment; some local, regional and global issues. *J Int Assoc Geochem Cosmochem*, 11, 355-61.
- Thorpe A., Harrison R.M. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review. *Science of the Total Environment* 400 (1-3), 270-282.
- US-EPA (1993). United States Environmental Protection Agency. Emissions Factors and AP42. *Compilation of air Pollutant Emission Factors In: Stationary Point and Area Sources, AP42 fifth ed., vol. 1.*
- US-EPA (1997). United States Environmental Protection Agency. National ambient air quality standards for particulate matter-final rule. 40 CFR part 50. Fed. Regist. 62 (138), 38651-38760.

- US-EPA (1999). United States Environmental Protection Agency. Compendium method IO-3.1 selection, reparation and extraction of filter material. In: Compendium of Methods for the Determination of Inorganic Compounds in Ambient Air, Center for Environmental Research Information, Office of Research and Development. Cincinnati, OH 45268. . Documento EPA/625/R-96/010.
- US-EPA (2004). United States Environmental Protection Agency, Air Quality Criteria for Particulate Matter. EPA/600/P-99/002aF bis bF. Washington DC, USA.
- US-EPA (2007). United States Environmental Protection Agency .Method 6200 - Field portable X-ray fluorescence spectrometry for the determination of elemental concentrations in soil and sediment.
- US-EPA (2014) United States Environmental Protection Agency. 2011 National Emissions Inventory [en línea], Version 1, technical support document. Draft report. Disponible en: http://www3.epa.gov/ttn/chief/net/2011nei/2011_nei_tsdv1_draft2_june2014.pdf (PDF). [Consulta: 5 Noviembre 2015].
- Usher, C. R., Michel, A. E., Grassian, V. H. (2003). Reactions on mineral dust. *Chemical Reviews*, 103(12), 4883-4940.
- Utsunomiya, S., Sanchez-alfaro, P., Reich, M., Ewing, R. C., Kesler, S. E. (2015). Constraints on Hf and Zr mobility in high-sulfidation epithermal systems: formation of kosnarite, $KZr_2(PO_4)_3$, in the Chaquicocha gold deposit, Yanacocha district, Peru. *Mineralium Deposita*, 50(4), 429.
- Valencia-Moreno, M., Ruiz, J., Barton, M. D., Patchett, P. J., Zürcher, L., Hodkinson, D. G., Roldán-Quintana, J. (2001). A chemical and isotopic study of the Laramide granitic belt of northwestern Mexico: Identification of the southern edge of the North American Precambrian basement. *Geological Society of America Bulletin*, 113(11), 1409-1422.
- Valencia-Moreno, M., Ruiz, J., Ochoa-Landín, L., Martínez-Serrano, R., Vargas-Navarro, P. (2003). Geochemistry of the coastal Sonora batholith, northwestern Mexico. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 40(6), 819-831.
- Valenzuela-Vasquez, L., Ramirez-Hernandez, J., Reyes-Lopez, J., Sol-Uribe, A., Lazaro-Mancilla, O. (2006). The origin of fluoride in groundwater supply to Hermosillo City, Sonora, Mexico. *Environmental Geology*, 51(1), 17-27.
- Van der Gon H. A. D., Gerlofs-Nijland, M. E., Gehrig, R., Gustafsson, M., Janssen, N., Harrison, R. M., Hulskotte, J., Johansson, C., Jozwicka, M., Keuken, M., Krijgsheld, K., Ntziachristos, L., Riediker, M., Cassee, F. R. (2013). The policy relevance of wear emissions from road

- transport, now and in the future—an international workshop report and consensus statement. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 63(2), 136-149.
- Vasiloff, S. V., y Howard, K. W. (2009). Investigation of a severe downburst storm near Phoenix, Arizona, as seen by a mobile Doppler Radar and the KIWA WSR-88D. *Weather and Forecasting*, 24(3), 856-867.
- Vega, E., Mugica, V., Reyes, E., Sanchez, G., Chow, J. C., Watson, J. G. (2001). Chemical composition of fugitive dust emitters in Mexico City. *Atmospheric Environment*, 35(23), 4033-4039.
- Vega-Granillo, R., Vázquez-Armenta, V. H., Orozco-Garza, A., Vidal-Solano, J. R. (2015). Structural analysis of the La Colorada Mine, Sonora, Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 32(2), 239-253.
- Vidal-Solano, J. R., Paz-Moreno, F. A., Iriondo, A., Demant, A., Cochemé, J. J. (2005). Middle Miocene peralkaline ignimbrites in the Hermosillo region (Sonora, Mexico): Geodynamic implications. *Comptes Rendus Geoscience*, 337(16), 1421-1430.
- Vidal-Solano, J. R., Paz-Moreno, F. A., Demant, A., López-Martínez, M. (2007). Ignimbritas hiperalcalinas del Mioceno medio en Sonora Central: revaluación de la estratigrafía y significado del volcanismo terciario. *Revista mexicana de ciencias geológicas*, 24(1), 47-67.
- Whiteley, J. D., Murray, F. (2003). Anthropogenic platinum group element (Pt, Pd and Rh) concentrations in road dusts and roadside soils from Perth, Western Australia. *Science of the Total Environment*, 317(1), 121-135.
- Wilder, M, C. A. Scott, N. Pineda-Pablos, R. G. Varady, R. G., G. M. Garfin (2012). Moving Forward from Vulnerability to Adaptation: Climate Change, Drought, and Water Demand in the Urbanizing Southwestern United States and Northern Mexico. (Avanzando desde la Vulnerabilidad hacia la Adaptación: El Cambio Climático, la Sequía, y la Demanda del Agua en Áreas Urbanas del Suroeste de los EEUU y el Norte de México.) [en línea] . Tucson: UDALL Center for Studies in Public Policy, The University of Arizona. Chapter 5: Hermosillo Case Study. Disponible en: http://udallcenter.arizona.edu/sarp/pdf/Ch5_Hermosillo.pdf. [Consulta: 29 julio 2015].
- Williams, L.J., y Abdi, H. (2010). Fisher's least significant difference (LSD) test. *Encyclopedia of research design*, 1-5.
- Willingham, K. M., Thompson, E. J., Howard, K. W., Dempsey, C. L. (2011). Characteristics of Sonoran Desert Microbursts. *Weather and Forecasting*, 26(1), 94-108.

- Wilson, W. E., Suh, H. H. (1997). Fine particles and coarse particles: concentration relationships relevant to epidemiologic studies. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 47(12), 1238-1249.
- Wiseman, C. L., Pour, Z. H., Zereini, F. (2016). Platinum group element and cerium concentrations in roadside environments in Toronto, Canada. *Chemosphere*, 145, 61-67.
- WRB-FAO (2007). World reference base-Food and Agriculture Organization of the United Nations IUSS Grupo Trabajo WRB. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma.
- Wu, F., Chow, J. C., An, Z., Watson, J. G., Cao, J. (2011). Size-differentiated chemical characteristics of Asian Paleo Dust: records from Aeolian deposition on Chinese Loess Plateau. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 61(2), 180-189.
- Wu, Z., Zhang, X., Wu, M. (2016). Mitigating construction dust pollution: state of the art and the way forward. *Journal of Cleaner Production*, 112, 1658-1666.
- Wunderground.com. (2015). Weather Forecast & Reports - Long Range & Local | Wunderground | Weather Underground. [en línea] Disponible en: <https://www.wunderground.com/>. [Consulta: 9 Febrero 2015].
- Xie, S., Dearing, J. A., y Bloemendal, J. (2000). The organic matter content of street dust in Liverpool, UK, and its association with dust magnetic properties. *Atmospheric Environment*, 34(2), 269-275.
- Xu, D., Zhou, P., Zhan, J., Gao, Y., Dou, C., y Sun, Q. (2013). Assessment of trace metal bioavailability in garden soils and health risks via consumption of vegetables in the vicinity of Tongling mining area, China. *Ecotoxicology and environmental safety*, 90, 103-111.
- Yang, C. Y., Chang, C. C., Tsai, S. S., Chuang, H. Y., Ho, C. K., Wu, T. N., Sung, F. C. (2003). Preterm delivery among people living around Portland cement plants. *Environmental research*, 92(1), 64-68.
- Yang, C. Y., Chang, C. C., Chuang, H. Y., Tsai, S. S., Wu, T. N., Ho, C. K. (2004). Relationship between air pollution and daily mortality in a subtropical city: Taipei, Taiwan. *Environment international*, 30(4), 519-523.
- Yatkin, S., y Bayram, A. (2008). Determination of major natural and anthropogenic source profiles for particulate matter and trace elements in Izmir, Turkey. *Chemosphere*, 71(4), 685-696.
- Yorifuji, T., Kashima, S., Tsuda, T., Takao, S., Suzuki, E., Doi, H., Sugiyama, M., Ishikawa-Takata, K., Ohta, T. (2010). Long-term exposure to traffic-related air pollution and mortality in Shizuoka, Japan. *Occupational and environmental medicine*, 67(2), 111-117.

- Yuen, W., Du, K., Koloutsou-Vakakis, S., Rood, M. J., Kim, B. J., Kemme, M. R., Hashmonay, R.A., Meister, C. (2015). Fugitive Particulate Matter Emissions to the Atmosphere from Tracked and Wheeled Vehicles in a Desert Region by Hybrid-Optical Remote Sensing. *Aerosol and Air Quality Research*, 15, 1613-1626.
- Zabaniotou, A., y Theofilou, C. (2008). Green energy at cement kiln in Cyprus—Use of sewage sludge as a conventional fuel substitute. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 12(2), 531-541.
- Zawada, R. D., Albinson, T., Abeyta, R. (2001). Geology of the E1 Creston Gold Deposit, Sonora State, Mexico. *Special publication-society of economic geologists*, 8, 187-198.
- Zender, C. S., Bian, H., Newman, D. (2003). Mineral Dust Entrainment and Deposition (DEAD) model: Description and 1990s dust climatology. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 108 (D14).
- Zhang, Q., Shen, Z., Cao, J., Ho, K., Zhang, R., Bie, Z., Chang, L., Liu, S. (2014). Chemical profiles of urban fugitive dust over Xi'an in the south margin of the Loess Plateau, China. *Atmospheric Pollution Research*, 5(3), 421-430.
- Zhang Y., Zhu X., Slanina S., Shao M., Zeng L., Hu, M., Bergin M., Salmon L. (2004). Aerosol pollution in some Chinese cities (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 76(6), 1227-1239.
- Zhao, C., Liu, X., Ruby Leung, L., y Hagos, S. (2011). Radiative impact of mineral dust on monsoon precipitation variability over West Africa. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11(5), 1879-1893.
- Zuo, R., Wang, J. (2015). Fractal/multifractal modeling of geochemical data: a review. *Journal of Geochemical Exploration*. 164, 33-41.

ANEXO 1:

R. Del Rio-Salas, J. Ruiz, M. De la O-Villanueva, M. Valencia-Moreno, V. Moreno-Rodríguez, A. Gómez-Alvarez, T. Grijalva, H. Mendivil, F. Paz-Moreno, D. Meza-Figueroa (2012). Tracing geogenic and anthropogenic sources in urban dusts: Insights from lead isotopes. *Atmospheric Environment*, 60, 202–210.



Tracing geogenic and anthropogenic sources in urban dusts: Insights from lead isotopes

R. Del Rio-Salas^a, J. Ruiz^b, M. De la O-Villanueva^c, M. Valencia-Moreno^a, V. Moreno-Rodríguez^d, A. Gómez-Alvarez^e, T. Grijalva^a, H. Mendivil^a, F. Paz-Moreno^c, D. Meza-Figueroa^{c,*}

^a Estación Regional del Noroeste, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Colosio y Madrid s/n, 83240 Hermosillo, Sonora, Mexico

^b Geosciences Department, University of Arizona, 1040 E 4th St, Tucson, AZ 85721, USA

^c Departamento de Geología, División de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Sonora, Rosales y Encinas, 83000 Hermosillo, Sonora, Mexico

^d Departamento de Mineralogía y Petrología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, Avenida Fuentenueva s/n, 18002 Granada, Spain

^e Departamento de Ingeniería Química, División de Ingeniería, Universidad de Sonora, Rosales y Encinas, 83000 Hermosillo, Sonora, Mexico

HIGHLIGHTS

- ▶ Lead isotopes identified geogenic and anthropogenic emission sources for dust.
- ▶ Leaded gasoline isotopic signatures are imprinted in sedimented dust from roofs.
- ▶ Lead distribution is controlled by erosion, traffic and topography.
- ▶ Three impacted areas are identified in oldest urbanized sectors.

ARTICLE INFO

Article history:

Received 4 January 2012

Received in revised form

14 June 2012

Accepted 19 June 2012

Keywords:

BSNE

Airborne dust

Lead isotopes

México

Soil resuspension

ABSTRACT

Tracing the source of metals in the environment is critical to understanding their pollution level and fate. Geologic materials are an important source of airborne particulate matter, but the contribution of contaminated soil to concentrations of Pb in airborne dust is not yet widely documented. To examine the potential significance of this mechanism, surface soil samples were collected, as well as wind-transported dust trapped at 1 and 2 m height at seven different locations including residential, industrial, high-traffic and rural sites. Samples of dust deposited on roofs from 24 schools were also obtained and analyzed for Pb isotope ratios.

Spatial distribution of Pb of airborne and sedimented dust suggests a process dominated by re-suspension/sedimentation, which was controlled by erosion, traffic and topography of the urban area. Anthropogenic lead input in the city grades outward the urban zone toward geogenic values. Our results shows that Pb-isotopic signatures of leaded gasoline are imprinted in dust sedimented on roofs. Considering that leaded-gasoline has not been in use in Mexico since two decades ago, this signature shows not only a Pb-legacy in soil, but also a re-suspension process affecting air column below 3 m in height. The combination of the ²⁰⁷Pb/²⁰⁶Pb data of the surrounding rocks and urban dust, reveal three well-defined zones with remarkable anthropogenic influence, which correspond to the oldest urban sectors. This work highlights the importance of spatial characterization of metals in particles suspended below a height of 3 m of the airborne column, a fact that should be considered to identify exposure paths to humans and the potential risks. Lead isotope signatures allowed the identification of geogenic and anthropogenic emission sources for dust, a matter that deserves consideration in the efforts to control airborne metal emissions.

© 2012 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Anthropogenic emissions of chemical elements and aerosols may superimpose the natural chemical composition of dust. In

urban areas, precipitation of harmful substances leads to the pollution of soils, which temporally store those contaminants, but re-suspension of soil and roadside dust by traffic activities may transport pollutants to more sensitive environments.

In arid environments, wind erosion is common due to the extensiveness of fine-textured soils, dry climate and winds. It has been documented that the proportion of suspension-sized particles in eroded mass increases with height above the surface.

* Corresponding author. Tel.: +52 662 2592110; fax: +52 662 592111.
E-mail address: dmeza@ciencias.uson.mx (D. Meza-Figueroa).

This indicates that direct suspension of fine soil particles is a dominating process in arid environments (Sharratt and Feng, 2006).

Particulate matter generated from soils has been implicated in the long distance transport of Pb and may be an important source of Pb in house dust (Young et al., 2002). However, there has been little systematic investigation of the contribution of contaminated soils to local element contents in ambient air. Fine soil particles may be suspended in the atmosphere by the action of wind or by mechanical disturbances. Movement of aerosol-sized particles is strongly related to the occurrence of saltation as sand-sized particles are lifted and re-deposited, disrupting aggregate structure and ejecting smaller particles ($<10\ \mu\text{m}$) that are difficult to mobilize by direct suspension, but can travel long distances once suspended (Young et al., 2002). Because saltation rather than direct pickup by wind drives the suspension of fine particles, the size distribution of soil-derived aerosols changes little with wind velocity (Gillette et al., 1974). Wind erosion will be most severe when soil moisture is low, wind velocity is high, the soil surface is smooth, vegetative cover is minimal, and a long stretch of unprotected soil is available.

Most studies regarding air pollution are focused on small particles, such as PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$ collected with high- or low-volume air samplers, usually located at heights above 4 m; however, there are not published information regarding metal content in airborne dust below 2 m height, mainly related to pedestrian exposure. Big Spring Number Eight (BSNE) sampler type are commonly used for sampling material at different heights in order to calculate the total mass transport associated with soil losses by wind erosion (Fryrear, 1986; Mendez et al., 2011). BSNE samplers collect 86% of material passing through their opening and retain 96% of the material once it enters the collector (Hupy, 2004). It has been documented that the simple and rugged design of BSNE samplers combined with their near-isokinetic sampling performance provide reliable estimates of horizontal soil flux and excellent correlation between horizontal soil flux and PM_{10} filter mass and vertical dust flux (Kjelgaard et al., 2004; Stetler and Saxton, 1996).

The urban area is an assembly of different land use types with typical local and diffuse pollution sources, such as traffic, domestic and industry. Urban areas in arid environments are particularly complex since the chemical composition of urban dust precipitation at different sites can show a high spatial heterogeneity. The sources of urban dust can be distinguished in accordance to the specific element patterns of their emissions (Kleeman and Cass, 1998), but the use of radiogenic isotopes for source identification is more reliable (Ewing et al., 2010; Hansmann and Köppel, 2000; Lahd-Geagea et al., 2008; Tan et al., 2006).

In Mexico, Pb has been restricted as an additive in gasoline since 1997. Historically, most airborne lead (Pb) was emitted by industries handling Pb-bearing materials and by vehicles (Hansmann and Köppel, 2000; Wang et al., 2000; Morton-Bermea et al., 2011). As these sources have declined in significance in Mexico because of stricter emissions standards and the phase-out of leaded gasoline, it is commonly assumed that ambient Pb concentrations have fallen significantly. Morton-Bermea et al. (2011) reported lead isotopic signatures for topsoils samples from Mexico City, with a positive correlation between high Pb concentration and gasoline Pb-signatures. These results suggest that Pb pollution in urban topsoil due to the historical use of Pb in gasoline is still significant, but the contribution of these polluted soils to airborne dust still poorly studied in Mexico.

Several potential lead emission sources have been considered during the study of metal pollution in urban environments (i.e. leaded gasoline, industrial processes, coal combustion, metallurgical processes, construction industry). Lead has four naturally occurring

stable isotopes (204, 206, 207 and 208). Only ^{204}Pb is non radiogenic, whereas ^{206}Pb , ^{207}Pb , and ^{208}Pb , are end products of the radioactive decay of ^{238}U , ^{235}U , and ^{232}Th , respectively (Dickin, 1995). It is known that lead has a relatively long atmospheric residence time of 5–10 days (Settle and Patterson, 1991). The isotopic composition of Pb in the atmosphere is different in various regions mainly due to anthropogenic Pb emissions. Therefore, the Pb isotopic signature has been considered an ideal tool for tracing sources of atmospheric pollution (Cheng and Hu, 2010; Lahd-Geagea et al., 2008).

Wind erosion is an important soil degradation process in the arid Sonoran desert in northern Mexico, but no attempts have been made to study the process in this region. This issue is particularly important for the city of Hermosillo, where surrounding agriculture is carried out with conventional tillage system leaving the soil bare and in a highly erodible condition. Additionally, the city has experienced accelerated urban, economic and industrial growth in the past half century due to U.S.-Mexico immigration policies and programs such as the North American Free Trade Agreement (NAFTA). The impact of this convergence of different development policies on the distribution of environmental risks in a formerly rural, desert ecosystem has not been fully addressed. The rapid growth of the city and lack of urban infrastructure has brought consequences in lowering the air quality and both geogenic and traffic sources have been proposed to explain the geochemical patterns of particulate matter (Meza-Figueroa et al., 2007; Ramirez Leal et al., 2007). Anthropogenic levels of Cd, Pb, Zn, and Cr have been reported in sedimented dust from roofs in the southern area of the city (Meza-Figueroa et al., 2007). Despite these efforts, the spatial distribution patterns of particulate matter and its source identification remain unknown.

The objectives of the present study were: (a) determine the lead isotope compositions of surrounding rocks/soils (geogenic) and urban dusts; (b) evaluate the spatial distribution of lead concentration and isotope composition in dust; (c) constrain the potential sources of anthropogenic lead. Studies involving the lead isotope systematic in environmental problems are scarce in Mexico (Chaudhary-Webbs et al., 2003; Morton-Bermea et al., 2011) and, to our knowledge this is the first work regarding Pb-isotope signatures in urban dust in Mexico and Pb-isotope content in airborne dust collected by BSNE in urban areas.

2. Sampling and analytical methods

2.1. Study area

Hermosillo city is the capital city of the state of Sonora, located in northwestern Mexico. The urban area comprises $\sim 146\ \text{km}^2$ and includes 715,061 inhabitants (INEGI, 2010). The climate is dry, with temperature ranging from 35 to 49 °C during summer, and from 8 to 5 °C during winter. The climate is characterized by arid to semi-arid conditions with a low annual precipitation (75–300 mm). Hermosillo is a rapidly growing city surrounded by agricultural activities and it contains an important cement plant and car assembly industry. Main industries in the city are: aerospace, automotive, textile, glass/ceramic, metal processing, electronics, communications, medical, agro-industry and appliance fields, most of them are established in 17 industrial parks, located in the southeastern side of the city. To the eastern side of Hermosillo, a NW–SE oriented belt of granitic rocks crops out in the Sierra Espinazo Prieto (Fig. 1). Sedimentary/metamorphic rocks (limestones, marbles with wollastonite, hornfels), and granites crop out in the Cerro de la Campana hill. This NW–SE oriented topographic feature acts as a natural barrier to the airborne dust transported by wind with a dominant SW to NE direction (wind rose, Fig. 1).

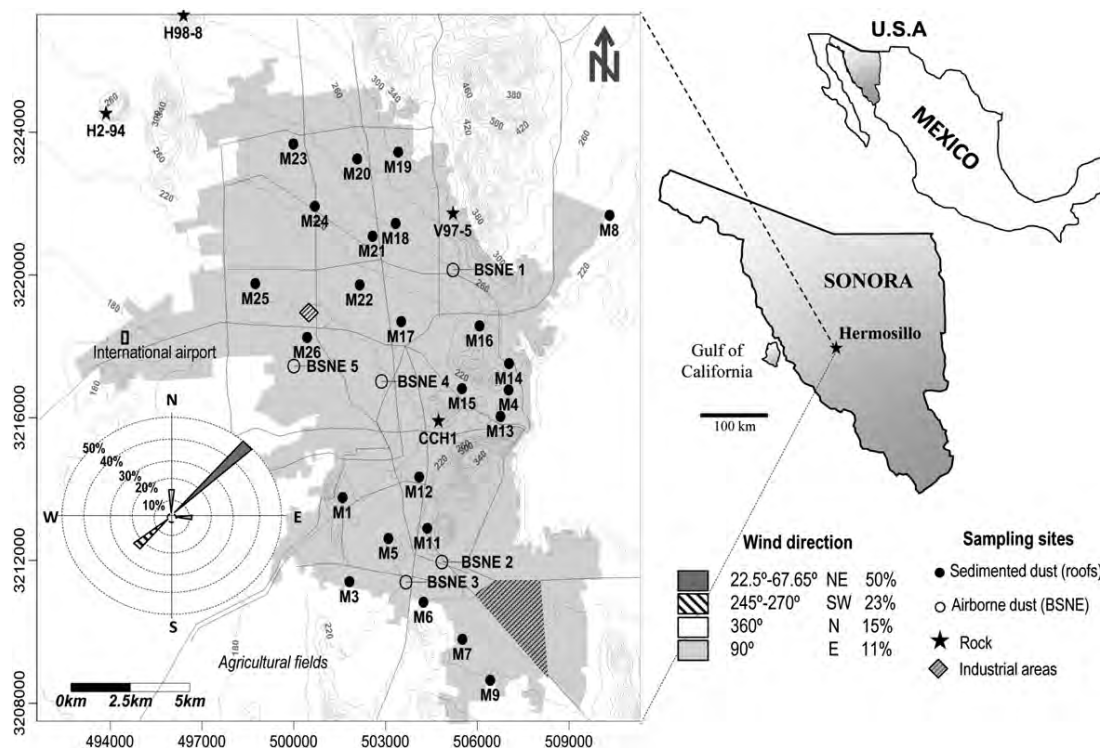


Fig. 1. Map of Hermosillo city, showing: the topographic features, main streets, wind rose, and sampling locations.

2.2. Sample collection

Fig. 1 shows the topographic features, main streets, important reference points, and sampling sites within the urban area of Hermosillo. The collection of the sedimented dust was conducted in roofs from 24 elementary schools. The sampled elementary schools are evenly distributed in the city, located along industrial, commercial, residential, high and low traffic density areas, and among different socio-economic neighborhoods. The sedimented dust samples on roofs were collected within an area of two square meters using polyethylene brush, tray, and containers.

Airborne dust samples were obtained using twelve sets of Big Spring Number Eight type dust collectors (BSNE) during one year covering an area of 133 km² (Fig. 1). BSNE is an isokinetic, wind aspirated sampler that collects airborne material at two heights set at 1 and 2 m above the soil surface. Each trap consists of a steel container with an inlet and outlet, mounted on a wind vane that rotates about a central pole. After a year sampling period, the dust in each trap was collected and analyzed.

Rock units that crop out around Hermosillo were sampled with the purpose to constrain the geogenic values in the region. The geology surrounding Hermosillo was simplified to four units: (1) Mesozoic limestone, (2) Laramide (90–40 My) granite intrusions, (3) Miocene volcanic flows, and (4) the Quaternary cover. The sample characterizing the first unit is a marbleized limestone; the samples of the second unit correspond to monzogranite and granophyric granite intrusions; and a rhyolitic ignimbrite was considered as representative of the third unit.

2.3. Sample preparation and analytical techniques

Airborne dust samples from BSNE collectors and sedimented dust samples from roofs were dried at 60 °C. Lead concentration

were analyzed following the procedure described in Meza-Figueroa et al. (2007), and a brief description of the methodology is outlined below. Around 1 g of the sample was accurately weighed, digested with HNO₃ and left overnight. The digested samples were ultrasonicated for 1 h and heated for another hour at 65 °C. The final extracts were filtered into a 25 ml volumetric flask through 0.45 μm filters and then diluted to the mark with 1% HNO₃ solution. Heavy metals were determined using a Perkin–Elmer Optima 4200 DV inductively coupled plasma optical emission spectrometer (ICP-OES). Detection limits for Pb is 0.005 mg kg⁻¹. Lead contents in rock samples were analyzed by Method MS-81 at ALS-CHEMEX Laboratories (Ontario, Canada).

For the measurements of lead isotope ratios in the urban dust and whole rock samples, the acids used during sample preparation and treatment were twice distilled and solutions were prepared using ultrapure Milli-Q water. Around 1 g of the finer fraction (<200 μm) was digested using Savillex teflon containers in 16 M HNO₃ and left overnight. After digestion, the samples were evaporated to total dryness. For lead separation, 8 M HNO₃ was added to the samples prior to chromatographic separation using Sr-Spec™ resin. Lead isotope analyses were conducted on a GV Instruments Multi-collector Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometer (MC-ICP-MS). Analysis of NBS-981 standard produced the following results ²⁰⁶Pb/²⁰⁴Pb = 16.9405 (±0.0029 2σ), ²⁰⁷Pb/²⁰⁴Pb = 15.4963 (±0.0034 2σ), and ²⁰⁸Pb/²⁰⁴Pb = 36.7219 (±0.0099 2σ).

3. Results and discussion

3.1. Lead distribution

Table 1 shows a brief description, location, and lead concentration of the collected dust samples from elementary school roofs, airborne particles (fugitive dust), and surrounding rocks from

Table 1

Sample description and lead concentration (mg kg^{-1}) of urban dust deposited on elementary schools, airborne dust, and surrounding rocks of Hermosillo city. Pb data from sample H2-94 is from Vidal Solano et al. (2005).

Sample	Sample description	Pb (mg kg^{-1})
M1	Urban dust accumulated on corrugated iron roof	10.23
M3	Urban dust accumulated on corrugated iron roof	32.63
M4	Urban dust accumulated on corrugated iron roof	25.88
M5	Urban dust accumulated on corrugated iron roof	18.88
M6	Urban dust accumulated on corrugated iron roof	101.88
M7	Urban dust accumulated on polymer roof from primary school	10.9
M8	Urban dust accumulated on polymer roof from primary school	66.63
M9	Urban dust accumulated on polymer roof from primary school	16.5
M11	Urban dust accumulated on polymer roof from primary school	91.75
M12	Urban dust accumulated on cement tile	60.5
M13	Urban dust accumulated on corrugated iron roof	60.5
M14	Urban dust accumulated on polymer roof	25.38
M15	Urban dust accumulated on corrugated iron roof	118.5
M16	Urban dust accumulated on corrugated iron roof	19.38
M17	Urban dust accumulated on cement tile	63.38
M18	Urban dust accumulated on cement tile	33.25
M19	Urban dust accumulated on cement tile	39.63
M20	Urban dust accumulated on cement tile	13.88
M21	Urban dust accumulated on cement tile	20.63
M22	Urban dust accumulated on cement tile	35.75
M23	Urban dust accumulated on corrugated iron roof	25.13
M24	Urban dust accumulated on cement tile	24
M25	Urban dust accumulated on corrugated iron roof	15
M26	Urban dust accumulated on corrugated iron roof	22.63
BSNE 1	Airborne dust	–
BSNE 2a	Soil at the base of BSNE sampler	23
BSNE 2b	Airborne dust collected at 1 m height	64
BSNE 2c	Airborne dust collected at 2 m height	202
BSNE 3a	Soil at the base of BSNE sampler	22
BSNE 3b	Airborne dust collected at 1 m height	70
BSNE 3c	Airborne dust collected at 2 m height	152
BSNE 4a	Soil at the base of BSNE sampler	58
BSNE 4b	Airborne dust collected at 1 m height	151
BSNE 4c	Airborne dust collected at 2 m height	213
BSNE 5a	Soil at the base of BSNE sampler	52
BSNE 5b	Airborne dust collected at 1 m height	135
BSNE 5c	Airborne dust collected at 2 m height	147
H2-94	Rhyolitic ignimbrite	25
CCH1	Limestone	25
H98-8	Monzogranite	18
V97-5	Granophyric granite	29

Hermosillo. Lead concentration of dust deposited on roofs range between 10 and 118 mg kg^{-1} (Meza-Figueroa et al., 2007). The concentration of the airborne dust collected at different heights (0, 1, 1 to 2, and 2 m) ranges from 19 to 213 mg kg^{-1} (Table 1). Lower concentrations are reported for the lithological units from the surroundings of Hermosillo city (18–29 mg kg^{-1}). Similar concentrations (19–32 mg kg^{-1}) are reported for stream sediments around Hermosillo. Pb content in sediments was obtained from data published by the Servicio Geológico Mexicano (1999). For comparison, a summary of the lead concentration is shown in Table 2.

Table 2

Summary of lead concentration (mg-kg^{-1}) of urban dust and geological samples from Hermosillo.

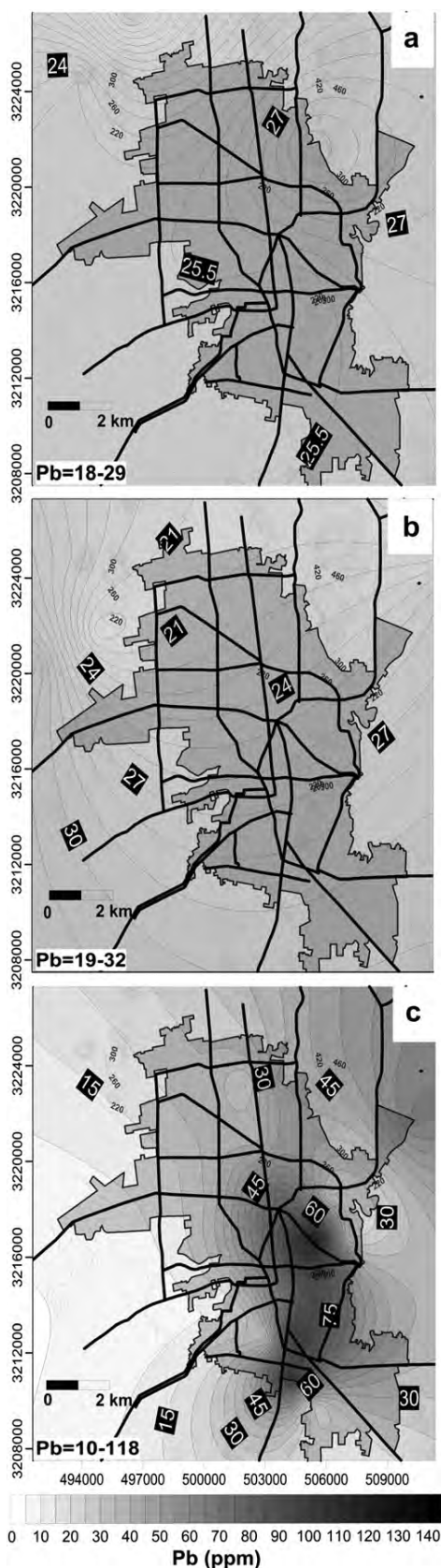
	Rocks	Stream sediments	Dust on roofs	BSNE (0 m)	BSNE (1 m)	BSNE (2 m)
Range	18–29	19–32	10–118	22–58	64–151	147–213
Mean	24.3	25.9	39.7	38.8	105.0	178.5
SD	4.6	4.9	30.2	18.9	44.4	33.8

Fig. 2 shows a series of geochemical maps indicating Pb concentration isolines in Hermosillo. Fig. 2a and b show the concentration of representative lithological units and surrounding stream sediments of Hermosillo. In general, both figures agree with a roughly increase in Pb concentration from north to south. The similarity of the concentration data possibly reflects natural erosion processes in the region, suggesting that this is a relatively uniform geochemical background of the Pb concentration (Table 2). Fig. 2c shows a Pb concentration map for the dust collected from elementary school roofs. The Pb distribution pattern shown in Fig. 2c is similar to the characteristic pattern of urban enrichment trending toward background values in suburban and agricultural regions described in Laidlaw and Filippelli (2008). The highest Pb content in sedimented dust is found in the oldest part of the city (downtown), where the major vehicle traffic is concentrated. Because the highest Pb contents are related to oldest urbanization area of Hermosillo, we interpret it as a consequence of polluted soil resuspension. The distribution pattern shows the maximum values following an almost N–S trend, coincident with the main avenues in the city, but also parallel to a topographic barrier formed by a series of hills located in the eastern side of the city. It has been documented that soil Pb decays away from the roadside, with the concentration proportional to historical traffic volume (Laidlaw, 2001; Filippelli et al., 2005). Filippelli et al. (2005) documented that due to resuspension of the roadside soil, Pb originally deposited near the roadside was transported longer distances beyond the roadside and it can display a pattern described as Pb bulls-eye. In this work, a Pb bulls-eye pattern can be seen in sedimented dust in roofs (Fig. 2c).

A quite different variation is noticed for the lead concentration of the collected airborne dust (Fig. 3). The soil sampled at the base of the BSNE collectors (0 m) shows a concentration range between 22 and 58 mg kg^{-1} , similar to the geochemical background for Pb established from rock and stream sediments. The spatial distribution of Pb in soil shows an increase of concentration from the southern to the northern areas with a slight N–NW to S–SE direction (Fig. 3a). This possibly reflects an anthropogenic component input when compared to the surrounding geological materials (Table 2; Fig. 2a, b). A similar spatial distribution is noticed for airborne dust collected at 1 m height (Fig. 3b); the difference is that the concentrations are twice than ground level (54–151 mg kg^{-1}), suggesting that particles are transported by near N–NW to S–SE winds preferentially by traction and saltation processes rather than suspension.

Lead concentration in airborne dust collected at 2 m height significantly increases when compared to soil and dust collected at 1 m height (Fig. 3c). Spatial lead distribution at 2 m airborne dust changes drastically from $\sim 140 \text{ mg kg}^{-1}$ in the western area to $\sim 200 \text{ mg kg}^{-1}$ in the eastern part of the city. The transportation of the dust particles at 2 m most likely suggests suspension processes related to eastward-directed winds. The N–S topographic expression at the eastern side of Hermosillo acts as a physical barrier apparently controlling the spatial distribution of dust and precluding the total dispersion of particulate matter outside the eastern side of the urban area (Fig. 1).

The lowest elevation of the city occurs within the center to southwestern part of the city, and represents the oldest urbanized area in Hermosillo. In this area, most of the commercial activities are concentrated, and the traffic density is also increased during weekdays. The dispersion of lead follows the configuration of the main avenues in the center part of the city suggesting a mechanism promoted by traffic, a fact that is evidenced by the spatial distribution of lead content in airborne and sedimented dust. The highest Pb values in sedimented dust (110 mg kg^{-1} , Fig. 4) are located mostly in the central area and slightly decrease to the east



and southeast. The increase in Pb concentration is spatially related to the oldest urbanized sectors (downtown and surrounding old neighborhoods) and is almost delimited by some of the oldest and heavy traffic roads in the city (Fig. 4). Geochemical imprints from vehicle exhausting particles as well as traffic-related combustion processes are expected to be in the re-suspended dust in this area of the city, an issue that is discussed below on the basis of lead isotopes.

The lead concentration notably decreases to the northern and southeastern urbanized sectors ($<30 \text{ mg kg}^{-1}$), indicating that the sampling sites in these areas have lead concentration values similar to those considered as “natural” background values (i.e. rocks and stream sediments). The contrasting elemental concentration and distribution between the geological materials and urban dust clearly discriminate the anthropogenic impact on the generated airborne particulate in the city.

3.2. Lead isotope compositions

Table 3 shows the lead isotope compositions of the surrounding rocks and dust (suspended and deposited) with the purpose to characterize and trace potential sources of urban contamination in the city. The Pb isotope signatures of the surrounding rocks are characterized by lower $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ (0.804–0.822) and $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ (1.997–2.035) ratios. The $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ and $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ ratios of dust deposited on elementary school roofs range between 0.821 and 0.840, and between 2.034 and 2.066, respectively. Relatively higher values were obtained for the airborne dust in the city ($^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb} = 0.872\text{--}0.878$; $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb} = 2.106\text{--}2.114$). In general, the results show that these three groups (rocks, roof dust, and airborne dust) are clearly constrained by their lead isotope compositions.

The $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ and $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ratios plotted in Fig. 5 show a linear trend for all the samples, with a good regression coefficient ($R^2 = 0.98$), although a slightly better regression coefficient is obtained when only dust (deposited on roofs and airborne) is considered ($R^2 = 0.99$, not shown in figure). The linear array is interpreted to illustrate mixing.

The surrounding rocks from Hermosillo yielded the more radiogenic lead isotope values (Table 4), forming a restricted field that clearly defines the lithologic Pb isotope signature for this region. The field of the dust deposited on roofs overlaps the field defined by the surrounding rocks, suggesting an important component from the geogenic end-member. In contrast, airborne dust comprises a less radiogenic lead field, which represents the isotopic imprint of a yet unknown anthropogenic end-member. Bollhöfer and Rosman (2001) and Ewing et al. (2010) used isotope fingerprinting to determine the presence of Pb from Asian industrial pollution in western U.S. Fig. 5 shows the fields for Asian (Pakistan, Jakarta, Bangkok and China) airborne Pb. Western U.S. airborne Pb is relatively radiogenic and characterizes isotopic ratios which are similar to those found in alkyl-lead available in the U.S. in the 1970's (Chow et al., 1975). Thus, according to Fig. 5, $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ and $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ratios measured in dust roofs could be the result of mixing processes between geogenic and anthropogenic materials. Lead isotope signatures of two gasoline brands from 1989 (Nova and Extra) used in Mexico previous the phasing out of leaded gasoline (Sañudo-Wilhelmy and Flegal, 1994) and Pb isotope data of unleaded gasoline currently in use in Mexico (Morton-Bermea et al., 2011) plot close to the field of sedimented dust on roofs;

Fig. 2. Isolines maps of Hermosillo showing the lead concentration of: a) the lithological units around the city; b) stream sediments around the city; and c) urban dust deposited on elementary school roofs.

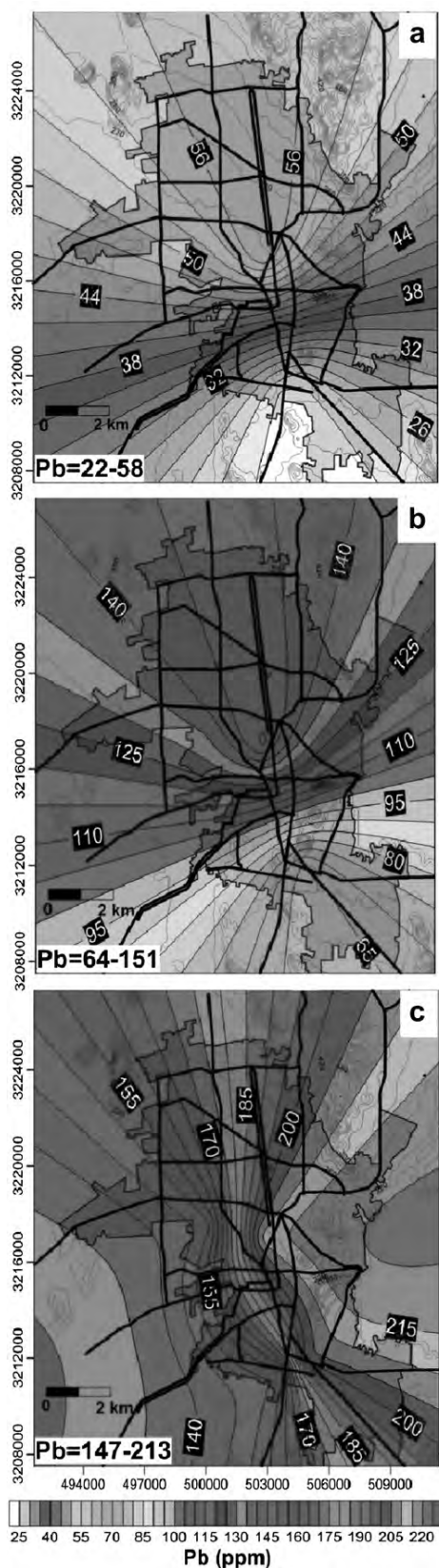


Fig. 3. Isoline maps showing the lead concentration of: a) soil at the base of BSNE samplers, and b) and c) airborne dust collected at 1 and 2 m height, respectively.

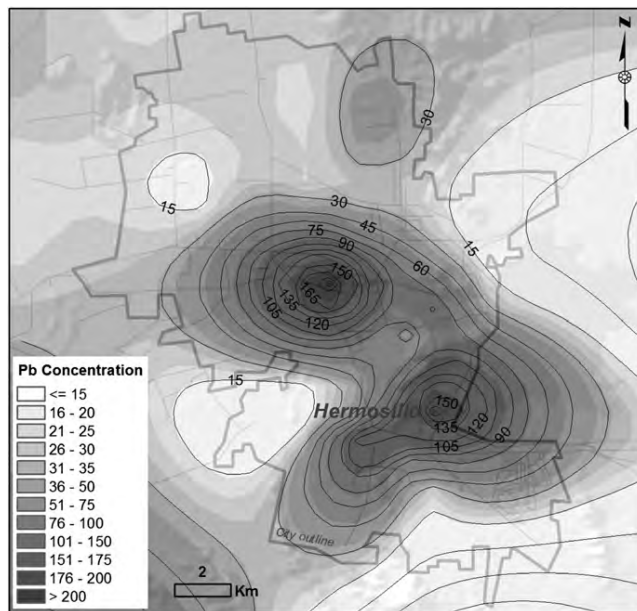


Fig. 4. Isoline map showing the lead concentration of dust collected from elementary school roofs and airborne dust in the city.

considering that leaded-gasoline has not been used in Mexico since two decades ago, this isotopic signature may suggest a Pb-legacy in soils and subsequent contribution of the impacted soils to the airborne dust by resuspension mechanisms. Fig. 5 also shows $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ and $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ratios from lead contaminated topsoils in Mexico City (Morton-Bermea et al., 2011). In contrast, the data for unleaded and leaded gasoline clearly lay in distinctive fields when compared to airborne dust samples analyzed for this work (BSNE dust collectors set at 1 and 2 m height), suggesting different anthropogenic sources. An alternative explanation is that airborne dust formed by mixing of unleaded gasoline and an unknown end-member of anthropogenic nature. Kayhanian (2012) and Masanao et al. (2006) have documented other mixing-related sources as Pb contributors to soil and sediment near highway sites. Such sources include paint and lead-based weights added to vehicles for tire balance (Root, 2000; Bleiwas, 2006). The influence of these sources in urban dust is exemplified by highway runoff Pb ratios in Osaka, Japan (Fig. 5). $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ and $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ratios for dust sedimented in roofs from this work plot near Mexican and Peruvian lead ores. On the other hand, a possible end-member for airborne dust in Hermosillo is related to Australian and Canadian type Pb ores. Studies should be conducted in the future to elucidate if the anthropogenic end-member corresponds to paint or lead-based motor vehicle wheel weights with lead derived from Australian or Canadian ores, or a possible contribution of airborne Pb from other sources such as Asian dust.

A series of isoline maps indicating the $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ isotope ratios are shown in Fig. 6. This figure also shows the geogenic and unknown anthropogenic end-members, from $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb} = 0.800$ to $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb} = 0.880$, respectively, in 0.005 increments. The surrounding rock isotope values ($^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb} = 0.804\text{--}0.822$) show relatively homogenous $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ ratios when interpolated within the urbanized area (Fig. 6a). In contrast, the airborne dust isotope ratios show a gradual increase from west ($^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb} = 0.872$) to east ($^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb} = 0.878$), similar to the increase observed in the elemental Pb concentrations (Figs. 3c and 6b). This spatial distribution shows a $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ pattern controlled by suspension transport of particulate matter and the role of urban and topographic barriers.

Table 3Lead isotope compositions of urban dust deposited on roofs from elementary schools ($n = 25$), airborne dust ($n = 6$), and surrounding rocks of Hermosillo city ($n = 4$).

Sample	$^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$	$^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$	$^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$	$^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$	$^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$
M1	18.9611	15.6573	38.7073	0.8257	2.0420	2.4721	1.2110
M3	18.8581	15.6484	38.6454	0.8298	2.0499	2.4696	1.2051
M4	18.9535	15.6553	38.7011	0.8259	2.0425	2.4721	1.2107
M5	18.9339	15.6539	38.6838	0.8268	2.0437	2.4711	1.2095
M6	18.8031	15.6477	38.6850	0.8322	2.0579	2.4723	1.2017
M7	18.9306	15.6621	38.6818	0.8274	2.0439	2.4698	1.2087
M8	18.8097	15.6499	38.6799	0.8320	2.0569	2.4716	1.2019
M9	19.0842	15.6614	38.8118	0.8206	2.0343	2.4782	1.2186
M11	18.9067	15.6482	38.6461	0.8277	2.0447	2.4696	1.2082
M12	18.7930	15.6465	38.6613	0.8326	2.0578	2.4709	1.2011
M13	18.8047	15.6472	38.6664	0.8321	2.0568	2.4711	1.2017
M14	18.8446	15.6486	38.6019	0.8304	2.0490	2.4668	1.2042
M15	18.7043	15.6393	38.5649	0.8361	2.0624	2.4659	1.1959
M16	18.8836	15.6529	38.6497	0.8289	2.0473	2.4692	1.2064
M17	18.9003	15.6607	38.6692	0.8286	2.0464	2.4692	1.2069
M18	18.8619	15.6519	38.6305	0.8298	2.0487	2.4681	1.2051
M19	18.8319	15.6488	38.6600	0.8309	2.0535	2.4705	1.2034
M20	18.9010	15.6509	38.6602	0.8281	2.0459	2.4702	1.2077
M21	18.8338	15.6477	38.6091	0.8308	2.0506	2.4673	1.2036
M22	18.9627	15.6619	38.6977	0.8259	2.0412	2.4708	1.2107
M23	18.6167	15.6428	38.4535	0.8402	2.0661	2.4523	1.1901
M24	18.9069	15.6541	38.6633	0.8280	2.0455	2.4698	1.2078
M25	18.8169	15.6433	38.5736	0.8313	2.0505	2.4658	1.2028
M26	18.8229	15.6477	38.5933	0.8313	2.0509	2.4663	1.2029
BSNE 1	17.7426	15.5819	37.5126	0.8782	2.1142	2.4074	1.1387
BSNE 1	17.7440	15.5844	37.5146	0.8783	2.1141	2.4072	1.1386
BSNE 2	17.7647	15.5931	37.5305	0.8777	2.1127	2.4069	1.1393
BSNE 3	17.8738	15.5933	37.6348	0.8724	2.1056	2.4135	1.1462
BSNE 3	17.8668	15.5879	37.6228	0.8725	2.1058	2.4136	1.1462
BSNE 4	17.8540	15.5924	37.6249	0.8733	2.1074	2.4130	1.1450
H2-94	19.0845	15.6500	38.8190	0.8200	2.0341	2.4804	1.2195
CCH1	19.1742	15.6791	38.7475	0.8180	2.0208	2.4713	1.2292
H98-8	19.5061	15.6752	38.9584	0.8040	1.9973	2.4853	1.2444
V97-5	19.0339	15.6401	38.7333	0.8220	2.0349	2.4765	1.2169

The $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ isotope map of the dust deposited on roofs points out again to a mixture between the two end-members ($^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb} = 0.821\text{--}0.840$) (Fig. 6c). The $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ isolines suggests a heterogeneous distribution of the lead isotope

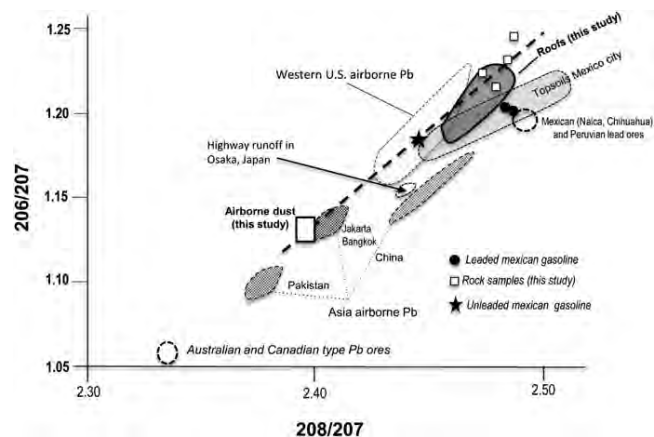


Fig. 5. Pb isotope ratios in airborne dust, rocks, and roof dust. Data from Asia and Western U.S. airborne Pb are shown for comparison (Bollhöfer and Rosman, 2001; Zheng et al., 2004). Pb isotope ratios for Australian and Canadian (British Columbia) type Pb ores with low radiogenic $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ($^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$) ratios are from Cooper et al. (1969), Doe (1970), and Cumming and Richards (1975). Mexican leaded gasoline data are from Soto-Jimenez et al. (2006), Sañudo-Wilhelmy and Flegal (1994). Mexican unleaded gasoline and topsoil data are from Morton-Bermea et al. (2011). Mexico lead ore data are from Soto-Jimenez and Flegal (2009), Morton-Bermea et al. (2011). Osaka, Japan data are from Shinya et al. (2006). Peruvian lead ore data from (Chow et al., 1975).

composition, indicating that the northwestern, central, and southern parts of the city are characterized by having more of the anthropogenic affinity, whereas the rest of the urban area is distinguished by having a larger influence of the geogenic component.

The combination of the $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ data of the surrounding rocks and urban dust points out at three well-defined zones with remarkable anthropogenic influence (Fig. 6d). These anomalous zones correspond spatially to the oldest urbanized sectors (downtown and surrounding old neighborhoods), heavy traffic avenues and highroads at the two main entry-exit points located at the northeastern and southern zones of the city. Fig. 6d also shows that outside the oldest urbanized area, the contribution of an anthropogenic component is much less significant.

Table 4

Summary of lead isotope compositions from Hermosillo.

	$^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$	$^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$	$^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$	$^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$	$^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$
<i>Dust on roofs</i>					
Range	18.617–	15.639–	38.454–	0.821–	2.034–
	19.084	15.662	38.812	0.840	2.066
Mean	18.864	15.651	38.650	0.830	2.050
SD	0.0932	0.0062	0.0656	0.0038	0.0074
<i>Airborne dust</i>					
Range	17.743–	15.593–	37.513–	0.872–	2.106–
	17.874	15.582	37.635	0.878	2.114
Mean	17.808	15.589	37.573	0.875	2.110
SD	0.0635	0.0049	0.0598	0.0030	0.0041
<i>Rocks</i>					
Range	19.034–	15.640–	38.733–	0.804–	1.997–
	19.506	15.679	38.958	0.822	2.035
Mean	19.200	15.661	38.815	0.816	2.022
SD	0.2123	0.0190	0.1030	0.0083	0.0176

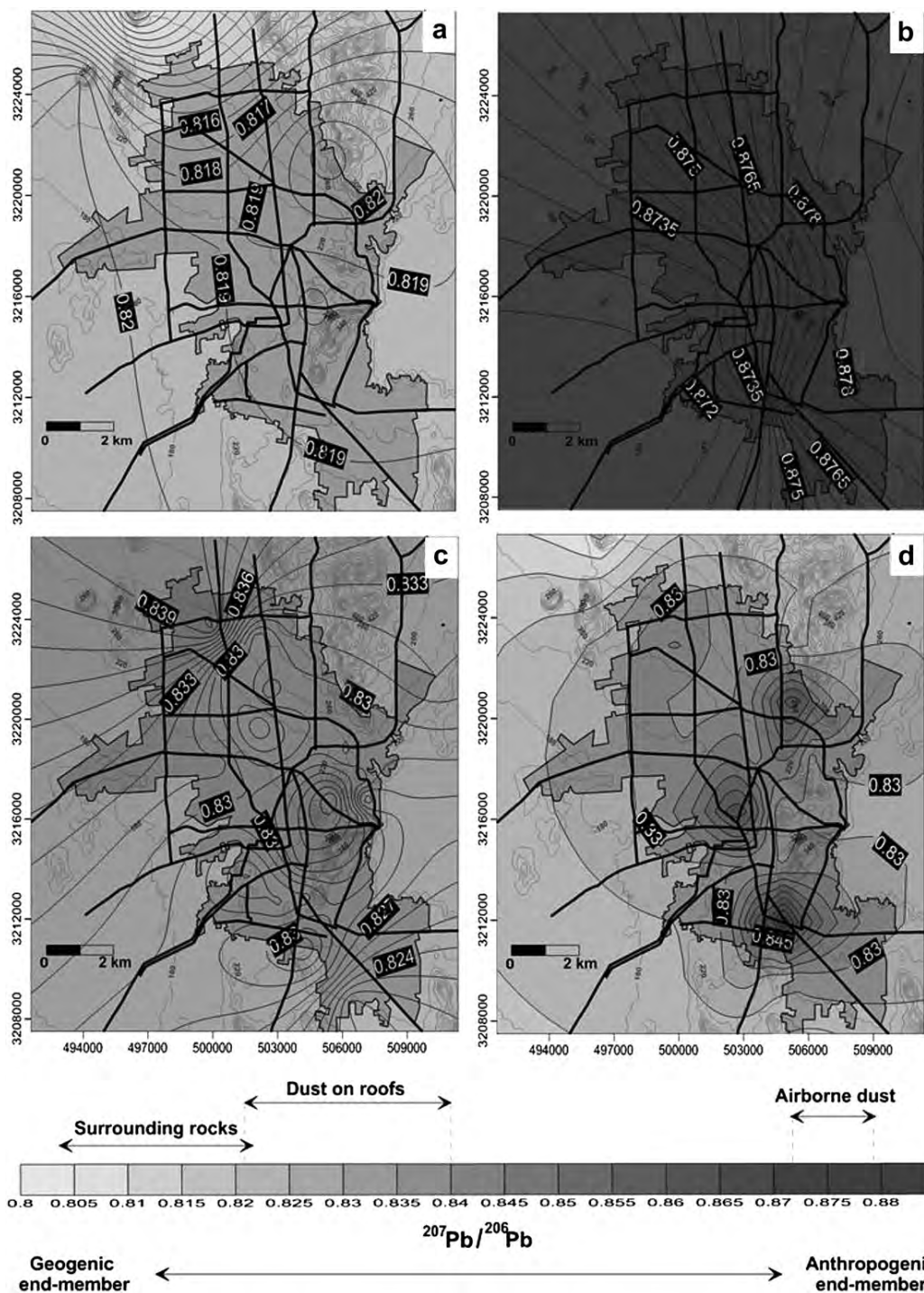


Fig. 6. Isoline maps showing the $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ ratios of: a) surrounding rocks; b) airborne dust; c) dust deposited on roofs; and d) composite of geogenic and anthropogenic samples.

4. Conclusions

The results from this study suggest an association between Pb-isotopic signatures of leaded gasoline and sedimented dust from roofs. The data suggest an important re-suspension process affecting the air column below 3 m height. Leaded-gasoline that has ceased to be used long ago imprinted a particular Pb signature to the soil, which apparently modified the composition of particulate

matter. Spatial distribution of Pb content in airborne dust collected at 1 m height shows a similar pattern to Pb content in soils. Such pattern could be explained by traction and saltation processes rather than suspension. Lead concentration in airborne dust collected at 2 m height significantly increases when compared to soil and 1 m concentrations. The transportation of the dust particles at 2 m most likely suggests suspension processes related to east-directed winds. The N–S topographic expression at the eastern

side of Hermosillo acted as a physical barrier apparently controlling the spatial distribution of dust and precluding the total dispersion of particulate matter outside the eastern side of the urban area.

Pb-isotope ratios from dust in Hermosillo show both, geogenic and anthropogenic end-members, from $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb} = 0.800$ to $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb} = 0.880$. The spatial distribution of elemental Pb concentrations and Pb-isotopes ratios in airborne and sedimented dust shows a resuspension/sedimentation dominating process controlled by erosion, traffic and the topography of the urban area.

Acknowledgments

This project was supported by the Mexican Office of Public Education (SEP) and the University of Sonora through the Research and Graduate Studies Office (Grant PICA 05/DCEN05 and PIFI 3.1). Lead isotope analyses were done at the Department of Geosciences of the University of Arizona. The authors gratefully acknowledge John Chesley and Mark Baker for the kindly assistance during sample preparation and lead isotope analysis. Authors deeply acknowledged two anonymous reviewers for their constructive suggestions.

References

- Bleiwas, D.I., 2006. Stocks and Flow of Lead-based Wheel Weights in the United States. U.S. Geological Survey. open file report 1111.
- Bollhöfer, A., Rosman, J.R., 2001. Isotopic signatures for atmospheric lead: the Northern Hemisphere. *Geochim. Cosmochim. Acta* 65 (11), 1727–1740.
- Chaudhary-Webbs, M., Paschal, D.C., Romieu, I., Ting, B., Crawford, E., Sanín, L.E., Ghazi, M.A., 2003. Determining lead source in Mexico using the lead isotope ratio. *Salud Pública Mex.* 45, 183–188.
- Cheng, H., Hu, Y., 2010. Planning for sustainability in China's urban development: status and challenges for Dongtan eco-city Project. *J. Environ. Monit.* 12, 119–126.
- Chow, T.J., Snyder, C.B., Earl, J.L., 1975. United Nations FAO and International Atomic Energy Association Symposium. Vienna, Austria (IAEA-SM-191/4). Proceedings 95–108.
- Cooper, J.A., Reynolds, P.H., Richards, J.R., 1969. Double-spike calibration of the Broken Hill standard lead. *Earth Planet Sci. Lett.* 6, 467–478.
- Cumming, G.L., Richards, J.R., 1975. Ore lead isotope ratios in a continuously changing earth. *Earth Planet Sci. Lett.* 28, 155–171.
- Dickin, A.P., 1995. Radiogenic Isotope Geology. Cambridge University Press, 452 pp.
- Doe, B.R., 1970. Lead Isotopes. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, pp. 137.
- Ewing, S., Christensen, J.N., Brown, S.T., Vancuren, R.A., Cliff, S.S., Depaolo, D.J., 2010. Pb isotopes as an indicator of the Asian contribution to particulate air pollution in urban California. *Environ. Sci. Technol.* 44, 8911–8916.
- Filippelli, G.M., Laidlaw, M., Latimer, J., Raftis, R., 2005. Urban lead poisoning and medical geology: an unfinished story. *GSA Today* 15, 4–11.
- Fryrear, D.W., 1986. A field dust sampler. *J. Soil Water Conservat.* 41, 117–120.
- Gillette, D.A., Blifford, I.H., Fryrear, D.W., 1974. Influence of wind velocity on size distributions of aerosols generated by wind erosion of soils. *J. Geophys. Res.* 79, 4068–4075.
- Hansmann, W., Köppel, V., 2000. Lead-isotopes as tracers of pollutants in soils. *Chem. Geol.* 171, 123–144.
- Hupy, J.P., 2004. Influence of vegetation cover and crust type on wind-blown sediment in a semi-arid climate. *J. Arid. Environ.* 58, 167–179.
- INEGI, 2010. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Censo de Población y Vivienda 2010.
- Kayhanian, M., 2012. Trend and concentrations of legacy lead (Pb) in highway runoff. *Environ. Pollut.* 160, 169–177.
- Kjelgaard, J., Sharratt, B., Sundram, I., Lamb, B., Claiborn, C., Saxton, K., Chandler, D., 2004. PM₁₀ emission from agricultural soils on the Columbia Plateau: comparison of dynamic and time-integrated field-scale measurements and entrainment mechanisms. *Agric. For. Meteorol.* 125, 259–277.
- Kleeman, M.J., Cass, G.R., 1998. Source contributions to the size and composition distribution of urban particulate air pollution. *Atmos. Environ.* 32, 2803–2816.
- Lahd-Geagea, M.L., Stille, P., Gauthier-Lafaye, F., Millet, M., 2008. Tracing of industrial aerosol sources in an urban environment using Pb, Sr, and Nd isotopes. *Environ. Sci. Technol.* 42, 692–698.
- Laidlaw, M.A.S., Filippelli, G.M., 2008. Resuspension of urban soils as a persistent source of lead poisoning in children: a review and new directions. *Appl. Geochem.* 23, 2021–2039.
- Laidlaw, M.A.S., 2001. Distribution and Sources of Metals in Soils of Marion County, Indiana. Master's thesis. Indiana Univ.
- Masanao, S., Kunihiro, F., Kenshi, K., Saburo, M., 2006. Determination of lead sources in urban runoff due to automotive traffic. *J. Jpn. Soc. Water Environ.* 29, 693–698.
- Mendez, M.J., Funk, R., Buschiazio, D.E., 2011. Field wind erosion measurements with Big Spring Number Eight (BSNE) and Modified Wilson and Cook (MWAC) samplers. *Geomorphology* 129, 43–48.
- Meza-Figueroa, D., De la O-Villanueva, M., De la Parra, M.L., 2007. Heavy metal distribution in dust from elementary schools in Hermosillo, Sonora, México. *Atmos. Environ.* 41, 276–288.
- Morton-Bermea, O., Rodríguez-Salazar, M.T., Hernández-Alvarez, E., García-Arreola, M.E., Lozano-Santacruz, R., 2011. Lead isotopes as tracers of anthropogenic pollution in urban topsoils of Mexico city. *Chem. Erde.* 71, 189–195.
- Ramirez Leal, R., Esparza Ponce, H., Duarte Moller, A., 2007. Characterization of inorganic atmospheric particles in air quality program with SEM, TEM, and XAS. *Rev. Mex. Fis.* 53 (3), 102–107.
- Root, R., 2000. Lead loading of urban streets by motor vehicle wheel weights. *Environ. Health Perspect.* 108, 937–940.
- Sañudo-Wilhelmy, S.A., Flegal, A., 1994. Temporal variations in lead concentrations and isotopic composition in the Southern California Bight. *Geochim. Cosmochim. Acta* 58, 3315–3320.
- Servicio Geológico Mexicano, 1999. Carta Geológico-Minera Hermosillo, H12-8 Sonora, Esc. 1:250,000.
- Settle, D.M., Patterson, C.C., 1991. Eolian inputs of lead to the South Pacific via rain and dry deposition from industrial and natural sources. In: Taylor, H.P., O'Neill, J.R., Kaplan, I.R. (Eds.), *Stable Isotope Geochemistry: a Tribute to Samuel Epstein*. Spec. Pub. No. 3, pp. 285–294.
- Sharratt, B., Feng, G., 2006. Direct Suspension as an Important Process of Wind Erosion within the Columbia Plateau. In: 18th World Congress of Soil Science, International Union of Soil Science Abstracts No. 151–4.
- Shinya, M., Funasaka, K., Katahira, K., Ishikawa, M., Matsui, S., 2006. Lead isotope ratios in urban road runoff. *Water Sci. Technol.* 53 (2), 185–191.
- Soto-Jimenez, M.F., Flegal, A.R., 2009. Origin of lead in the Gulf of California Ecor-region using stable isotope analysis. *J. Geochem. Explor.* 101, 209–217.
- Soto-Jimenez, M.F., Hibdon, S.A., Rankin, C.W., Aggarawl, J., Ruiz-Fernandez, A.C., Paez-Osuna, F., Flegal, A.R., 2006. Chronicaling a century of lead pollution in Mexico: stable lead isotopic composition analyses of dated sediment cores. *Environ. Sci. Technol.* 40, 764–770.
- Stetler, L.D., Saxton, K.E., 1996. Wind erosion and PM₁₀ emissions from agricultural fields on the Columbia Plateau. *Earth Surf. Processes Landforms* 21, 673–685.
- Tan, M.G., Zhang, G.L., Li, X.L., Zhang, Y.X., Yue, W.S., Chen, J.M., Wang, Y.S., Li, A.G., Li, Y., Zhang, Y.M., Shan, Z.C., 2006. Comprehensive study of lead pollution in Shanghai by multiple techniques. *Anal. Chem.* 78, 8044–8050.
- Vidal Solano, J., Paz Moreno, F.A., Iriondo, A., Demant, A., Cochemé, J.J., 2005. Middle Miocene peralkaline ignimbrites in the Hermosillo region (Sonora, Mexico): geodynamic implications. *C.R. Geosci.* 337, 1421–1430.
- Wang, J., Guo, P., Li, X., Zhu, J., Reinert, T., Heitmann, J., Spemann, D., Vogt, J., Flaggmeyer, R.H., Butz, T., 2000. Source identification of lead pollution in the atmosphere of Shanghai city by analyzing single aerosol particles (SAP). *Environ. Sci. Technol.* 34, 1900–1905.
- Young, T.M., Heeraman, D.E., Sirin, G., Ashbaugh, L.L., 2002. Resuspension of soil as a source of airborne lead near industrial facilities and highways. *Environ. Sci. Technol.* 36, 2484–2490.
- Zheng, J., Tan, M., Shibata, Y., Tanaka, A., Li, Y., Zhang, G., Zhang, Y., Shan, Z., 2004. Characteristics of lead isotope ratios and elemental concentrations in PM₁₀ fraction of airborne particulate matter in Shanghai after the phase-out of leaded gasoline. *Atmos. Environ.* 38, 1191–1200.

ANEXO 2:

Moreno-Rodríguez, V., Del Rio-Salas, R., Adams, D. K., Ochoa-Landín, L., Zepeda, J., Gómez-Alvarez, A., Palafox-Reyes, J., Meza-Figueroa, D. (2015). Historical trends and sources of TSP in a Sonoran desert city: Can the North America Monsoon enhance dust emissions? *Atmospheric Environment*, 110, 111-121.



Contents lists available at ScienceDirect

Atmospheric Environment

journal homepage: www.elsevier.com/locate/atmosenv

Historical trends and sources of TSP in a Sonoran desert city: Can the North America Monsoon enhance dust emissions?



Verónica Moreno-Rodríguez^a, Rafael Del Rio-Salas^b, David K. Adams^c,
Lucas Ochoa-Landín^d, Joel Zepeda^e, Agustín Gómez-Alvarez^f, Juan Palafox-Reyes^d,
Diana Meza-Figueroa^{d,*}

^a Posgrado en Ciencias de la Tierra, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico

^b Instituto de Geología, Estación Regional del Noroeste, Universidad Nacional Autónoma de México, Colosio y Madrid s/n, 83240 Hermosillo, Sonora, Mexico

^c Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico

^d Departamento de Geología, División de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Sonora, Rosales y Encinas, 83000 Hermosillo, Sonora, Mexico

^e Instituto Municipal de Ecología, Desarrollo Urbano y Ecología, 83000 Hermosillo, Sonora, Mexico

^f Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia, Universidad de Sonora, Rosales y Encinas, 83000 Hermosillo, Sonora, Mexico

HIGHLIGHTS

- Historical TSP trends in a Sonoran desert city.
- Monsoon behavior enhances dust emission in urban area.
- Cement and traffic sources affect geogenic dust.
- Lack of storm drainage system promoting dust resuspension.

ARTICLE INFO

Article history:

Received 26 December 2014

Received in revised form

21 March 2015

Accepted 24 March 2015

Available online 25 March 2015

Keywords:

North America Monsoon

Dust

Traffic

Cement

Principal component analysis

ABSTRACT

In this work, the trends of total suspended particulate matter (TSP) were analyzed during a period of 12 years (2000–2012) on the basis of meteorological parameters. The results of historical trends of TSP show that post-monsoon dust emission seems to be connected to rainfall distribution in the urban environment. Particulate matter is dominated by plagioclase, quartz, calcite, and montmorillonite phases with barium sulfate, and particles enriched in Cu, Fe, and Ce. Elemental composition and principal component analysis allow the identification of two major sources for metals incorporated in geogenic dust: cement, and traffic. Geochemical analysis of non-mobile trace elements show a similar signature as local cement brands in TSP filters, but it remains unknown if such a signature is related to cement production, erosion of buildings, or construction activities. La–Ce geochemical tracers show that geogenic dust is an important media of transportation for traffic, and cement-related contaminants.

This work highlights the importance of monsoon season precipitation in dust generation in arid urban environments, and it could contribute to regional studies including the southwestern US regarding the dust emission processes and transport of pollutants across the trans-boundary.

© 2015 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

The North American Monsoon is a significant regional climatological/meteorological feature of southwestern United States, and northwest Mexico, contributing more than half the annual

precipitation over large parts of its seasonal domain (Douglas et al., 1993; Adams and Comrie, 1997; Adams and Souza, 2009; Adams et al., 2014). In addition to rainfall, monsoon thunderstorms are routinely responsible for locally severe weather including flooding, hail, wind, lightning and dust storms. In particular, dust storms resulting from strong thunderstorm downbursts (Willingham et al., 2011; Vasiloff and Howard, 2009) can result in hazardous conditions (Ashley et al., 2014) as well as dust/aerosol transport (Sorooshian et al., 2013; Zhao et al., 2012).

* Corresponding author.

E-mail address: dmeza@ciencias.uson.mx (D. Meza-Figueroa).

The Sonoran desert of northern Mexico and the southwestern U.S. is one of the most extreme arid zones in the world, with high temperatures exceeding 40 °C during the summer season. The lack of vegetative cover, dry conditions and rainfall intensity are co-factors that increase soil erosion and dust emission. During the monsoon season, humidity increases and rainfall is sporadic, but can be intense (Douglas et al., 1993; Adams and Comrie, 1997). Annual seasonal precipitation in the southwestern U.S. is slightly different when compared to northern Mexico. For example, in southern Arizona, the seasonal precipitation is characterized by two peaks: the first between November and March, and the second during July to early September (the monsoon season). Rainfall in northern Mexico mainly occurs during the monsoon season. Sorooshian et al. (2012) reported that the spatial influence of aerosols is limited by wet scavenging during the monsoon season. Fine soil, sulfate, and organics dominate PM_{2.5} mass in southern Arizona and concentrations of crustal-derived species (magnesium, potassium, sodium, and calcium) are enhanced between March and June owing to the hot and dry meteorological conditions (Sorooshian et al., 2012; Prabhakar et al., 2014). A second mode in dust concentration is reported during the post-monsoon (October and November) and, due to its low altitude occurrence, is explained by anthropogenic activities such as dust lofted from roads, construction, etc. Csavina et al. (2014) show that relative humidity and wind speed are the most important factors for atmospheric dust concentrations. Prabhakar et al. (2014) reported periods of high fine-soil concentration in Arizona that were characterized by high metal loadings, in particular at urban sites, and that the metal enrichment during high fine soil concentration periods seems unrelated to the air trajectory. Mexico and the United States geographically share the Sonoran desert. Previous research (Csavina et al., 2014; Sorooshian et al., 2011, 2012; Prabhakar et al., 2014) shows the regional impact of polluted dust in the southwestern United States; however more studies in northern Mexico are needed to provide a better understanding of the dust emission processes and transport of pollutants.

According to Ginoux et al. (2012), dust sources account for 75% of global emissions, and anthropogenic sources contribute to the remaining 25%. Climate has an influence on anthropogenic dust emissions, mainly because dust sources are linked to land use and ephemeral water bodies, both affected by the hydrological cycle (Ginoux et al., 2012). Additionally, pollutants emitted by anthropogenic activities in arid zones may find in dust an effective media of transportation (Del Río-Salas et al., 2012; Meza-Figueroa et al., 2007). In this scenario, emission of dust by natural sources may enhance pollutant dispersion. Prospero et al. (2002) used satellite data analysis to document that most important dust sources are located in arid regions associated with topographic depressions filled with deep alluvial deposits. Hermosillo is a city located in the Sonoran desert in northern Mexico. A dam was built in the 1950s to storage water from the Sonora River, located in the eastern side of the city. Consequently, a valley filled with alluvial sediments is currently used as a residential area located in the southwestern area (Fig. 1). Hermosillo has significantly increased urbanized area since the 1970s and is surrounded by agriculture and non-metallic mining activities, including two major cement plants represented as sites 1 and 2, and one of the most important wollastonite mines in the world (Fig. 1).

Because of the arid conditions in the area, the city has not dedicated funding for a rainwater runoff system and it currently lacks a storm drain system. The fast urban growth has also caused an expansion in the construction industry, and as a consequence, an increased demand of cement as well as a gradual loss of green areas. The combination of these factors promotes surface runoff and storm water flows transporting contaminants from impervious

surfaces such as roads, parking lots, sidewalks, roofs, etc. to urban basins where the sediments are deposited and further become resuspended by traffic and other urban activities, thus becoming an important source of dust emission after monsoon season.

Another important dust source within the city is the cement manufacturing processes such as extraction/preparation of raw materials, calcination, and grinding (Suess et al., 1985; Işıklı et al., 2006). The percentages of terrestrial elements reported for dust emission in cement industry are different worldwide (Vega et al., 2001; Ho et al., 2003; Al-Khashman and Shawabkeh, 2006; Branquinho et al., 2008; Schuhmacher et al., 2004; Yatkin and Bayram, 2008; Aslan et al., 2013; Bermudez et al., 2010; Schuhmacher et al., 2009). The most common polluted metals related to the cement industry reported are: Pb followed by Zn, Cu, Cr and Cd, and less frequently Ni, Mo, Mn and Co, Sr, V, W, Mg (Al-Khashman and Shawabkeh, 2006; Aslan et al., 2013; Bermudez et al., 2010; Branquinho et al., 2008; Işıklı et al., 2006; Maina et al., 2013; Schuhmacher et al., 2004, 2009; Yatkin and Bayram, 2008).

Urban traffic is another important dust generator in arid zones. Source apportionment studies of TSP and PM₁₀ have documented that soil- and road dust are important sources of these particulates in China (Ji et al., 2008). Road dust is particulate matter generated by frictional processes in road surface, and is a mixture of geogenic material, road surface wear, combustion contaminants, tire, traffic-paint and brake wear (Berger and Denby, 2011). Road dust can be emitted to the atmosphere, deposited on surfaces and/or resuspended due to vehicle induced turbulence and/or interactions between tires and the road surface (Berger and Denby, 2011).

This present study examines (i) the relationship between the North America Monsoon and the historical distribution of dust in an urbanized arid zone and (ii) explores the possible sources on the basis of mineralogy and geochemical imprint of metals in dust. To our knowledge, this is the first exploration of the effects of the North America Monsoon on dust emission and source apportionment in Northern Mexico; the results of this research could contribute to regional studies including the southwestern US regarding the dust emission processes and transport of pollutants across the trans-boundary.

2. Materials and methods

2.1. Site description

Hermosillo, Sonora area is affected by North American monsoon precipitation characterized by high-speed winds and flooding, during the summer (Adams and Comrie, 1997). Average wind speed is moderate with a prevailing SW to NE wind directions with variation S–N and SW–NE. The city has changed from a former rural to an industrialized/agricultural area in the last decades, due to the proximity to the US border and the implications of the North American Free Trade Agreement (NAFTA) signed in 1994 (Meza-Figueroa et al., 2007; Del Río-Salas et al., 2012). Therefore, the study site experienced an important population growth rate in the last decades (3.12% average 1970–2000), but an even more aggressive urban surface area growth 5.5 times its initial size (Fig. 1). Founded in the 1700's, Hermosillo lacked city planning until the mid-1980s and it currently has 15% unpaved roads and no storm drainage system. Two major cement plants are located around the urban area of Hermosillo, and both factories work with a program of recycling tires, the cement plants belong to the 10 largest global cement producing companies of 2013 in the world: Apasco and Cemex. The topography of the city reveals a basin in the geographic center of the urbanized area, where all surface runoff material is deposited and where the most important traffic activity occurs (downtown).

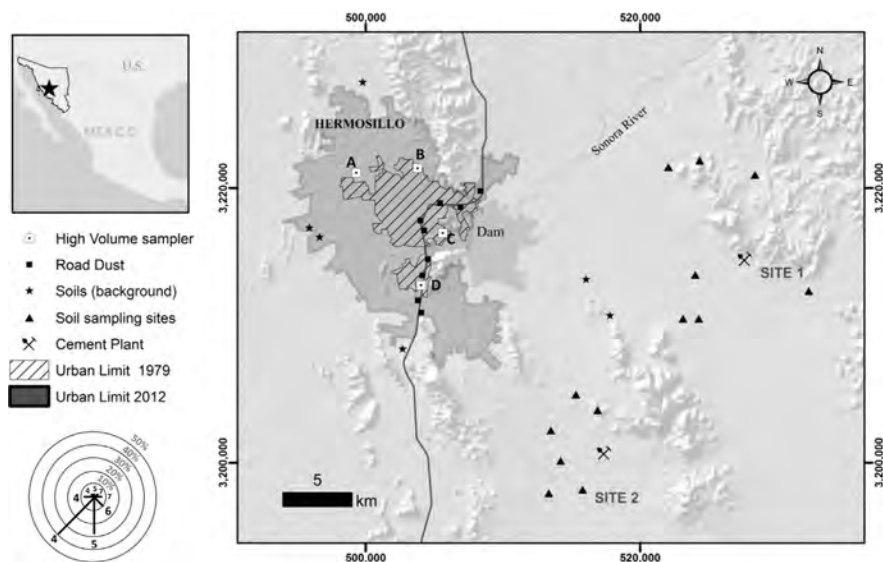


Fig. 1. Location map of study area, emission sources: cement industry in sites 1, and 2, wollastonite mine, main highway with road dust samples, and sampling sites for soil and air quality monitoring stations A, B, C, and D.

2.2. Climate data

Climatological data were based on available information from a network of weather stations managed by CONAGUA-SMN (Mexican National Water Committee-National Weather Service) located in Hermosillo. A daily wind data record from 2000 to 2012 was obtained from a weather station located at the city airport (www.wunderground.com).

2.3. TSP sampling and analysis

Four monitoring sites were considered for TSP and PM₁₀ (Fig. 1). Monitoring site A is located close to an area of mineral extraction for construction industry, including quarries and brick manufacturing. The number of filters analyzed for this study includes a total of 2160 TSP filters and 1386 PM₁₀ filters, collected during a sampling period of 12 years. Quartz fiber filters with TSP were equilibrated in a desiccator for 48 h and weighed before aerosol sampling. TSP contents were obtained by using four high-volume Tish Environmental TE-5000/353 and TE-5000 TSP samplers distributed in four stations spread across the city (Fig. 1). PM₁₀ filters were obtained by using three Wedding & Associates samplers, model Wedding 600; 1140921538U model with a flow rate of 1.13 m³ min⁻¹. TSP and PM₁₀ air samplers operated during 24 h every six days. The measurement as well as the calibration programs and quality of equipment were developed in accordance with the Official Mexican Standard (NOM-035-SEMARNAT, 1993), and manual of the equipment. TSP and PM₁₀ samples were collected on Whatman 41 quartz microfibre filters (Whatman International Ltd., 20.3 × 25.4 cm²). After sampling, filters were removed and equilibrated again for 24 h under controlled temperature and humidity conditions (T = 20 ± 1 °C, under 50% respectively). Gravimetric determination of the mass was carried out by three consecutive weight measurements using a Sartorius analytical microbalance Model A200S-D1B. Mass concentrations were then calculated using the actual weight of the particulates collected by subtracting the pre-collection weight from post-collection weight. The final mass concentration was calculated by dividing the filter weight into the volume of air (NOM-035-SEMARNAT, 1993; US EPA, 1992). Blanks and sampling filters were

transferred into a clean high-density polyethylene vial and stored until chemical analysis.

To define the bulk metal content in TSP and PM₁₀, each filter was digested with a mixture of 8% HCl–3% HNO₃ in acid cleaned Teflon PFA vessels and heated in a microwave system after Method IO-3 (USEPA, 1999). Fifty elements (Sc, Y, REE's, Be, Na, Mg, Al, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Sr, Mo, Ru, Rh, Pd, Ag, Cd, Sn, Sb, Te, Ba, Hf, Ir, Pt, Au, Tl, and Pb) were measured by inductively coupled mass spectrometry at the Arizona Laboratory for Emerging Contaminants (ALEC-University of Arizona, Tucson). Detection limits are shown in Table 1.

2.4. Source apportionment

Six natural topsoil types were sampled from areas outside the urbanized area, thus representing the local geochemical background. Additionally, fourteen topsoil samples were collected around two cement plants, described as Site 1, and Site 2 (Fig. 1). Sampling locations were selected taking into consideration different soil type in 10 Km around each cement plant, and samples were taken at 0–5 cm from surface within an area of one square meter. Road dust samples were obtained by sweeping an area of 2 m along the length of the street, according to methodology described by the EPA Appendix C1 (USEPA, 1993; Procedures for sampling surface bulk dust loading). Soil samples representative of local geochemical background were collected from areas that have not been impacted by anthropogenic activities (Fig. 1).

Samples were homogenized and oven-dried at 40 °C for 24 h. Once dried and reweighed, samples were sieved in the follow mesh sequence: # 5, # 10, # 18, # 35, # 60, # 120, # 230, # 325, # <325. The fraction under 44 microns (# <325 mesh) was weighed and separated for geochemical analysis.

Two main brands of cement that are locally produced were also analyzed as well as rock samples from limestone, and wollastonite lithologies. Samples were crushed with a steel jaw-crusher and then powdered with an agathe-mortar, for further fusion with lithium borate followed by acid digestion.

All samples mentioned above were analyzed by trace elements using Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS), and major elements were obtained as oxides by X-Ray Fluorescence

Table 1

Trace and major element contents in road dusts and topsoils surrounding cement plants. Concentrations are in mg kg⁻¹ and wt %. DL: Detection limit. LGB: Local geochemical background.

Element mg kg ⁻¹		Site 1	Site 2	LGB	Road dust	Element mg kg ⁻¹		Site 1	Site 2	LGB	Road dust	
Pb	Min-Max	18–32	28–50	15–33	21–237	Ba	Min-Max	537–728	646–804	620–848	387–848	
	Mean	24.6	35	24.9	108.7		DL:0.5	Mean	636	710.2	766.3	754
	SD	5	8.7	5.5	57.7		SD	56.6	65.7	72.2	99.7	
Cu	Min-Max	18–70	20–39	8–29	15–156	Cr	Min-Max	60–150	70–90	40–100	40–150	
	Mean	31.7	26.5	16.9	84.7		DL:10	Mean	97.1	81.7	65.7	95.8
	SD	17.8	6.6	6.6	42.4		SD	32.5	9.8	20.6	36.9	
Zn	Min-Max	91–236	89–176	41–122	66–427	La	Min-Max	27.9–50	31.1–45.6	35.8–70.5	23.7–65.5	
	Mean	132	117.7	86.4	231		DL:0.5	Mean	35.4	39.6	47.3	50.1
	SD	47.4	31.9	25.5	87.4		SD	7.3	5.8	10.3	10.6	
Ni	Min-Max	18–51	18–26	9–24	10–44	Ce	Min-Max	53.8–97.5	55–88.1	68.2–123	40.9–128.5	
	Mean	28.3	20.5	16.9	22.7		DL:0.5	Mean	68.3	75.1	87.2	96
	SD	10.6	3	4.4	7.1		SD	14.8	12.3	16	21.2	
Co	Min-Max	8–23	8–14	7–13	5–12.10	As	Min-Max	5.3–13.7	6.1–14.3	2.5–20	10–54	
	Mean	12.7	10.3	10.4	9.2		DL:0.1	Mean	8.9	9.8	11.2	18.7
	SD	5.1	2.3	2.2	1.8		SD	3.1	3.0	5.1	11.7	
Sn	Min-Max	2–4	2–3	2–3	2–18	Sr	Min-Max	209–427	250–391	258–438	259–664	
	Mean	2.9	2.3	2.4	8.2		DL:0.1	Mean	289.1	289.0	342.1	384.3
	SD	0.9	0.5	0.5	4.7		SD	71.1	52.2	64.8	82.4	
V	Min-Max	74–175	77–111	70–119	61–166							
	Mean	111.1	94.2	96.1	112							
	SD	36.7	12.7	13.4	34.6							

Element wt%		Site 1	Site 2	LGB	Road dust	Element wt%		Site 1	Site 2	LGB	Road dust	
CaO	Min-Max	2.1–12.9	1.6–17.8	1.4–8	1.5–35.6	Fe ₂ O ₃	Min-Max	3.7–8.2	3.7–5.7	3.2–5.8	3.4–7.5	
	Mean	8	6.3	2.9	6.6		DL:0.01	Mean	5.7	4.9	4.7	5.64
	SD	3.7	6	2.3	7.3		SD	1.5	0.7	0.8	1.3	
MnO	Min-Max	0.7–1.9	0.05–0.1	0.05–0.1	0.05–0.1	MgO	Min-Max	0.7–3.6	1.2–1.8	0.6–2.02	0.9–2.1	
	Mean	0.1	0.1	0.07	0.08		DL:0.01	Mean	2	1.6	1.4	1.2
	SD	0.02	0.02	0.02	0.01		SD	0.9	0.2	0.5	0.3	

(XRF) and Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry. All analytical work was performed at the ALS Chemex Laboratories in Toronto, Canada.

Air forward trajectory analysis was conducted to identify the possible regions affected by transport paths. Trajectories were calculated at 0000 Universal Time (UTC) for an individual day using Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory (HYSPPLIT) meteorological model. Air forward trajectories were calculated at six different heights of 500 m (mixed layer height), 1000 m (boundary layer height), higher than 1500 m (above the boundary layer where the aerosols can be lifted by convection and transported over long distances).

2.5. Dust mineralogical characterization

The identification of the crystalline material in particulate matter samples on filters was performed by X-ray diffraction method, using a Bruker D8-Advance diffractometer, at the Department of Geology, University of Sonora. The analysis conditions were as follows: copper K α radiation, $\lambda = 1.5466 \text{ \AA}$, the sweep angle range from 4 to 62° and the scan speed was 0.02 step/s. The anode excitation voltage was 40 kV, the current applied was 35 mA and the sample remained in a rotation of 15 rpm.

Scanning electron microscope images and semi-quantitative elementary analyses on uncovered glass fiber filters were obtained using a JEOL JSM-5410LV instrument equipped with an Oxford X-ray Energy Dispersive Spectroscopy (EDS) analyzer operating at 20 kV, at the Department of Polymers and Materials Research, University of Sonora. Relative abundances of crustal elements (K, Ca, Al, Na) were obtained using a Hitachi tabletop scanning electron microscope TM3030 plus and a Bruker Quantax 70 Energy-Dispersive X-Ray Spectroscopy, analysis was performed in filters from all study years.

2.6. Statistical methods

Descriptive statistical parameters such as minimum, maximum, mean, and standard deviation were estimated for the metal content in studied samples. In this study, Principal component analysis (PCA) was performed to decrease the dimension of the space where variables are projected and as a qualitative pattern recognition method, which could indicate the sources of metal enrichment in the studied dust media. The software Statistix 1.6 was used. The number of significant principal components used for interpretation is based on the Kaiser criterion which consists of the retention of factors with eigenvalues higher than 1 and explained variance equal or higher than 70% (Mostert et al., 2010). Fisher's least significant difference (LSD) test was performed to determine if dust emissions were significantly higher during post-monsoon when compared to pre-monsoon.

3. Results and discussion

3.1. TSP historical trends and climate data

Historical trends of TSP corresponding to 12 years of sampling and average monthly rainfall and temperature are shown in Fig. 2a and b. Temporal variations in TSP levels were examined using monthly-averaged concentrations for pre-monsoon (April to June), monsoon (July to September), and post-monsoon (October to March). The highest wind speed is reported during pre-monsoon, with a maximum wind speed (6.1 ms⁻¹) exceeding the threshold needed for dust emissions (Prabhakar et al., 2014). Average wind speed is of 6.1 m s⁻¹. Temperature reaches its maximum during June–September, and minimum values are registered from December to February. Rainfall from 2000 to 2006 is typically from July to December, but these years also show some rainfall occurring

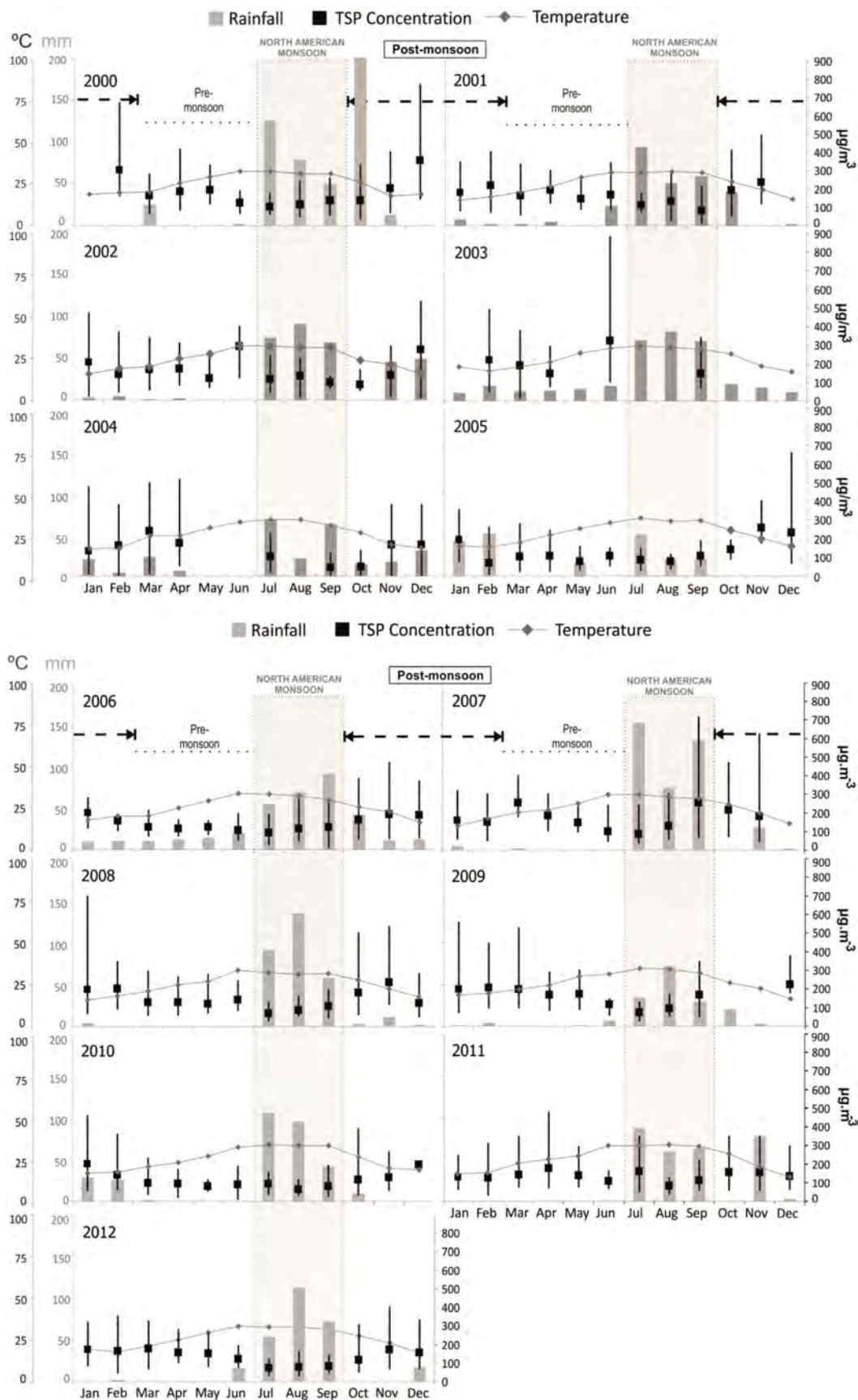


Fig. 2. Average monthly TSP concentrations, rainfall, and temperature for years 2000–2005; Continuation of figure with average monthly TSP concentrations, rainfall, and temperature for years 2006–2012.

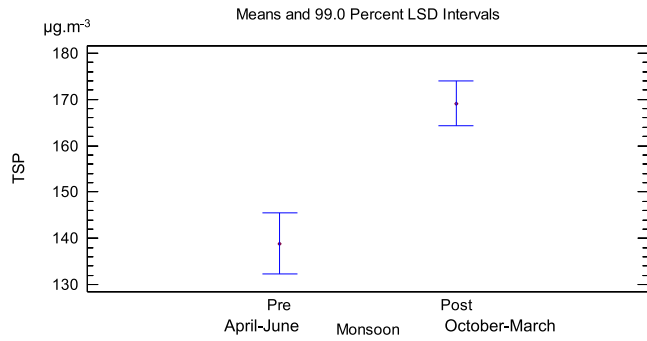


Fig. 3. Average PM₁₀ and TSP for Pre-Monsoon and Post-Monsoon based on 12 year study (Fisher's least significant difference LSD) with a 99% significance level.

throughout the year. Precipitation data for years after 2007 are dominated by summertime monsoon rainfall (July to September), with sporadic rainfall in November. Prabhakar et al. (2014) have previously highlighted the importance of summer storms relative to all other months for substantial dilution of aerosol species concentrations (Sorooshian et al., 2011). In Fig. 2, however, dust emission apparently increases after the monsoon, and in particular, dust emission seems to be higher for years after 2007. Fig. 3 shows

the difference in TSP contents for pre- and post-monsoon with a 99% of confidence level. For the studied years, post-monsoon season is characterized by a notorious increase of TSP when compared to pre-monsoon season. Average TSP values for the pre-monsoon season in the time range from 2000 to 2006 is 138 µg m⁻³, similar to average TSP of 140 µg m⁻³ for pre-monsoon season during the time range from 2007 to 2012. However, average TSP values for the post-monsoon season during 2000–2006 is 158 µg m⁻³, which is lower than those reported for post-monsoon season during 2007–2012, with an average of 174 µg m⁻³.

These data seem to point out that higher dust emission in the urban area could be related to dry months during pre-monsoon season followed by intense rainfall during summertime monsoon.

3.2. Source apportionment

Table 1 shows the geochemistry of dusts derived from soils collected around Site 1 and Site 2 (cement plants), natural soils representing local geochemical background (LGB), and road dust samples, all of them representing possible sources of dust. Pb and Cu content in road dust are much higher than data from LGB and Site 1. Zn shows high values for road dust and Site 1. Ca is the most relevant element emitted by these cement manufacturing process. However the Ca percent for the cement industry around the world

Table 2 Trace element contents in air filters. Concentrations are in mg kg⁻¹ for all elements. DL: Detection limit.

Element mg kg ⁻¹		PM ₁₀	TSP	Element mg kg ⁻¹		PM ₁₀	TSP
Ba DL:0.003	Min-Max	59.9–226.1	157.776–68,186.987	As DL:0.015	Min-Max	1.507–5.536	2.674–43.283
	Mean	107.2	34466.530		Mean	3.680	18.710
	SD	57.1	24375.850		SD	1.470	12.620
Ce DL:0.099	Min-Max	2.5–26.1	8.810–71.441	Co DL:0.001	Min-Max	1.157–6.381	2.328–18.755
	Mean	13.2	46.780		Mean	3.670	12.590
	SD	7.9	24.340		SD	1.820	7.010
Cr DL:0.018	Min-Max	6.6–13.6	9.876–46.272	Cu DL:0.012	Min-Max	47.870–134.679	88.935–580.747
	Mean	10.4	34.630		Mean	84.250	212.760
	SD	2.8	13.620		SD	29.880	179.840
Dy DL:0.077	Min-Max	0.5–1.4	0.44–3.82	Mo DL:0.031	Min-Max	0.811–2.078	1.073–3.762
	Mean	0.9	2.600		Mean	1.370	2.750
	SD	0.3	1.290		SD	0.420	1.000
Er DL:0.016	Min-Max	0.03–0.7	0.217–1.896	Ni DL:0.052	Min-Max	5.230–15.546	5.781–39.048
	Mean	0.4	1.320		Mean	10.910	27.620
	SD	0.2	0.620		SD	3.630	12.920
Gd DL:0.012	Min-Max	0.2–1.7	0.557–4.973	Pb DL:0.003	Min-Max	8.838–19.589	16.476–65.566
	Mean	0.9	3.430		Mean	13.440	44.200
	SD	0.5	1.630		SD	3.800	15.460
Ho DL:0.016	Min-Max	0.1–0.3	0.280–0.697	Zn DL:0.134	Min-Max	63.360–296.551	120.682–64,794.583
	Mean	0.2	0.550		Mean	127.170	27913.140
	SD	0.1	0.170		SD	78.730	22338.420
La DL:0.091	Min-Max	1.3–12.4	4.389–34.535	Sb DL:0.005	Min-Max	1.005–10.444	1.752–4.465
	Mean	6.340	22.810		Mean	4.080	2.650
	SD	3.750	11.490		SD	3.280	0.930
Lu DL:0.011	Min-Max	0.084–0.084	0.157–0.244	Se DL:0.003	Min-Max	0.311–1.507	0.954–4.162
	Mean	0.080	0.210		Mean	0.980	3.050
	SD		0.030		SD	0.430	1.170
Nd DL:0.010	Min-Max	1.176–11.591	3.947–30.599	Be DL:0.005	Min-Max	0.030–0.370	0.050–0.770
	Mean	5.940	18.550		Mean	0.200	0.540
	SD	3.510	11.460		SD	0.110	0.290
Pr DL:0.008	Min-Max	0.304–3.080	1.039–8.425	Tm DL:0.012	Min-Max	0.063–0.093	0.125–0.251
	Mean	1.570	5.550		Mean	0.070	0.210
	SD	0.930	2.860		SD	0.020	0.050
Sm DL:0.013	Min-Max	0.241–2.204	0.775–5.153	V DL:0.010	Min-Max	13.269–36.416	12.701–75.479
	Mean	1.220	3.810		Mean	25.680	55.630
	SD	0.700	1.750		SD	8.300	22.160
Sn DL:0.017	Min-Max	1.389–3.312	1.069–6.814	Y DL:1.042	Min-Max	6.949–6.949	8.785–18.956
	Mean	2.060	4.350		Mean	6.950	15.420
	SD	0.710	2.020		SD		3.820
Sr DL:0.100	Min-Max	17.500–82.693	50.190–563.615	Yb DL:0.134	Min-Max	0.000–0.000	0.915–1.601
	Mean	48.550	406.810		Mean	–	1.390
	SD	21.730	181.100		SD	–	0.250

Table 3

Major element contents in air filters. Concentrations are in wt %. DL: Detection limit.

Element wt%		PM ₁₀	TSP	Element wt%		PM ₁₀	TSP
Al ₂ O ₃ DL: 1.10E ⁻⁰⁴	Min-Max	0.042–0.316	0.164–1.254	MgO DL: 4.48E ⁻⁰⁵	Min-Max	0.020–0.155	0.067–0.432
	Mean	0.178	0.835		Mean	0.079	0.305
	SD	0.094	0.328		SD	0.045	0.151
Fe ₂ O ₃ DL: 2.29E ⁻⁰⁵	Min-Max	0.036–0.245	0.132–0.762	Na ₂ O DL: 3.65E ⁻⁰⁴	Min-Max	0.016–0.058	0.070–3.550
	Mean	0.136	0.517		Mean	0.036	1.629
	SD	0.071	0.235		SD	0.014	1.203
CaO DL: 6.62E ⁻⁰⁴	Min-Max	0.119–0.409	0.292–1.783	K ₂ O DL: 9.77E ⁻⁰⁴	Min-Max	0.022–0.110	0.041–1.621
	Mean	0.213	1.192		Mean	0.069	0.885
	SD	0.108	0.466		SD	0.034	0.492
Cr ₂ O ₃ DL: 2.63E ⁻⁰⁶	Min-Max	0.000–0.000	0.000–0.001	MnO DL: 3E ⁻⁰⁶	Min-Max	0.001–0.009	0.003–0.026
	Mean	0.000	0.001		Mean	0.005	0.017
	SD	0.000	0.000		SD	0.003	0.009
TiO ₂ DL: 1.67E ⁻⁰⁵	Min-Max	0.001–0.009	0.005–0.022				
	Mean	0.006	0.017				
	SD	0.003	0.007				

can vary between 19% and 36% in the emitted dust (Yatkin and Bayram, 2008). Road dust samples show higher standard deviation values when compared to other sources, thus reflecting a higher variability in metal content among different sampling sites within the same highway. The highest contents for Pb, Cu, Zn, Sn, Ce, and As were detected in road dust.

Tables 2 and 3 show trace elements and major oxides in air filters, respectively, and Fig. 4 shows normalization patterns for collected filters when compared to LGB (4a, and 4b), and average cement brands (4c, and 4d). The pattern of As, CaO, MgO, MnO, Fe₂O₃, Cr, Pb, Sn, V, La, and Ce is similar in TSP and PM₁₀, but TSP pattern for these elements is close to 1 showing the geogenic component of coarser particulate matter. Ba, Zn, Cu, Co, Ni, and Sr are variable for both TSP and PM₁₀, when compared to LGB and cement normalization (Fig. 4c and d), thus suggesting an important contribution of cement to dust, however, it remains unknown if such a signature is due to cement derived from manufacturing, construction activities, or building erosion.

Principal component analysis (PCA) with varimax rotation has been used to determine possible source of metals and metalloids (Kothai et al., 2011; Dimitriou and Kassomenos, 2014). Table 4 shows the obtained four principal factors, accounting for 86.3% of the total variance. The first factor (F1) accounting for 39.76% of total variance was dominated by traffic related geochemical signature represented by the elements: Ce, Cr, La, Sn, V, Fe₂O₃, and Pb. Pearson correlations were significant between elements defined by first factor: Cr, Ce, La, and V correlated with Fe with coefficients of 0.883, 0.842, 0.816, and 0.800, respectively. Fig. 5 shows the association of this group of elements with road dust samples. The second factor (F2) shows loadings from Sr, CaO, As, Cu, and Zn, accounting for 23.9% of total variance. Fig. 5 shows the group of elements of F2 linked to cement sources. Barium (Ba) shows a strong correlation with zinc (Zn) with a Pearson coefficient of 0.989, this could also reflect an influence of traffic related sources. Fig. 5 shows a correlation of Ba–Zn with cement sources, this could be explained by the use of recycled tires on the manufacturing of

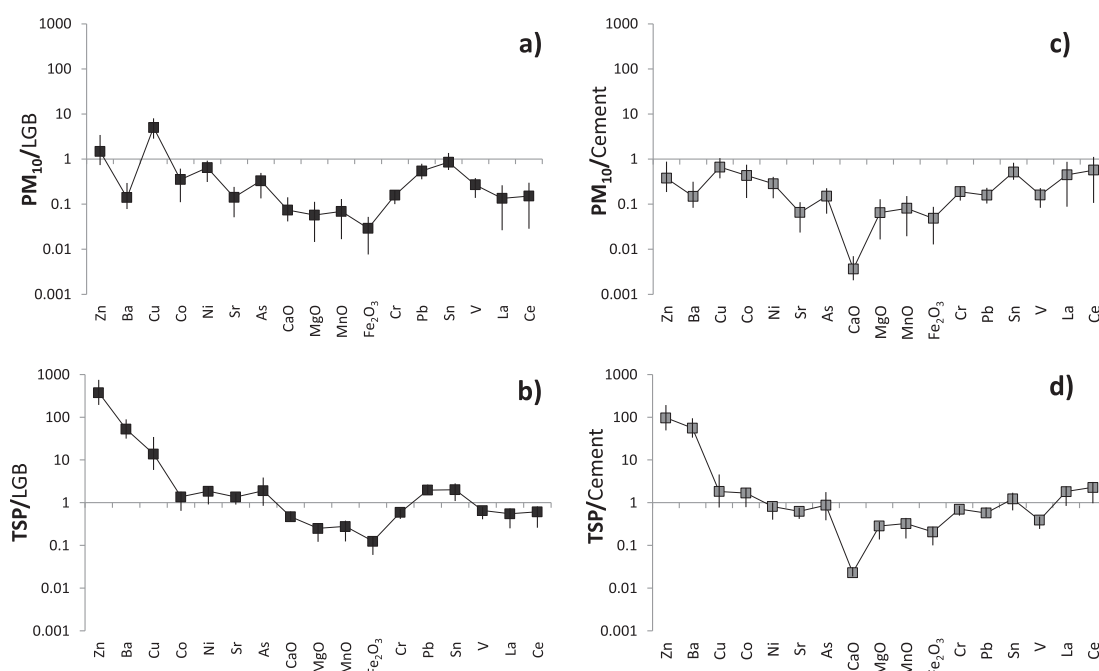
**Fig. 4.** Multi-element diagrams for PM₁₀ and TSP normalized to local geochemical background (a, b) and common brand cement (c, d).

Table 4

Factor loadings of each variable, variance, explained and cumulative variance of the PCA for source identification based on topsoils, road dust, cement brands, and local lithology.

Geochemical signature	F1	F2	F3	F4
	Traffic	Cement	Mixing sources	Brake wear
Ba	0.574	-0.142	0.089	0.718
Ce	0.825	-0.283	-0.402	0.118
Cr	0.873	-0.068	-0.059	0.088
La	0.768	-0.273	-0.474	0.110
Sn	0.675	0.332	-0.386	-0.087
Sr	0.024	0.825	0.270	0.276
V	0.841	0.334	0.287	0.106
Fe ₂ O ₃	0.834	-0.325	0.152	-0.078
CaO	-0.605	0.719	0.193	0.087
MgO	0.109	-0.373	0.841	-0.069
MnO	0.669	-0.321	0.484	-0.323
As	0.382	0.681	0.142	-0.231
Co	0.558	-0.361	0.712	-0.034
Cu	0.598	0.714	-0.188	-0.236
Ni	0.486	0.232	0.776	0.062
Pb	0.669	0.510	-0.378	-0.067
Zn	0.555	0.754	0.043	-0.045
SiO ₂	0.551	-0.614	-0.372	-0.141
Eigenvalue	7.158	4.309	3.152	0.908
Explained variance (%)	39.763	23.938	17.509	5.042
Cumulative variance (%)	39.764	63.702	81.211	86.253

Bold values indicate factor loadings of the principal components.

cement by the two local cement plants. Factor 3 accounts for 17.509% of total variance with loadings from MgO, Co, and Ni, reflecting mixing sources among soils, traffic and cement. Factor 4 shows the smallest contribution of 5.04% with Ba loading, this element has been associated with brake wear in traffic related studies (Sternbeck et al., 2002; Lough et al., 2005), so Ba could also be product of mixing sources, but with a strong component of traffic sources.

X-ray diffraction allowed the identification of quartz, plagioclase (anorthite-albite) and calcite as the major crystalline phases in dusts reflecting the influence of fine soils in dust. Some filters show the presence of mineral alunogen (Al₂(SO₄)₃ • 17H₂O), which is found in coal mining and related to burning; in the studied samples, alunogen could be related to combustion processes related to cement manufacturing. However, tests for final confirmation are needed. The main differences in mineralogy from TSP and PM₁₀ are related to the proportion of calcite versus quartz-feldspar fractions (Fig. 6a). Relative abundance (%) of the geogenic elements K, Al, and Ca were obtained by SEM-EDS image analysis and Fig. 6b shows a biplot of Factor 1 and Factor 2 after VARIMAX rotation for all studied years. Collected samples before 2007 are correlated with aluminum, an element that is usually considered as geogenic. Samples collected after 2007 (with the exception of year 2003) are correlated with calcium and potassium, possibly reflecting the influence of the cement industry and construction growth in recent years within the urbanized area.

Traffic and cement sources are evident in SEM images showing

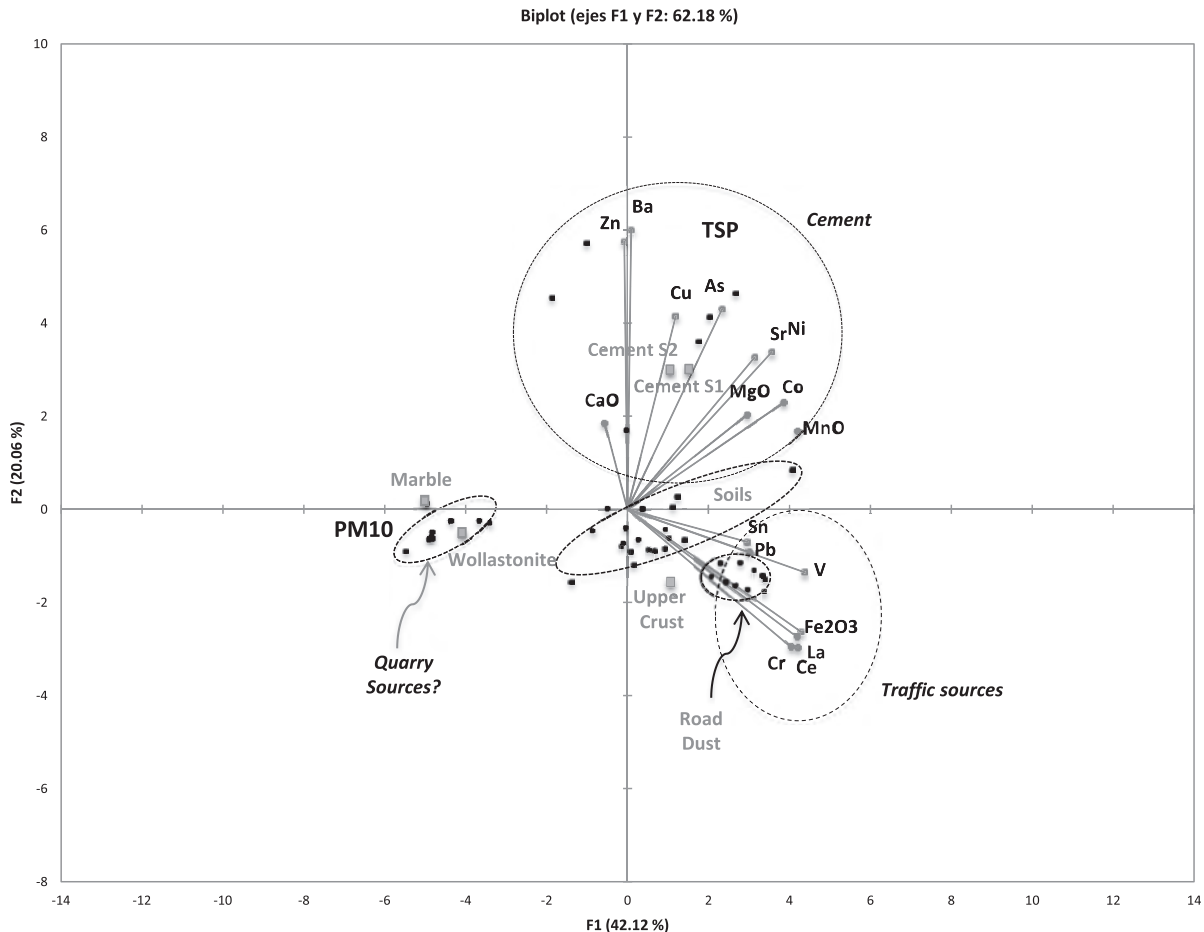


Fig. 5. Principal Component Analysis for soils, marble, cement, wollastonite, TSP, PM₁₀, road dust and upper crust.

morphology and chemical composition (Fig. 6c–e). Barium sulfate in particles with aerodynamic diameter below 8 μm was identified (Fig. 6c). Because of their high melting point, barium sulfate, vermiculite, calcium carbonate, and mica are typical inorganic “space fillers” for brake pads (Chan and Stachowiak, 2004). Iron–copper-enriched particles and Ce-enriched particles were found in studied filters (Fig. 6d, and 6e) among with quartz-dominant mineralogical phases. Cerium has been described as a geochemical tracer for traffic sources because cerium oxide is a common stabilizer in vehicle exhaust catalysts (Lyubomirova et al., 2011). Fig. 6e shows a Ce-enriched particle. Fig. 7 is a variation diagram of La vs Ce corresponding to the different studied materials in this work. Both lanthanide elements are significantly enriched in road dust samples reflecting the impact of traffic sources on dust. The analyzed geological materials such as the LGB (Local geochemical background based on non-impacted soils), wollastonite, marble, and granodiorite are representative local lithology, as well as the upper crust (Rudnick and Gao, 2003). Fig. 7 shows a maximum geogenic La–Ce value represented by upper crust and the anthropogenic La–Ce signature in road dust (traffic sources). TSP filters collected after 2007 are clearly correlated with the La–Ce signature of traffic sources and TSP filters collected before 2007 are more correlated to geogenic sources, this is in agreement with climate data showing that rainfall in years after 2007 is mostly restricted to summertime monsoon season. Such connections must be further explored in order to understand the process that causes a change in composition in TSP after 2007 when compared with previous years.

Air forward trajectory in Fig. 8 shows Arizona as a region

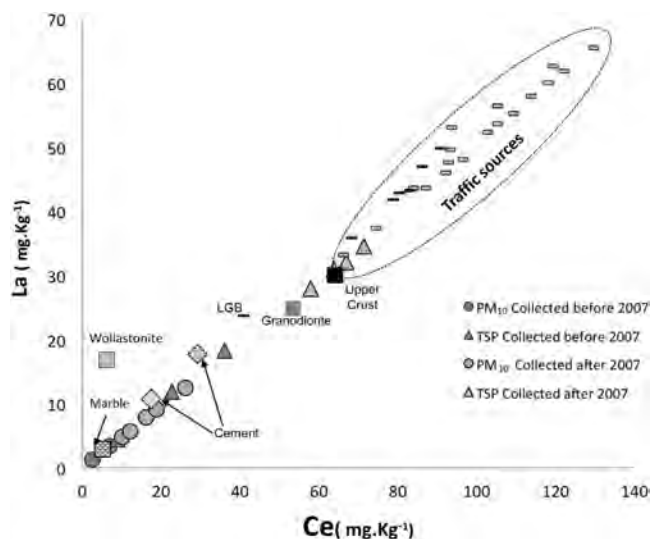


Fig. 7. La–Ce bivariate plot of different natural (marble, wollastonite, granodiorite, LGB:local geochemical background, upper crust) and anthropogenic (cement, traffic) dust sources in the studied area. Average particulate matter samples collected before and after 2007 are shown for reference.

vulnerable to polluted dust aerosol emitted in Northern Mexico. Even though Arizona has reported reductions in metals and metalloid levels due to more effective source controls (Prabhakar

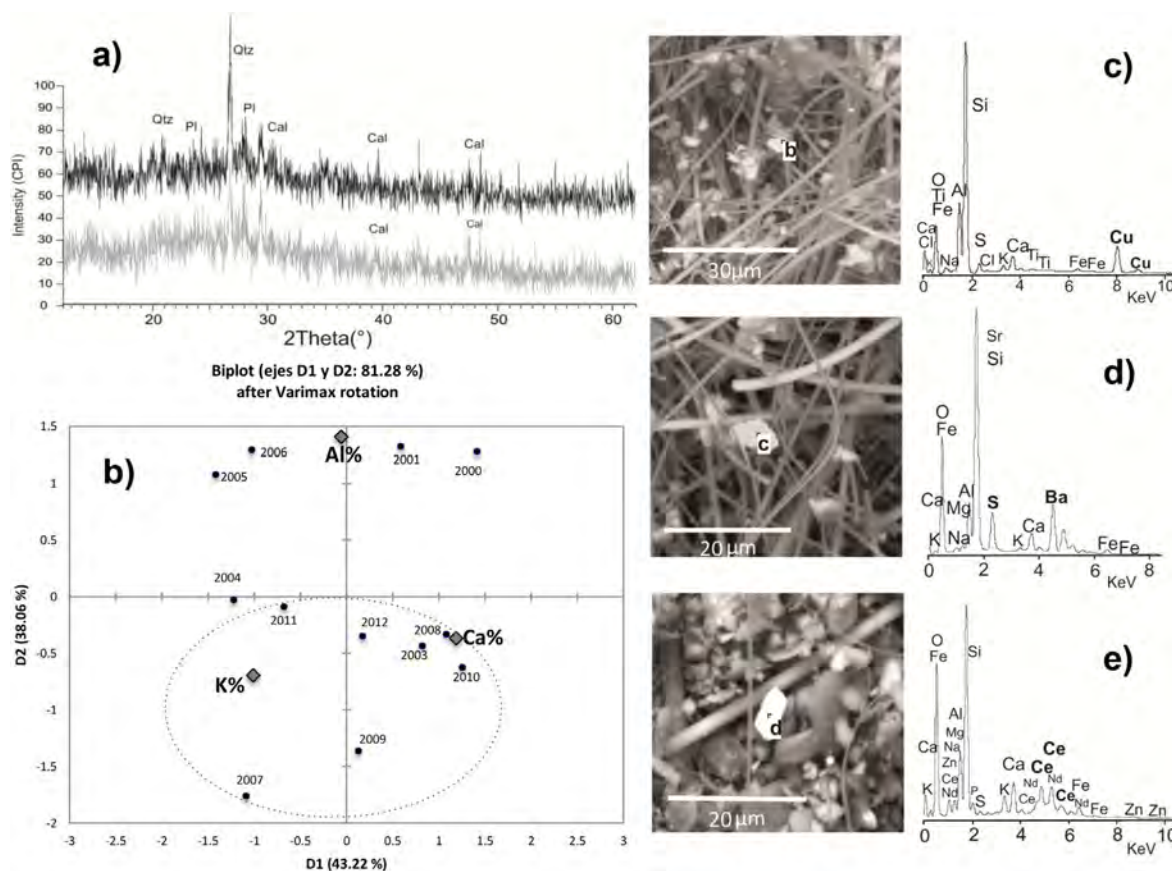


Fig. 6. (a) X ray diffraction pattern for TSP, and PM₁₀. (b) Graph for Factors 1 and 2 after orthogonal rotation VARIMAX. (c, d, and e) SEM-EDS images and elemental spectra for particles.

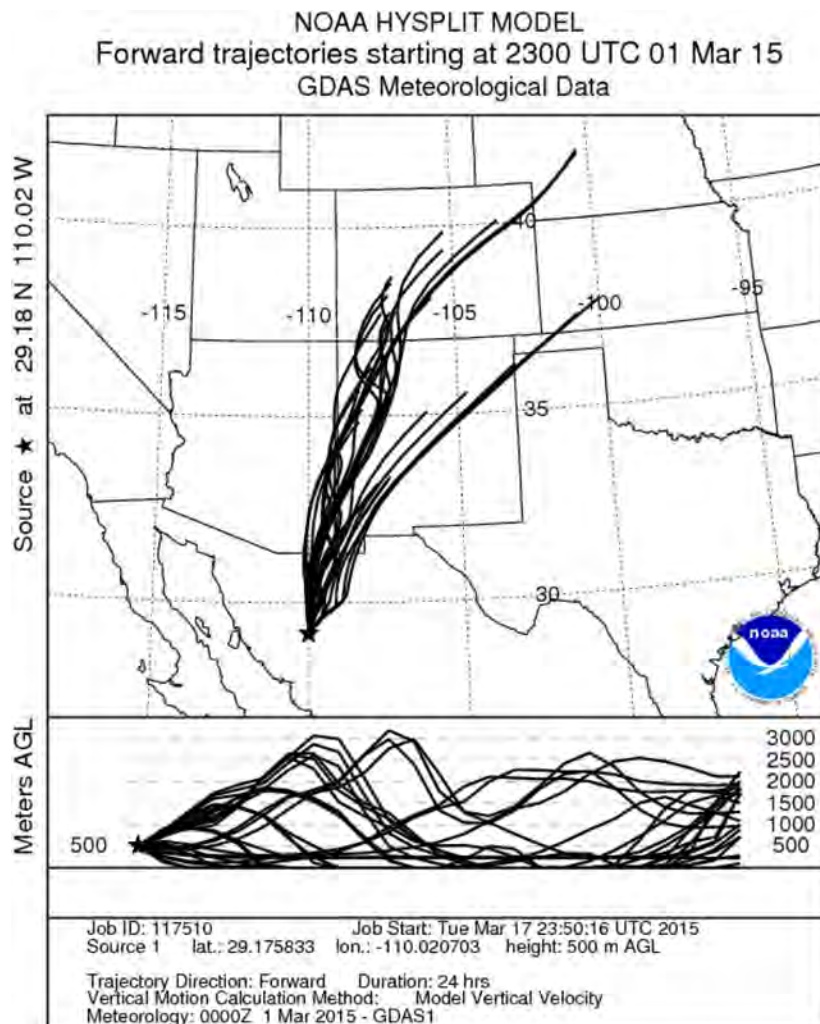


Fig. 8. Air mass forward trajectory using HYSPLIT online model.

et al., 2014), it remains unknown how airborne metals emitted in Hermosillo affects air quality in Arizona.

4. Conclusion

Post-monsoon dust emission seems to be connected to rainfall distribution related to North America Monsoon in the urban environment of Hermosillo. The lack of a storm drainage system, surface runoff, deposit of sediments, and an unplanned land use in the city could be co-factors contributing to enhance dust emissions. Geogenic dust seems to be an important media of transportation for contaminants and the results of this work show that geogenic dust is impacted by two major pollution sources within the urban environment: traffic, and cement. Geochemical tracers such as La–Ce, Cu and Ba-sulfate in TSP are indicative of a strong contribution from traffic to atmospheric pollution, with significantly higher values of La–Ce in road dust and TSP collected in more recent years. This work shows that pollutants related to traffic and cement have gradually increase in particulate matter, and that soil-derived dust is an effective carrier of pollutants in arid zones.

Mexico and United States geographically share the Sonoran desert, previous research (Csavina et al., 2014; Sorooshian et al., 2011, 2012; Prabhakar et al., 2014) shows the regional impact of

polluted dust in southern Arizona, however more studies in northern Mexico should be conducted to provide a better understanding of the dust emission processes and transport of pollutants.

Conflict of interest statement

We declare that we have no financial and personal relationships with other people or organization that can inappropriately influence our work.

Acknowledgments

The authors gratefully acknowledge the NOAA Air Resources Laboratory (ARL) for the provision of the HYSPLIT transport and dispersion model and READY website (<http://www.ready.noaa.gov>) used in this publication. Authors acknowledge the National Council of Science and Technology, Mexico (CONACYT) for financial support through grants CB-167676, and Redes Temáticas 235684, both to D. Meza-Figueroa. The results are part of a doctoral research by V. Moreno-Rodríguez at the Institute of Geology, National University of México. Authors are grateful to Francisco Brown and Abraham Mendoza for technical assistance with SEM and XRD analysis, respectively.

References

- Adams, D.K., Comrie, A.C., 1997. The North American monsoon. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 78 (10), 2197–2221.
- Adams, D.K., Souza, E., 2009. CAPE and convective events over the Southwest U.S. during the North American monsoon. *Mon. Weather Rev.* 137, 83–98.
- Adams, D.K., Minjarez, C., Serra, Y., Quintanar, A., Alatorre, L., Granados, A., Vázquez, E., Braun, J., 2014. Mexican GPS track North American monsoon convection. *EOS Trans.* 95, 61–62.
- Al-Khashman, O.A., Shawabkeh, R.A., 2006. Metals distribution in soils around the cement factory in southern Jordan. *Environ. Pollut.* 140 (3), 387–394.
- Ashley, W., Strader, S., Dziubla, D.C., Haberlie, A., 2014. Driving blind: weather-related vision hazards and fatal motor vehicle crashes. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* <http://dx.doi.org/10.1175/BAMS-D-14-00026.1>.
- Aslan, A., Gurbuz, H., Yazici, K., Cicek, A., Turan, M., Ercisli, S., 2013. Evaluation of lichens as bio-indicators of metal pollution. *J. Elem.* 18 (3), 353–369.
- Berger, J., Denby, B., 2011. A generalised model for traffic induced road dust emissions. Model description and evaluation. *Atmos. Environ.* 45 (2), 3692–3703.
- Bermudez, G.M.A., Moreno, M., Invernizzi, R., Plá, R., Pignata, M.L., 2010. Heavy metal pollution in topsoils near a cement plant: the role of organic matter and distance to the source to predict total and HCl-extracted heavy metal concentrations. *Chemosphere* 78 (4), 375–381.
- Branquinho, C., Gaio-Oliveira, G., Augusto, S., Pinho, P., Máguas, C., Correia, O., 2008. Biomonitoring spatial and temporal impact of atmospheric dust from a cement industry. *Environ. Pollut.* 151 (2), 292–299.
- Chan, D., Stachowiak, G.W., 2004. Review of automotive brake friction materials. *Proc. Inst. Mech. Eng. D J. Automob. Eng.* 218 (D9), 953–966.
- Csavina, J., Field, J., Félix, O., Corral-Avitia, A.Y., Sáez, A.E., Betterton, E.A., 2014. Effect of wind speed and relative humidity on atmospheric dust concentrations in semi-arid climates. *Sci. Total Environ.* 487, 82–90.
- Del Río-Salas, R., Ruiz, J., De la O-Villanueva, M., Valencia-Moreno, M., Moreno-Rodríguez, V., Gómez-Alvarez, A., Grijalva, T., Mendivil, H., Paz-Moreno, F., Meza-Figueroa, D., 2012. Tracing geogenic and anthropogenic sources in urban dusts: insights from lead isotopes. *Atmos. Environ.* 60, 202–210.
- Dimitriou, K., Kassomenos, P., 2014. Indicators reflecting local and transboundary sources of PM_{2.5} and PM_{COARSE} in Rome—impacts in air quality. *Atmos. Environ.* 96, 154–162.
- Douglas, M.W., Maddox, R.A., Howard, K., Reyes, S., 1993. The Mexican monsoon. *J. Clim.* 6, 1665–1677.
- Ginoux, P., Prospero, J.M., Gill, T.E., Hsu, N.C., Zhao, M., 2012. Global-scale attribution of anthropogenic and natural dust sources and their emission rates based on MODIS deep blue aerosol products. *Rev. Geophys.* 50, RG3005. Paper number 2012RG00388.
- Ho, K.F., Lee, S.C., Chow, J.C., Watson, J.G., 2003. Characterization of PM₁₀ and PM_{2.5} source profiles for fugitive dust in Hong Kong. *Atmos. Environ.* 37 (8), 1023–1032.
- Isikli, B., Demir, T.A., Akar, T., Berber, A., Ürer, S.M., Kalyoncu, C., Canbek, M., 2006. Cadmium exposure from the cement dust emissions: a field study in a rural residence. *Chemosphere* 63 (9), 1546–1552.
- Ji, Y., Feng, V., Wu, J., Zhu, T., Bai, Z., Duan, C., 2008. Using geoaccumulation index to study source profiles of soil dust in China. *J. Environ. Sci.* 20 (5), 571–578.
- Kothai, P., Saradhi, I.V., Pandit, G.G., Markwitz, A., Puranik, V.D., 2011. Chemical characterization and source identification of particulate matter at an urban site of Navi Mumbai, India. *Aerosol Air Qual. Res.* 11, 560–569.
- Lough, G.C., Schauer, J.J., Park, J.S., Shafer, M.M., DeMinter, J.T., Weinstein, J.P., 2005. Emissions of metals associated with motor vehicle roadways. *Environ. Sci. Technol.* 39 (3), 826–836.
- Lyubomirova, V., Djingova, R., van Elteren, J.T., 2011. Fractionation of traffic-emitted Ce, La, and Zr in road dusts. *J. Environ. Monit.* 13, 1823–1830.
- Maina, H.M., Egila, J.N., Nkafamiya, I.I., Shagal, M.H., 2013. Impact of cement dust deposition on the elemental composition of soils in the vicinity of Ashaka cement factory, Nigeria. *Int. Res. J. Agric. Sci. Soil Sci.* 3 (2), 66–74.
- Meza-Figueroa, D., De la O-Villanueva, M., De la Parra, M.L., 2007. Heavy metal distribution in dust from elementary schools in Hermosillo, Sonora, México. *Atmos. Environ.* 41 (2), 276–288.
- Mostert, M.M.R., Ayoko, G.A., Kokot, S., 2010. Application of chemometrics to analysis of soil pollutants. *Trends Anal. Chem.* 29 (5), 430–445.
- NOM-035-SEMARNAT, 1993. Que establece los métodos de medición para determinar la concentración de partículas suspendidas totales en el aire ambiente y el procedimiento para la calibración de los equipos de medición. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Mexican Official Standard. Retrieved from <http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/1215/1/nom-035-semarnat-1993.pdf>.
- Prabhakar, G., Sorooshian, A., Toffol, E., Arellano, A.F., Betterton, E.A., 2014. Spatiotemporal distribution of airborne particulate metals and metalloids in a populated arid region. *Atmos. Environ.* 92, 339–347.
- Prospero, J.M., Ginoux, P., Torres, O., Nicholson, S.E., Gill, T.E., 2002. Environmental characterization of global sources of atmospheric soil dust identified with the Nimbus 7 Total Ozone Mapping Spectrometer (TOMS) absorbing aerosol product. *Rev. Geophys.* 40 (1), 1–31. <http://dx.doi.org/10.1029/2000RG000095>.
- Rudnick, R.L., Gao, S., 2003. In: Rudnick, R.L., Holland, H.D., Turekian, K.K. (Eds.), *Composition of the Continental Crust. Treatise on Geochemistry*, vol. 3. Elsevier, p. 659.
- Schuhmacher, M., Domingo, J.L., Garreta, J., 2004. Pollutants emitted by a cement plant: health risks for the population living in the neighborhood. *Environ. Res.* 95 (2), 198–206.
- Schuhmacher, M., Nadal, M., Domingo, J.L., 2009. Environmental monitoring of PCDD/Fs and metals in the vicinity of a cement plant after using sewage sludge as a secondary fuel. *Chemosphere* 74 (11), 1502–1508.
- Sorooshian, A., Wonaschütz, A., Jarjour, E.G., Hashimoto, B.I., Schichtel, B.A., Betterton, E., 2011. An aerosol climatology for a rapidly growing arid region (southern Arizona): major aerosol species and remotely sensed aerosol properties. *J. Geophys. Res.* 116, D19205. <http://dx.doi.org/10.1029/2011JD016197>.
- Sorooshian, A., Csavina, J., Shingler, T., Dey, S., Brechtel, F.J., Sáez, A.E., Betterton, E.A., 2012. Hygroscopic and chemical properties of aerosols collected near a copper smelter: implications for public and environmental health. *Environ. Sci. Technol.* 46, 9473–9480.
- Sorooshian, A., Shingler, T., Harpold, A., Feagles, C.W., Meixner, T., Brooks, P.D., 2013. Aerosol and precipitation chemistry in the southwestern United States: spatiotemporal trends and interrelationships. *Atmos. Chem. Phys.* 13, 7361–7379.
- Sternbeck, J., Sjödin, A., Andréasson, K., 2002. Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension—results from two tunnel studies. *Atmos. Environ.* 36 (30), 4735–4744.
- Suess, M.J., Grefen, K., Reinisch, D.W., 1985. *Ambient Air Pollutants from Industrial Sources; a Reference Handbook*. Elsevier.
- USEPA, 1992. 40 CFR Ch. I Pt. 50. — Ambient Air Quality Surveillance. United States Environmental Protection Agency - Code of Federal Regulations. Available at: <http://www.ecfr.gov/cgi-bin/retrieveECFR?gp=&SID=b900f305c715c89078b5ec1f56540fd7&n=pt40.6.58&r=PART&ty=HTML>.
- USEPA, 1993. Emissions Factors and AP42. *Compilation of air Pollutant Emission Factors In: Stationary Point and Area Sources, AP42 fifth ed., vol. 1* Available at: www.epa.gov.
- USEPA, 1999. Chapter IO-3 Chemical Species Analysis of Filter-collected Suspended Particulate Matter (SPM) Overview. Center for Environmental Research Information Office of Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH 45268. EPA/625/R-96/010a.
- Vasiloff, S.V., Howard, K.W., 2009. Investigation of a severe downburst storm near Phoenix, Arizona, as seen by a mobile doppler radar and the KIWA WSR-88D. *Weather Forecast.* 24, 856–867.
- Vega, E., Mugica, V., Reyes, E., Sánchez, G., Chow, J.C., Watson, J.G., 2001. Chemical composition of fugitive dust emitters in Mexico city. *Atmos. Environ.* 35 (23), 4033–4039.
- Willingham, K., Thompson, E., Howard, K., Dempsey, C., 2011. *Weather Forecast.* 26, 94–108.
- Yatkin, S., Bayram, A., 2008. Determination of major natural and anthropogenic source profiles for particulate matter and trace elements in Izmir, Turkey. *Chemosphere* 71 (4), 685–696.
- Zhao, C., Liu, X., Leung, L.R., 2012. Impact of the Desert dust on the summer monsoon system over Southwestern North America. *Atmos. Chem. Phys.* 12, 3717–3731.

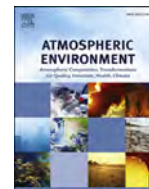
ANEXO 3:

Meza-Figueroa, D., González-Grijalva, B., Del Río-Salas, R., Coimbra, R., Ochoa-Landin, L., Moreno-Rodríguez, V. (2016). Traffic signatures in suspended dust at pedestrian levels in semiarid zones: Implications for human exposure. *Atmospheric Environment*, 138, 4-14.



Contents lists available at ScienceDirect

Atmospheric Environment

journal homepage: www.elsevier.com/locate/atmosenv

Traffic signatures in suspended dust at pedestrian levels in semiarid zones: Implications for human exposure



Diana Meza-Figueroa ^{a, e, *}, Belem González-Grijalva ^b, Rafael Del Río-Salas ^{c, e},
Rute Coimbra ^{d, f}, Lucas Ochoa-Landin ^{a, e}, Verónica Moreno-Rodríguez ^b

^a Departamento de Geología, División de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Sonora, Rosales y Encinas s/n, 83000 Hermosillo, Sonora, Mexico

^b Posgrado en Ciencias de la Tierra, Instituto de Geología, Estación Regional del Noroeste, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico

^c Instituto de Geología, Estación Regional del Noroeste, Universidad Nacional Autónoma de México, Colosio y Madrid s/n, 83240 Hermosillo, Sonora, Mexico

^d Departamento de Geociências, Universidade de Aveiro, Campus de Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal

^e Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía-LANGEM, Mexico

^f GeoBioTec, Departamento de Geociências, Universidade de Aveiro, Campus de Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal

HIGHLIGHTS

- Dust suspension of coarse particles affecting pedestrian.
- Pixel counting showing metal-enriched agglomerates.
- Coarse particles act as main carriers for emergent pollutants.
- Traffic geochemical signatures dominate dust at pedestrian level.
- Underestimation of human health impact by dust suspension.

ARTICLE INFO

Article history:

Received 3 February 2016

Received in revised form

1 May 2016

Accepted 4 May 2016

Available online 4 May 2016

Keywords:

Dust

Pedestrian exposure

Metals

Semiarid zones

ABSTRACT

Deeper knowledge on dust suspension processes along semiarid zones is critical for understanding potential impacts on human health. Hermosillo city, located in the heart of the Sonoran Desert was chosen to evaluate such impacts. A one-year survey of Total Suspended Particulate Matter (TSPM) was conducted at two different heights (pedestrian and rooftop level). The minimum values of TSPM were reported during monsoon season and winter. Maximum values showed a bimodal distribution, with major peaks associated with increase and decrease of temperature, as well as decreasing humidity. Concentrations of TSPM were significantly exceeded at pedestrian level (~44% of analyzed days) when compared to roof level (~18% of analyzed days). Metal concentrations of As, Pb, Cu, Sb, Be, Mg, Ni, and Co were higher at pedestrian level than at roof level. Pixel counting and interpretations based on scanning electron microscopy of dust filters showed a higher percentage of fine particulate fractions at pedestrian level. These fractions occur mainly as metal-enriched agglomerates resembling coarser particles. According to worldwide guidelines, particulate matter sampling should be conducted by monitoring particle sizes equal and inferior to PM₁₀. However, this work suggests that such procedures may compromise risk assessment in semiarid environments, where coarse particles act as main carriers for emergent contaminants related to traffic. This effect is especially concerning at pedestrian level, leading to an underestimation of potential impacts of human exposure. This study brings forward novel aspects that are of relevance for those concerned with dust suspension processes across semiarid regions and related impact on human health.

© 2016 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Human exposure to metals in dust-rich atmospheric systems remains poorly understood. In recent years, studies related to impact of fine particles (aerodynamic diameter size smaller than

* Corresponding author. Departamento de Geología, División de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Sonora, Rosales y Encinas s/n, 83000 Hermosillo, Sonora, Mexico.

E-mail address: dmeza@ciencias.uson.mx (D. Meza-Figueroa).

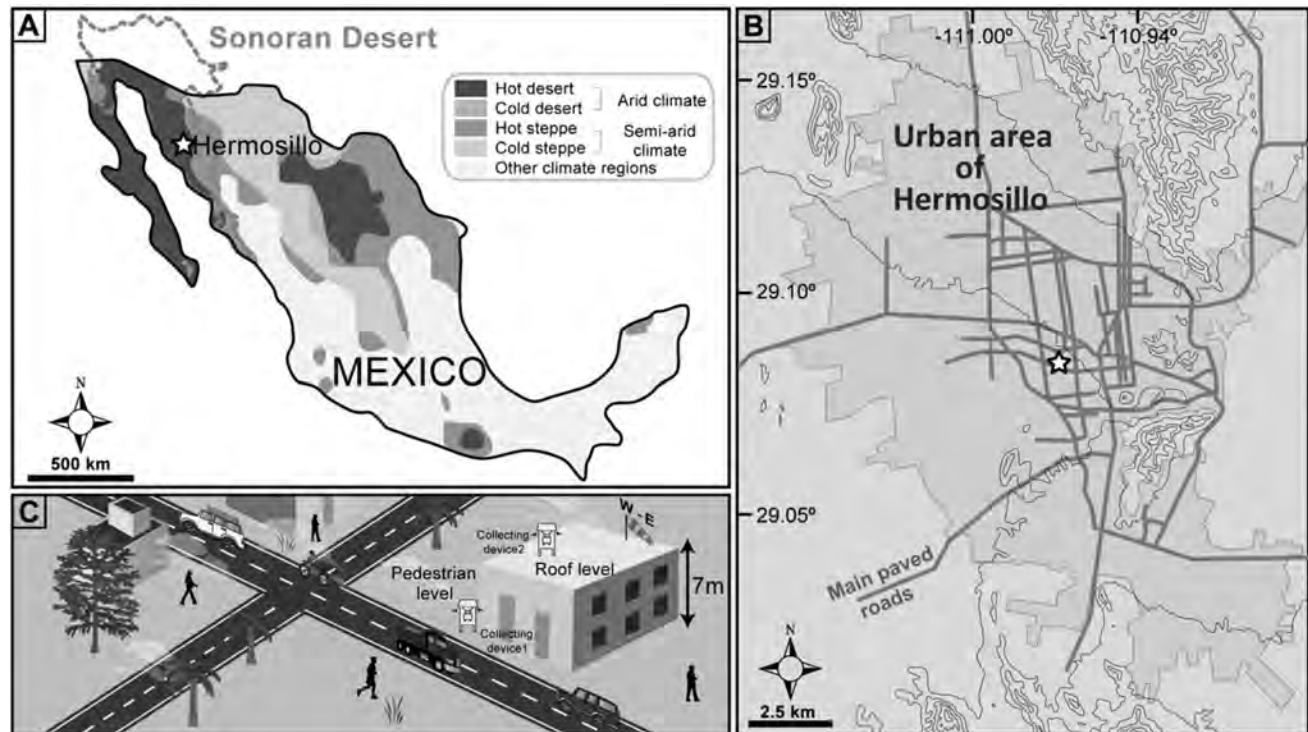


Fig. 1. Geographic location of the study area and sampling strategy. A) Distribution of arid and semi-arid regions across Mexico (after the Köppen-Geiger climate classification, adapted from Peel et al., 2007) and delimitation of the Sonoran Desert, where the studied area is located, at the city of Hermosillo (indicated by star); B) Simplified morphologic and road map within the urban area of Hermosillo. C) Schematic representation of the selected sampling sites, with two dust collecting devices positioned at pedestrian and roof level.

2.5 μm) have increased and received more attention than those related to coarse particles (aerodynamic diameter size larger than 2.5 μm). This is because fine particles are potentially more harmful, as only these may reach the alveoli of the lungs (Lippmann and Chen, 2009).

Coarse particulate matter is less commonly taken into account, since their emission and transport is related to mechanical processes including wind erosion and wind-blown soil. Health impact is thereby presumably lower due to the short residence time in atmosphere because of gravitational settling (Zheng et al., 2010; Pasha and Alharbi, 2015). However, areas with continuous vehicular movement are highly prone to dust suspension processes by means of traffic-related atmospheric contamination (Fujiwara et al., 2011). This local source represents a potentially dangerous chronic pedestrian exposure.

Rapidly growing cities in semiarid zones face a particular environmental dynamics mainly driven by dust transport processes linked to climate and traffic sources (Fenger, 1999; Moreno-Rodríguez et al., 2015). Soil suspension, surface runoff, and aeolian erosion are the dominant promoting processes of dust emission in these climates. Such processes are particularly enhanced in developing countries like Mexico, where public transportation service is poorly managed, forcing citizens to an overuse of vehicles for daily transportation. In an effort for reduction of dust emission to atmosphere, concreted paved surface percentage has noticeable increased in cities located in desertic zones along Mexico (Moreno-Rodríguez et al., 2015). But this mitigation solution has only a limited effectiveness.

The environmental impact of traffic emissions in urban areas is strongly related to transport demand, climate conditions, and road physical conditions (Barrios et al., 2012). The interaction between turbulence and suspension of road dust can be particularly complex

during dry periods, because high evapotranspiration could act as a driver for contaminated particulate matter loading in urban

Table 1

Descriptive statistics of trace metals analyzed from filters at pedestrian and roof levels. Concentrations in mg kg^{-1} for all elements, except when marked * (ng g^{-1}); sd: standard deviation; dl: detection limit.

	dl	Pedestrian level		Roof level	
		Min–max	Mean \pm sd	Min–max	Mean \pm sd
Be	0.005	0.1–0.3	0.2 \pm 0.1	0.06–0.15	0.09 \pm 0.04
Mg	0.270	450–1840	985 \pm 326	374–1400	799 \pm 252
Ca	4.730	4780–22,725	13,561 \pm 3065	610–20,615	13,797 \pm 3359
Cu	0.012	26–317	73 \pm 38	23–143	65.7 \pm 24.3
V	0.010	5–160	86 \pm 42	5.5–149	87.4 \pm 39.09
Cr	0.018	4.4–407	262 \pm 107	2–347	264 \pm 108
Ti	8.110	24–101	51 \pm 18	28–67	38 \pm 9.8
Fe	0.160	494–4745	1735 \pm 745	561–3310	1768 \pm 669
Co	0.001	0.5–64	18 \pm 22	0.6–60	24 \pm 20
Na	2.710	9005–24,487	16,573 \pm 4634	6305–2002	12,026 \pm 4882
Al	0.580	1680–5506	3514 \pm 1233	1430–4722	2445 \pm 1199
K	8.110	3318–20,750	16,567 \pm 3710	2700–19,013	16,123 \pm 4545
Ba	0.003	2080–17,227	7657 \pm 5030	865–12,097	4847 \pm 4138
Ce	99*	505.6–4244	1923 \pm 1025	622–3023	1651 \pm 823
As	0.015	1.7–15.5	4 \pm 1.6	1.7–9.7	3.9 \pm 1.4
Se	0.003	0.2–15.9	1.5 \pm 0.4	0.2–1	0.5 \pm 0.2
Mo	0.031	0.5–17	3 \pm 4	0.4–2	0.8 \pm 0.4
Ag	0.002	0.1–0.5	0.2 \pm 0.1	0.1–0.3	0.1 \pm 0.1
Cd	0.023	0.1–0.5	0.3 \pm 0.1	0.2–0.7	0.3 \pm 0.1
Sn	0.017	1.4–4	2.5 \pm 1	0.9–4	2.3 \pm 1
Sb	0.005	0.5–8	3 \pm 2.1	1–6	2.8 \pm 1.8
Pb	0.003	2–25	10 \pm 6.6	3.3–24	9.8 \pm 6.1
Ni	0.052	2–38	18.7 \pm 10	2–37	18.8 \pm 9
Mn	0.023	34–6681	528 \pm 843	33–528	376 \pm 137
Zn	0.134	28.15–62,209	12,842 \pm 6380	1870–18,411	12,569 \pm 4077
Sr	0.100	65–755	138 \pm 79	65–209	130 \pm 33
La	91*	256–2143	986 \pm 539	310–1510	842 \pm 447

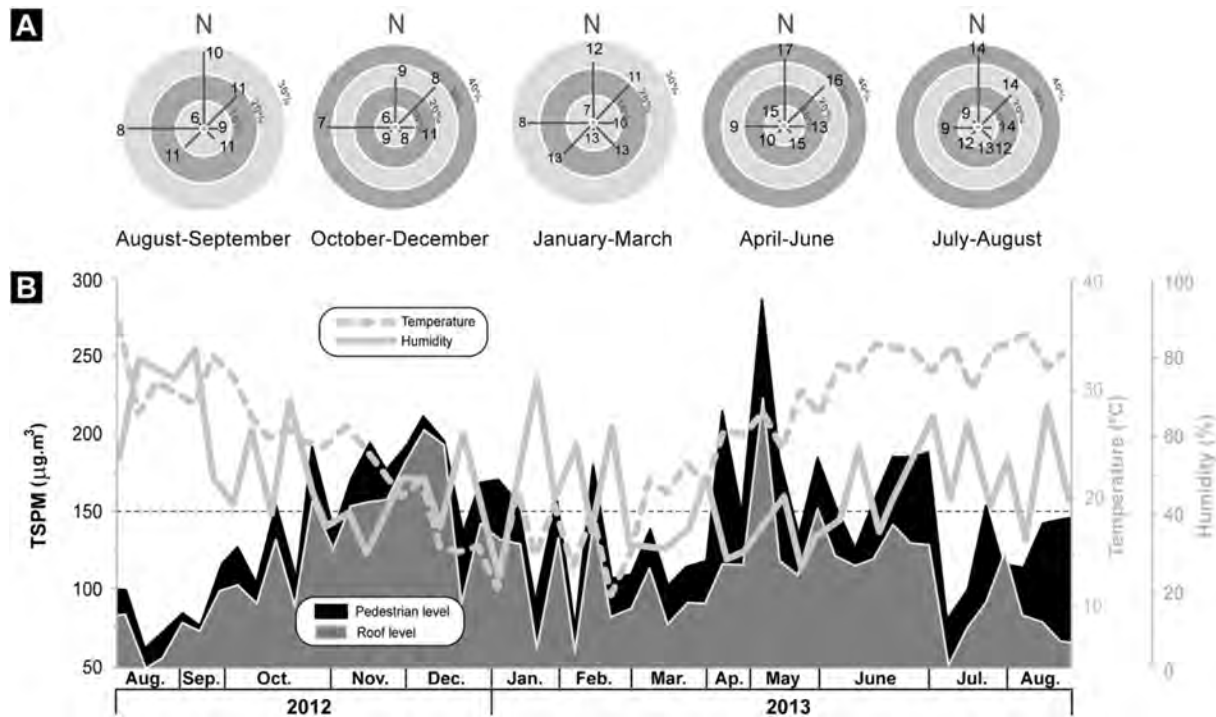


Fig. 2. A) seasonal wind rose: numbers represent wind speed in knots and % represents the frequency; B) TSPM levels at pedestrian (black) and roof (light grey) levels, along with temperature (dotted line) and humidity (solid) values. Horizontal dashed line in B represents TSPM background in Hermosillo, deduced from the TSPM average calculated on the basis of twelve years from four fixed high-volume sampling stations within the urban area.

atmosphere (Moreno-Rodríguez et al., 2015). Turbulence induced-suspension has been suggested as a dominant process of exterior Pb loading in urban environments (Laidlaw and Filippelli, 2008).

Coarse particulate matter is commonly assumed of natural origin (dust, pollen, seaspray, etc.), and less toxic because it is deposited in the upper airways of human body due to its aerodynamic diameter (Fenger, 1999). Additionally, there is still a debate on the adverse health effects due to exposure to coarse particulate matter (Michikawa et al., 2015; Samoli et al., 2013). Notwithstanding, Liu et al. (2015) show that ambient coarse particles may also affect systemic biomarkers and they are associated with increased blood vascular endothelial growth factor. In addition, Meister et al. (2012) alerted to serious health effects of coarse particles, showing an increase in human daily mortality linked to elevated levels of TSPM. Toxicological evidence regarding adverse effects of TSPM includes cytotoxicity and inflammatory effects through increased oxidative stress resulting from exposure to traffic-related particles (Gualtieri et al., 2010; Park et al., 2011; James et al., 2012). However, there is also increasing evidence that coarse particles may activate inflammatory pathways (Schwarze et al., 2007; Jalava et al., 2008), in a similar way as observed for fine particles on an equal mass basis (Schwarze et al., 2007). Additionally, it has been documented that Asian dust events affect the mass of coarse particles, with locally As and Pb contents higher than those of fine particles (Lee et al., 2015). Similarly, in northern Mexico, the Monsoon season has been shown to enhance dust emission in the city of Hermosillo, located at the Sonoran desert (Moreno-Rodríguez et al., 2015). All presented evidence therefore points towards the urgency of research dedicated to a deeper understanding of the adverse effects of TSPM.

Regarding potential sources of TSPM, source apportionment studies have demonstrated that soil- and road-dust can be important sources of particulate (Lee et al., 2015). Wind erosion models

generally predict that aerosols are generated as a portion of the suspension component of eroded soil (Mirzamostafa et al., 1998), neglecting a coarser fraction of dust usually distributed below 2 m height of the air column. Road dust is particulate matter generated by frictional processes on road surface, and it is a mixture of geogenic material, road surface wear, combustion contaminants, tires, traffic-paint, and brake wear (Nicholson and Branson, 1990; Berger and Denby, 2011).

Despite the obvious needs for further research, the study of road dust dispersion in urban areas is a complex task. Turbulent wind currents among urban infrastructure promote mixing and diffusion processes (Pascheke et al., 2008), often hard to quantify. The removal of dust from source areas is in fact significant, as evidenced by decreasing concentrations of particles downwind, which rapidly attenuate to the background. However, such decrease can not be attributed solely to deposition (Watson and Chow, 2000). Instead, an important particle fraction remains in suspension and the decrease in concentration can be due primarily to the vertical mixing of particles and is not necessarily due to deposition near the emission source. This re-suspended fraction is therefore hard to ascertain, hence often underestimated in health risk assessment and air-quality evaluation. As a consequence, scarce studies document the vertical distribution of air pollutants in buildings near major roads (Janhäll et al., 2003; Wu et al., 2002). The main concern of air quality regulations is human health; it is therefore important to evaluate population exposure in the most realistic way possible.

The aim of this work is to provide a better understanding of suspended dust by documenting a representative monitoring site located along a semiarid region, near a high traffic road and within a city lacking a rain drainage system. The chosen site is characterized by accumulation of sediments after rainy season, thus representing an area where re-suspension of TSPM by vehicular traffic is dominant. The elemental concentration and relative distribution of

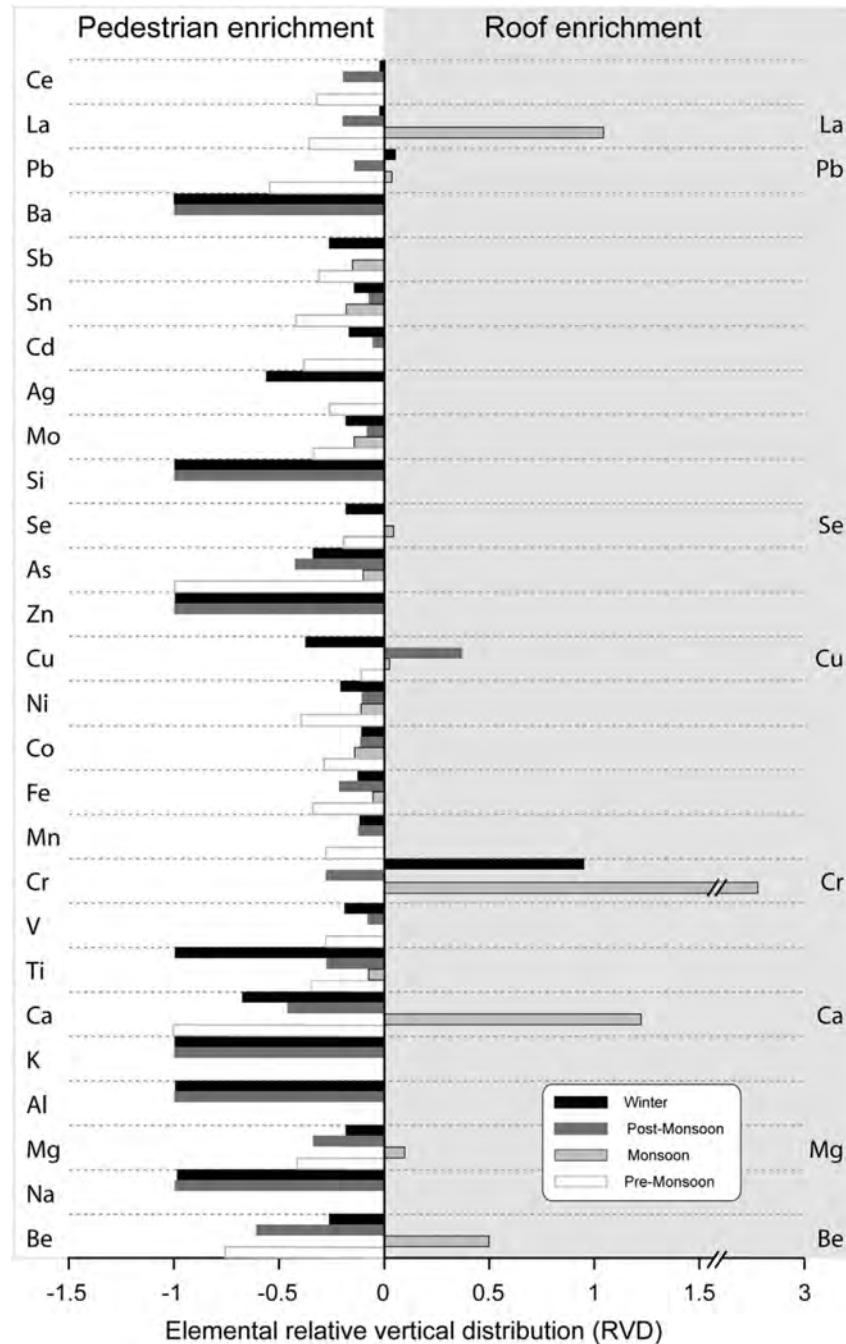


Fig. 3. Relative vertical distribution for each analyzed element at pedestrian and roof levels. Positive RVD values reflect enrichment of studied trace elements on roof. Conversely, negative RVD values correspond to enrichment of elements on pedestrian level. Note significant enrichment of Cr and Cu at roof level.

TSPM at pedestrian and roof levels are interpreted as a combination of geochemical evidence and image analysis of filters. Obtained data are discussed in terms of climate fluctuations, source identification, relative vertical distribution of metals, and implications to potential human exposure.

2. Methods

2.1. Study area

Hermosillo is a city located in the Sonoran desert, 250 km south

of the U.S.-Mexico border, in northern Mexico (Fig. 1A and B). It has more than 700,000 inhabitants, presenting an elevation of 282 m above sea level. The eastern side of the city is limited by hills with NNW-SSE trend. Unpaved roads in Hermosillo represent around 23% of the urban area. An estimate of 274,640 vehicles is registered in Hermosillo city (www.cenapra.salud.gob.mx). Prevailing wind directions are from west to east, however, historical seasonal variations and speed are largely unknown. The movement of local air masses seems to be linked to topography and building distribution. Thermal inversion is commonly observed during winter. Potential local pollutants can be attributed to emissions of vehicular traffic,

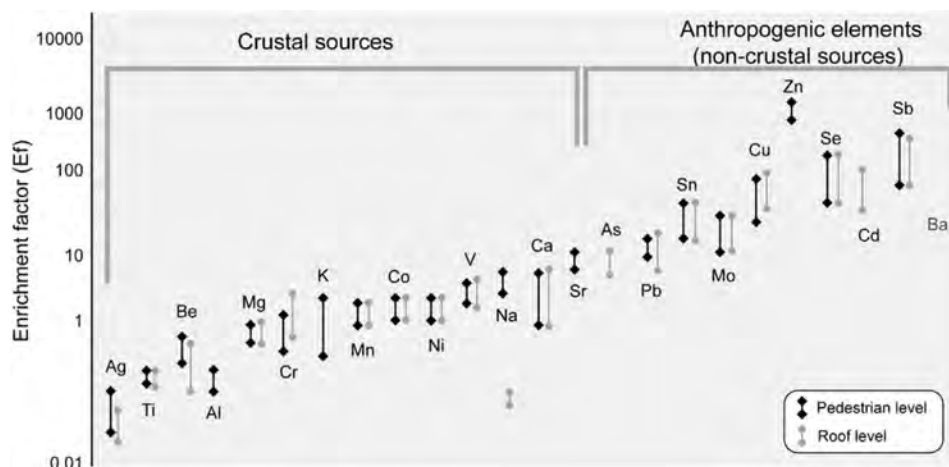


Fig. 4. Enrichment factors for each studied element at pedestrian and roof levels. Dashed line separates elements with Ef higher than 10; dotted line separates crustal and non-crustal sources.

cement industries, and agricultural activities. The chosen sampling site is located at the campus of Regional Research Center of the National Autonomous University of Mexico (Fig. 1B, and C). Traffic was measured on adjacent roads with manual counters during 14 h, considering two vehicle categories: (1) Heavy-duty vehicles (HDV), including trucks with semi-trailers, trucks with trailers, trucks, and buses; and (2) light-duty vehicles (LDV) including cars, vans and motor bikes. Meteorological parameters were obtained from a Davis Weather Station Model Vantage Pro2 6152, located at the sampling site.

2.2. Sampling

Samples were collected from a monitoring site at two heights (Fig. 1C): pedestrian (ground level) and roof (7 m above ground). TSPM samples were collected on Whatman 41 quartz microfibre filters (Whatman International Ltd., $20.3 \times 25.4 \text{ cm}^2$) using high-volume TISCH air samplers Model TE-5000, with a flow rate of $1.1 \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$, meeting the USEPA former method for PM sampling (USEPA, 1997; Method 40 CFR part 50). Filters were equilibrated in a desiccator for 24 h and then weighed before sampling. The sampling time was set for 24 h. A total of 14 filters were collected every week from August 2012 to August 2013. Initial and final weighing was carried out in temperature and humidity controlled room ($T = 20 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$, under 50%, respectively). Gravimetric determination of the mass was carried out by three consecutive measurements using a Sartorius analytical microbalance Model A200S-D1B. Mass concentrations were then calculated using the actual weight of the particulates collected. This was obtained by subtracting the pre-collection weight from post-collection weight. The resulting weight was divided by air volume passed through the filter ($\mu\text{g m}^{-3}$) during sampling, in order to obtain the mass concentration. After the gravimetric analysis, blanks and sample filters were transferred into a clean high-density polyethylene vial and stored for further chemical analysis.

2.3. Elemental concentrations

In order to determine elemental concentrations, each filter was digested with a mixture of 8% HCl–3% HNO₃ in acid cleaned Teflon PFA vessels and heated in microwave system after Method IO-3.1 (USEPA, 1999). Twenty-seven elements (Be, Mg, Ca, Cu, V, Cr, Ti, Fe, Co, Na, Al, K, Ba, Ce, As, Se, Mo, Ag, Cd, Sn, Sb, Pb, Ni, Mn, Zn, Sr,

and La) were measured by inductively coupled plasma mass spectrometry at the Arizona Laboratory for Emerging Contaminants (ALEC–University of Arizona, Tucson). Detection limits and analytical results are summarized in Table 1.

2.4. Mineralogy and particle size distribution

Morphology, mineralogy, and chemical composition of filters were analyzed using a Hitachi tabletop scanning electron microscope TM3030plus, coupled with a Bruker Quantax 70 Energy-Dispersive X-Ray spectroscopy (EDX) operating at 15 kV, at the National Laboratory of Geochemistry and Mineralogy (LANGEM) in Hermosillo, Sonora. EDX device can detect elements from B(5) to Am(95); sensitivity of analysis is influenced by sample porosity, identifiable elemental density and detector type, however accuracy is within 0.1 e 0.5 wt% (Wilkinson et al., 2011).

Particle abundance and size classification was performed by means of pixel counting, following the procedure of Coimbra and Olóriz (2012). Very high quality scanning electron microscope (SEM) images of airborne particles (20 μm and 100 μm) allowed image treatment at optimum magnifications up to 1200%. Particle abundance was estimated using two independent approaches: indirect and direct pixel counting. The indirect method consisted on selecting and counting pixels of elements that did not correspond to particles (background and filaments) and indirectly calculating the abundance of particles in the analyzed image. For the direct method, each particle was outlined, and the pixels contained inside these objects were directly estimated. Once the objects are drawn, size classification can be performed. This last step consisted on assigning a color code to selected intervals of particle size, and calculating the pixels corresponding to each color. The result is a colored map of each SEM image. The percentage of each particle size interval is presented in respect to the total abundance and it is also recalculated to 100%.

2.5. Enrichment factor and vertical variation

Enrichment factor (Ef) of each element in filters was calculated in order to understand the contribution of crustal and non-crustal sources, using aluminum as reference element. Aluminum is commonly used as a reference element assuming that its anthropogenic sources to atmosphere are negligible (Chithra and Nagendra, 2013). The following equation was used in this study:

Table 2
Pearson correlation matrix for pedestrian (white background) and roof (light grey background) levels. Bold lettering refers to statistically significant correlation (>0.8).

	Be	Mg	Ca	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	As	Se	Mo	Ag	Cd	Sn	Sb	Pb
Be	1																		
Mg	0.930	1																	
Ca	0.253	0.051	1																
Ti	0.606	0.478	0.892	1															
V	0.052	0.392	-0.164	0.086	1														
Cr	-0.045	-0.255	0.933	0.724	-0.252	1													
Mn	0.945	0.998	0.101	0.515	0.358	-0.214	1												
Fe	0.888	0.832	0.585	0.855	0.207	0.280	0.861	1											
Co	0.894	0.962	0.054	0.497	0.400	-0.188	0.950	0.771	1										
Ni	0.487	0.668	0.328	0.640	0.794	0.165	0.656	0.677	0.718	1									
Cu	-0.503	-0.208	-0.347	-0.402	0.660	-0.348	-0.226	-0.310	-0.324	0.144	1								
As	-0.052	-0.267	0.945	0.717	-0.272	0.994	-0.221	0.289	-0.228	0.129	-0.305	1							
Se	0.152	0.492	-0.656	-0.328	0.804	-0.768	0.444	0.034	0.471	0.468	0.559	-0.785	1						
Mo	-0.264	-0.411	0.863	0.576	-0.143	0.933	-0.369	0.143	-0.408	0.100	-0.018	0.954	-0.694	1					
Ag	-0.040	-0.056	0.730	0.576	0.216	0.618	-0.012	0.405	-0.185	0.335	0.358	0.677	-0.279	0.799	1				
Cd	-0.147	-0.405	0.358	0.029	-0.716	0.328	-0.348	-0.046	-0.573	-0.643	-0.120	0.411	-0.718	0.444	0.416	1			
Sn	-0.434	-0.519	0.638	0.293	-0.096	0.679	-0.475	-0.021	-0.617	-0.083	0.324	0.739	-0.549	0.892	0.876	0.622	1		
Sb	-0.165	-0.303	0.872	0.607	-0.108	0.869	-0.253	0.259	-0.360	0.125	0.059	0.911	-0.637	0.973	0.902	0.535	0.933	1	
Pb	0.450	0.204	0.955	0.922	-0.281	0.867	0.251	0.670	0.235	0.310	-0.593	0.864	-0.663	0.700	0.519	0.296	0.402	0.697	1

$$E_{f_i} = [C_i/C_{Al}]_{Air} / [C_i/C_{Al}]_{UC}$$

where, E_{f_i} is the enrichment factor of element i ; $[C_i/C_{Al}]_{Air}$ is the concentration ratio of element i to Al in air and $[C_i/C_{Al}]_{UC}$ is the concentration ratio of element i to Al in Upper Continental Crust (Rudnick and Gao, 2003). Local geochemical background was not considered because all analyzed natural soils (not shown in this study) were impacted by anthropogenic activities. Since the lithology in Hermosillo area is representative of Upper Continental Crust (UC), average values from Rudnick and Gao (2003) were considered.

Relative vertical distribution (RVD) for each studied metal was estimated according to equation $RVD = (R - P)/P$, modified from Pirintso et al. (2006), where R is concentration of metal at roof level (7 m), and P is concentration of metal at pedestrian level. Negative and positive RVD values indicate metal enrichment at pedestrian and roof levels, respectively.

3. Results and discussion

3.1. Vertical variation of PM concentration and climate

The one-year sampling period was conveniently divided into four time intervals: winter (January–March); pre-monsoon (late April–June); monsoon season, with the highest precipitation and temperature records (July–September); and post-monsoon (October–December). Fig. 2A and B shows seasonal wind roses and TSPM content during the one-year survey. Eventhough the temporal pattern is similar for both studied height, TSPM pedestrian values are higher than TSPM roof values, more significantly during pre-monsoon and post-monsoon seasons. According to the $150 \mu\text{g m}^{-3}$ threshold (Fig. 2B), relatively higher values are considered as “dusty days” and may reflect either a regional input of dust or a local reason for dust re-suspension. Dusty days occur mainly during October–December (post-monsoon) and April–June (pre-monsoon), coinciding with the highest difference among pedestrian and roof level, as well as to the time intervals when a SW-NE wind direction component is missing in the wind roses. Hence, the SW-NE wind direction seems to play an important role in the differences on the TSPM contents at pedestrian and roof levels (Fig. 2). Fig. 2B also shows that the humidity is a main controlling factor for TSPM content, which is in agreement with previous interpretations of humidity as the main driver for dust generation and transport in Arizona (Csavina et al., 2014).

TSPM is classified in three modes based on source and formation: i) ultrafine or nuclei mode, consisting of particles below $0.1 \mu\text{m}$ forming after vapor condensation during combustion processes; ii) accumulation mode particles, resulting from nuclei mode particles which were subjected to coagulation processes, resulting in accumulation mode particles ($0.1\text{--}2 \mu\text{m}$) that remain in the atmosphere for days to weeks; iii) coarse mode particles, which are associated with mechanical processes including aeolian erosion and airborne transport, construction activities, and soil re-suspension that usually remain in the atmosphere for hours to a few days (Zheng et al., 2010). Even though coarse mode particles are considered to have a short residence time, TSPM contents observed in this work were high at pedestrian levels, especially during the post-monsoon and pre-monsoon seasons, resulting in a dust-enriched environment lasting for at least periods of two months (October–December, and April–June). Such pattern suggests a constant mechanism of suspension possibly related to vehicular traffic or other urban activities; this process has been historically underestimated in risk assessment studies.

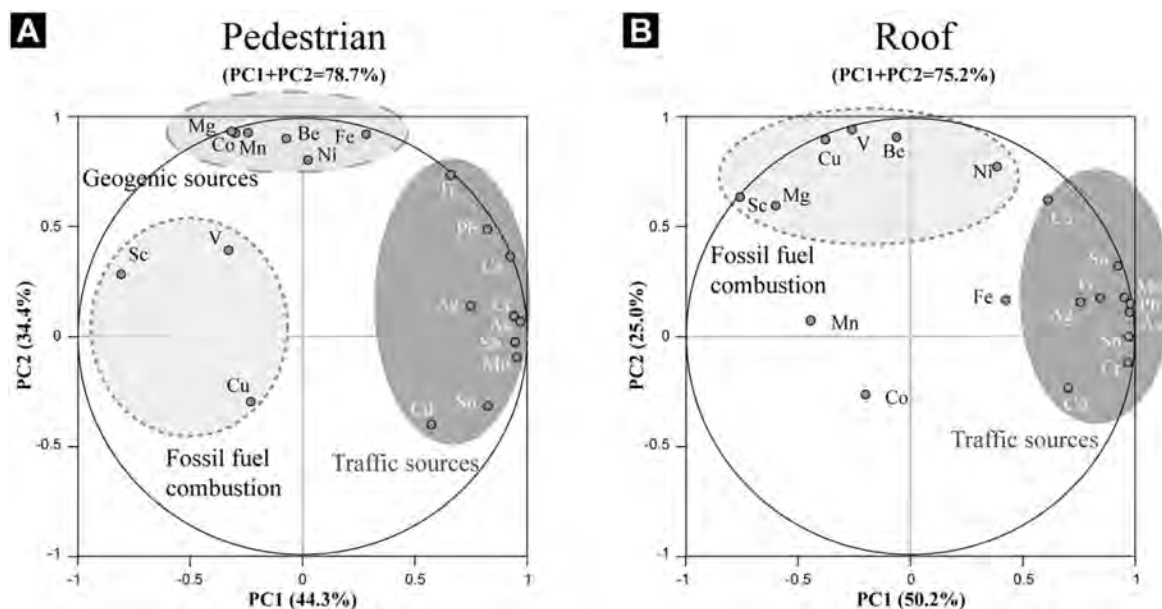


Fig. 5. Scatter plot representation of the first two factorial planes of principal component analysis for TSPM values from pedestrian and roof levels showing interrelationships among the elements. Varimax rotation was applied in order to maximize interpretations.

Table 3

Principal component analysis results for the elemental dataset ($n = 190$). Bold values indicate factor loadings of the principal components.

Component	Initial eigenvalues			Element	Principal components		
	Total	Variance %	Cumulative %		1	2	3
1	8.904	46.861	46.861	Be	0.158	0.316	
2	5.711	30.060	76.921	Mg	0.071	0.397	
3	2.370	12.473	89.394	Ca	0.307	0.028	0.063
4	0.780	4.105	93.498	Ti	0.305	0.133	
5	0.631	3.319	96.818	V	0.143	0.296	0.434
6	0.312	1.640	98.457	Cr	0.307		
7	0.214	1.127	99.585	Mn	0.077	0.363	
8	0.068	0.357	99.942	Fe	0.241	0.244	
9	0.011	0.058	100.000	Co	0.100	0.340	
				Ni	0.211	0.249	0.194
				Cu		0.127	0.603
				As	0.312		0.023
				Se		0.324	0.280
				Mo	0.299		0.115
				Ag	0.263		0.220
				Cd	0.174		
				Sn	0.280		0.235
				Sb	0.290		0.086
				Pb	0.307		

3.2. Geochemical tracers for resuspension processes

The seasonal relative vertical distribution (RVD) of trace elements is shown in Fig. 3. Mostly negative RVD values occur at pre-monsoon and post-monsoon seasons, with relative negative values during winter. Fig. 3 also shows that pedestrian TSPM has a similar enrichment on crustal- and vehicular traffic-related elements such as Pb, Mo, As, V, Ca, K, Al, Na, and Cd. Additionally Sb, V, and Fe have been previously considered as traffic-related metals that enriched the atmospheric particulate matter in Argentina (Gomez et al., 2005; Smichowski et al., 2008), Germany (Weckwerth, 2001), Chile (Quiroz et al., 2013), and Sweden (Sternbeck et al., 2002). The results of enrichment factor (Ef) calculations are shown in Fig. 4, which separates crustal-derived and non-crustal (anthropogenic) derived elements at pedestrian and roof levels. The Ef data agree

with the RVD values since all anthropogenic elements show negative RVD, revealing the presence of an important source of pollution at pedestrian levels. Corroborating these findings, high enrichment factors have been reported for Cr, Ni, Cu, Zn, and Pb in particulate matter collected inside semi-confined bus stops (Godoi et al., 2013). Thus, road dust is an important transport media for traffic-derived pollutants, enhancing local particle emissions in urban sites.

The descriptive statistics of element contents in collected filters is summarized in Table 1. Mean values for all studied metals were higher at pedestrian level when compared to roof samples. However, significant differences on mean values for pedestrian level were detected for crustal derived elements (Al, Na, K, and Sr), as well as traffic related trace elements (Pb, Ce, Ba, Sb, Pb, Cr, and Cu). In order to test similarities between measured proxies, a Pearson

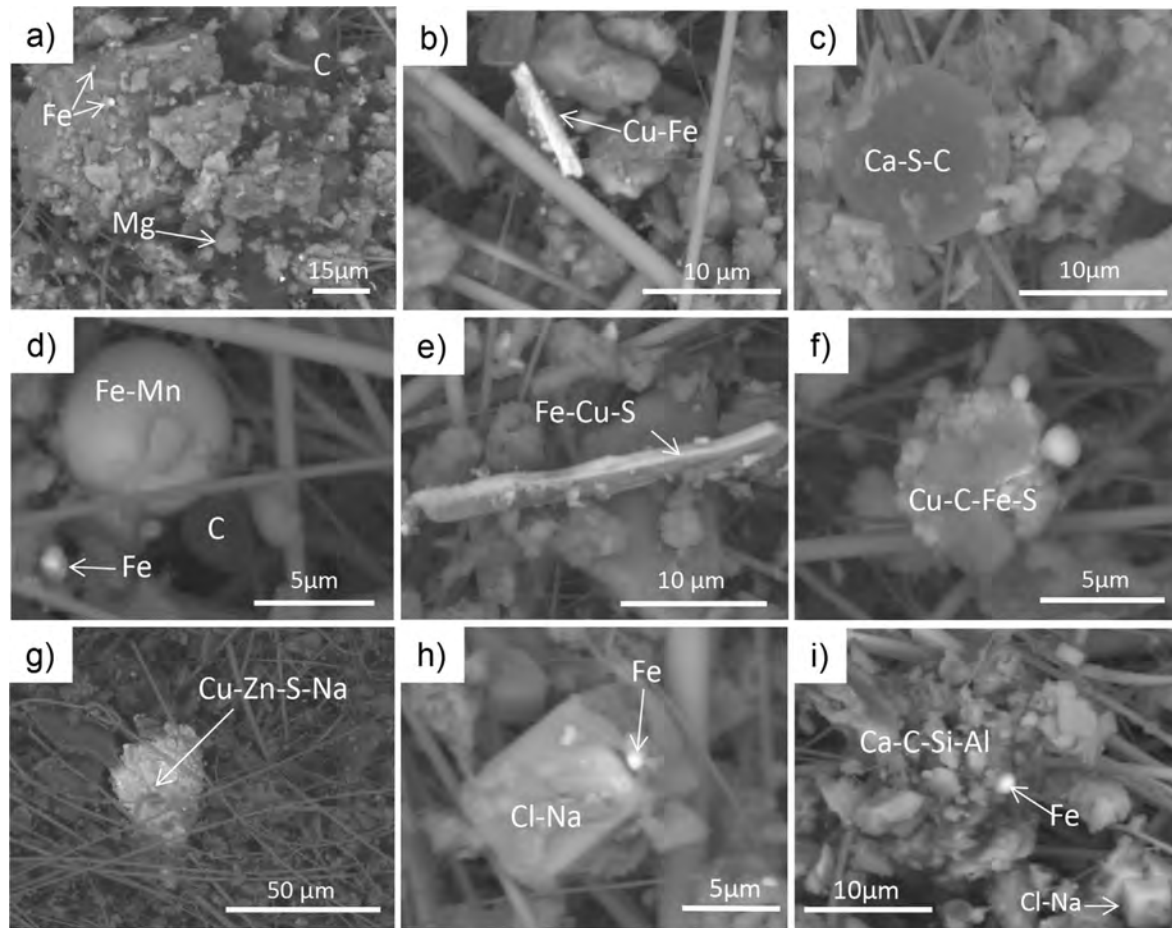


Fig. 6. SEM images and composition of airborne dust particles (TSPM) at pedestrian level.

correlation matrix was performed for trace elements in the TSPM (Table 2). Pedestrian TSPM values show strong correlations for Mn, Fe, Co with Be and Mg; Ca is correlated with Ti, Cr, Mo, Sb, and Pb; Ti is correlated with Pb; and Cr is correlated with As, Mo, Sb, and Pb. TSPM of roof level show that Pb is correlated with Ti, V, As, Mo, Ag, Sn, and Sb; As is strongly correlated to Cr. All correlations are mostly related to traffic sources.

Elements such as Cu, Ce, Mo, platinum group elements (PGE), Ba, Sb, Pb, and Zn are useful markers of anthropogenic contamination in urban areas (Moreno et al., 2007). Traffic emissions produce high concentrations of metals from the exhaust pipe such as PGE, Ce, Mo, and Zn, mechanical abrasion of tires contributes with Zn, and brakes with Ba, Cu, Sb (Gietl et al., 2010). In this study, traffic counting indicated that vehicles with catalytic converters were the major contributors to traffic volume (near 70%, including LDV, cars, vans and motorbikes). It was not possible to identify a maximum traffic hour since the flux of vehicles was rather constant. For the duration of the survey, traffic volume was only significantly decreased during summer holidays.

Principal component analysis allowed establishing different geochemical signatures for pedestrian when compared to roof levels (Fig. 5 and Table 3). The three components are statistically significant, accounting for 89.4% of the total elemental variance. The first component (46.9% of total variance) was dominated by a signature related to traffic source, characterized by the elements: Ca, Ti, Cr, As, Mo, Ag, Cd, Sn, Sb, and Pb. The second component (30% of total variance) is related to a mixture of geogenic and fossil fuel

combustion signature. Also, Fig. 5 shows a geogenic source at pedestrian level, which is important because mineral dust seems to be the main vehicle of transport for traffic derived pollutants. Particularly, trace elements such as Ce, Pb, Ba, Sb, Sn, Cd, Mo, As, Zn, Cu, Cr, Ti, Ca, K, Al, and Be are significantly enriched at pedestrian levels, mainly during post-monsoon and winter seasons. Molybdenum trioxide, calcium carbonate, and barium sulphate are common inorganic space fillers in brake pads (Chan and Stachowiak, 2004). Additionally, cerium oxide has been used as a typical stabilizer in vehicle exhaust catalysts (Lyubomirova et al., 2011). From the above, surface runoff processes could explain the higher concentration of these trace elements at pedestrian levels after monsoon season. The city is characterized by the lack of rain drainage, which promotes erosion of soils and asphalt with the subsequent transport of pollutants among fine sediments into lower topographic areas of the city. Subsequently, dust suspension processes enhance the airborne transport of pollutants (Moreno-Rodríguez et al., 2015).

Rock-derived minerals observed in TSPM collected at both levels are characterized by both, well-formed crystals and irregular aggregates, which contain quartz, feldspar, plagioclase, and calcite, suggesting a typical geogenic composition characterized by Al, Si, K, Na, and Ca (Fig. 6). Mineral aggregates resemble coarse particles with aerodynamic diameter between 5 and 50 μm (Fig. 6a, f–i). However, such aggregates are actually formed by smaller particles (<5 μm) that are a mixture of geogenic and anthropogenic materials, with variable composition including Cu, Ti, Ba, Zn, S, Zr, Pb,

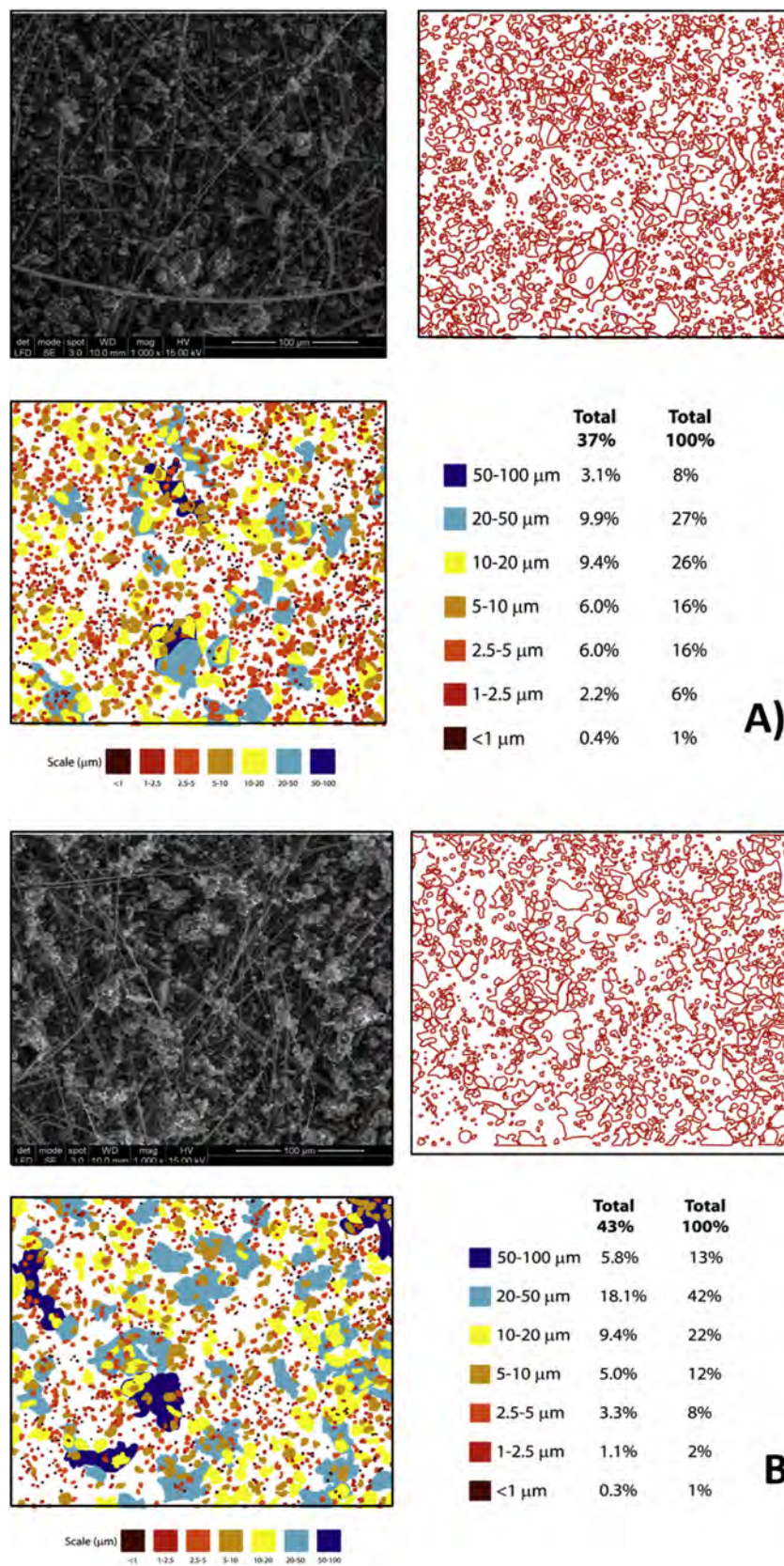


Fig. 7. Particle abundance and size classification of TSPM by means of pixel counting at: A) pedestrian, and B) roof levels.

Mg, and Fe. The cementing material binding the aggregates is mainly salt (NaCl), calcite (Ca), organic material (C), or a mixture of them (Fig. 6g, i). Carbon (organic material) could be originated either from asphalt pavement bitumen or from tire-abrassion (Fig. 6c,d,f and i), explaining the high values of Zn, Fe, Mn, Cu, and Ti found at pedestrian levels. On the other hand, coarse sea-salt crystals or salt cement seem to be the main carrier agent for aggregates at roof levels (Fig. 6h).

Particle abundance and size classification (via pixel counting) show an interesting distribution of fine vs. coarse TSPM (Fig. 7). Particles with aerodynamic diameter below 2.5 μm are considered as fine mode, and particles >2.5 μm are considered as coarse mode that are associated with mechanical processes such as aeolian erosion, airborne transport, soil re-suspension and construction operations (Pasha and Alharbi, 2015). Particles smaller than 2.5 μm in pedestrian and roof levels account for 7 and 3%, respectively (Fig. 7A and B). On the other hand, coarse particles (2.5–10 μm) in pedestrian and roof level account for 32 and 20%, respectively. The increase of fine particles and coarse-like particles at pedestrian level is due to the formation of aggregates of fine TSPM binded by either anthropogenic (asphalt) or geogenic (salts), which act also as carriers of traffic pollutants. According to previous work, major elements have been mainly associated with coarse particles and toxic elements such as Cd, Pb, and Zn to finer particles (Hu et al., 2010, 2013). However, the results of this study show the opposite for TSPM collected at pedestrian level. This evidence is therefore novel, and presumably a specific characteristic of semiarid urban sites, providing new insights on the implications of human exposure to traffic-derived metal sources.

4. Conclusions

Temporal variation of TSPM at pedestrian and roof levels were constrained over a year. The TSPM minimum values were reported during Northamerican monsoon and winter seasons. The maximum values are associated with increase and decrease of temperature; humidity percentage is a controlling factor on the TSPM concentrations. In general, the patterns of the TSPM at pedestrian and roof levels are mostly similar throughout the entire year, although higher concentrations were found at pedestrian level during pre-monsoon and post-monsoon seasons, which are in agreement with the input and re-suspension of road dust.

Regarding the geochemical data, pedestrian TSPM is enriched in Pb, Mo, As, V, Ca, K, Al, Na, Cd, Sb, V, and Fe, when compared to roof level. Pb, Sn, Mo, Cu, Zn, Se, and Sb characterize the Ef in the TSPM of pedestrian level, which determines an anthropogenic signature, whereas the Ef in roof level is characterized by As, Pb, Sn, Mo, Cu, Se, Cd, and Sb.

Pixel counting on TSPM filters indicates that particles smaller than 2.5 μm account for 7 and 3% for pedestrian and roof levels, respectively. Coarser particles (2.5–10 μm) account for 32 and 20% for pedestrian and roof levels, respectively. Furthermore, finer particles form agglomerates that resemble coarser particles, which can be erroneously classified as geogenic coarse particles.

The present study can shed new lights on: i) the underestimation of the amount of finer particles in aggregates classified as coarser particles, ii) the importance of using TSPM samplers in semiarid environments, and iii) the implication on human health at pedestrian level.

Conflict of interest statement

We declare that we have no financial and personal relationships with other people or organizations that can inappropriately influence our work. Opinions in the paper do not constitute an

endorsement or approval by the funding agencies and only reflect the personal views of the authors.

Acknowledgements

Authors acknowledge the National Council of Science and Technology in Mexico-CONACYT for financial support through grants CB-167676, and Redes Temáticas 235684, both to D. Meza-Figueroa, and Grant 0251738 Laboratorio Nacional de Mineralogía y Geoquímica-LANGEM. Authors thank to Mary Kay Amistadi from the Laboratory for Emerging Contaminants at the University of Arizona, and David K. Adams for assistance in wind rose generation through the data provided by Hermosillo supersite (Center for Atmospheric Sciences, UNAM). R. Coimbra is supported by the Post-Doctoral Fellowship SFRH/BPD/92376/2013 (Fundação para a Ciência e Tecnologia- Portugal).

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data related to this article can be found at <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.05.005>.

References

- Barrios, C.C., Domínguez-Sáez, A., Rubio, J.R., Pujadas, M., 2012. Factors influencing the number distribution and size of the particles emitted from modern diesel vehicle in real urban traffic. *Atmos. Environ.* 56, 16–25.
- Berger, J., Denby, B., 2011. A generalised model for traffic induced road dust emissions. Model description and evaluation. *Atmos. Environ.* 45, 3692–3703.
- Chan, D., Stachowiak, G.W., 2004. Review of automotive brake friction materials. *P. I. Mech. Eng. D. J. Aut.* 218, 953–966.
- Chithra, V.S., Nagendra, S., 2013. Chemical and morphological characteristics of indoor and outdoor particulate matter in an urban environment. *Atmos. Environ.* 77, 579–585.
- Coimbra, R., Olóriz, F., 2012. Pixel counting for percentage estimation: applications to sedimentary petrology. *Comput. Geosci.* 42, 212–216.
- Csavina, J., Field, J., Félix, O., Corral-Avitia, A.Y., Sáez, A.E., Betterton, E.A., 2014. Effect of wind speed and relative humidity on atmospheric dust concentrations in semi-arid climates. *Sci. Total Environ.* 487, 82–90.
- Fenger, J., 1999. Urban air quality. *Atmos. Environ.* 33, 4877–4900.
- Fujiwara, F., Jiménez Rebagliati, R., Marrero, J., Gómez, D., Smichowski, P., 2011. Antimony as a traffic-related element in size-fractionated road dust samples collected in Buenos Aires. *Microchem. J.* 97, 62–67.
- Gietl, J.K., Lawrence, R., Alistair, J.T., Harrison, R.M., 2010. Identification of brake wear particles and derivation of a quantitative tracer for brake dust at a major road. *Atmos. Environ.* 44, 141–146.
- Godoi, R.H.M., Godoi, A.F.L., de Quadros, L.C., Polezer, G., Silva, T.O.B., Yamamoto, C.I., van Grieken, R., Potgieter-Vermaak, S., 2013. Risk assessment and spatial chemical variability of PM collected at selected bus stations. *Air Qual. Atmos. Health* 6, 725–735.
- Gomez, D.R., Gine, M.F., Bellato, A.C.S., Smichowski, P., 2005. Antimony: a traffic-related element in the atmosphere of Buenos Aires, Argentina. *J. Environ. Monit.* 7, 1162–1168.
- Gualtieri, M., Ovrevik, J., Holme, J.A., Perrone, M.G., Bolzacchini, E., Schwarze, P.E., Camatini, M., 2010. Differences in cytotoxicity versus pro-inflammatory potency of different PM fractions in human epithelial lung cells. *Toxicol. Vitro* 24 (1), 29–39.
- Hu, H., Yang, Q., Lu, X., Wang, W.C., Wang, S.S., Fan, M.H., 2010. Air pollution and control in different areas of China. *Crit. Rev. Env. Sci. Technol.* 40, 452–518.
- Hu, X., Ding, Z., Zhang, Y., Sun, Y., Wu, J., Chen, Y., Lian, H., 2013. Size distribution and source apportionment of airborne metallic elements in Nanjing, China. *Aerosol Air Qual. Res.* 13, 1796–1806.
- Jalava, P.I., Salonen, R.O., Pennanen, A.S., Happonen, M.S., Penttinen, P., Hälinen, A.I., Sillanpää, M., Hillamo, R., Hirvonen, M.R., 2008. Effects of solubility of urban air fine and coarse particles on cytotoxic and inflammatory responses in RAW 264.7 macrophage cell line. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 229 (2), 146–160.
- James, K., Farrell, R.E., Siciliano, S.D., 2012. Comparison of human exposure pathway in an urban brownfield: reduced risk from paving roads. *Environ. Toxicol. Chem.* 31 (10), 2423–2430.
- Janhäll, S., Molnár, P., Hallquist, M., 2003. Vertical distribution of air pollutants at the Gustavii Cathedral in Göteborg. *Swed. Atmos. Environ.* 37, 209–217.
- Laidlaw, M.A.S., Filippelli, G.M., 2008. Resuspension of urban soils as a persistent source of lead poisoning in children: a review and new directions. *Appl. Geochem* 23, 2021–2039.
- Lee, P.K., Jo, J.Y., Kang, M.J., Kim, S.O., 2015. Seasonal variation in trace element concentrations and Pb isotopic composition of airborne particulates during Asian dust and non-Asian dust periods in Daejeon, Korea. *Environ. Earth Sci.* 74,

- 3613–3628.
- Lippmann, M., Chen, L.C., 2009. Health effects of concentrated ambient air particulate matter (CAPs) and its components. *Crit. Rev. Toxicol.* 39, 865–913.
- Liu, L., Urch, B., Poon, R., Szyszkowicz, M., Speck, M., Gold, D.R., Wheeler, A.J., Scott, J.A., Brook, J.A., Thorne, P.S., Silverman, F.S., 2015. Effects of ambient coarse, fine, and ultrafine particles and their biological constituents on systemic biomarkers: a controlled human exposure study. *Environ. Health Perspect.* 123 (6), 534–540.
- Lyubomirova, V., Djingova, R., van Elteren, J.T., 2011. Fractionation of traffic-emitted Ce, La, and Zr in road dusts. *J. Environ. Monit.* 13, 1823–1830.
- Meister, K., Johansson, C., Forsberg, B., 2012. Estimated short-term effects of coarse particles on daily mortality in Stockholm. *Swed. Environ. Health Perspect.* 120 (3), 431–436.
- Michikawa, T., Ueda, K., Takeuchi, A., Tamura, K., Kinoshita, M., Takamichi, I., Nitta, H., 2015. Coarse particulate matter and emergency ambulance dispatches in Fukuoka, Japan: a time-stratified case-crossover study. *Environ. Health Prev. Med.* 20, 130–136.
- Mirzamostafa, W., Hagen, L.J., Stone, L.R., Skidmore, E.L., 1998. Soil aggregate and texture effects on suspension components from wind-erosion. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 62 (5), 1351–1361.
- Moreno, T., Alastuey, A., Querol, X., Font, O., Gibbons, W., 2007. Identification of metallic pathfinder elements in PM derived from fossil fuels at Puertollano. *Int. J. Coal. Geol.* 71, 122–128.
- Moreno-Rodríguez, V., Del Rio-Salas, R., Adams, D.K., Ochoa-Landin, L., Zepeda, J., Gómez-Alvarez, A., Palafox-Reyes, J., Meza-Figueroa, D., 2015. Historical trends and sources of TSP in a Sonoran desert city: can the North America monsoon enhance dust emissions? *Atmos. Environ.* 110, 111–121.
- Nicholson, K.W., Branson, J.R., 1990. Factors affecting resuspension of particulate material. *Atmos. Environ.* 27A, 181–188.
- Park, E.J., Roh, J., Kim, Y., Park, K., Kim, D.S., Yu, S.D., 2011. PM_{2.5} collected in a residential area induced Th1-type inflammatory responses with oxidative stress in mice. *Environ. Res.* 111, 348–355.
- Pascheke, F., Barlow, J.F., Robins, A., 2008. Wind-tunnel modelling of dispersion from a scalar area source in urban-like roughness. *Bound. Layer Meteorol.* 126 (1), 103–124.
- Pasha, M.J., Alharbi, B.H., 2015. Characterization of size-fractionated PM₁₀ and associated heavy metals at two semi-arid holy sites during Hajj in Saudi Arabia. *Atmos. Pollut. Res.* 6, 162–172.
- Peel, M.C., Finlayson, B.L., McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11, 1633–1644.
- Pirintso, S.A., Matsi, T., Vokou, D., Gaggi, C., Loppi, S., 2006. Vertical distribution patterns of trace elements in a urban environment as reflected by their accumulation in Lichen transplants. *J. Atmos. Chem.* 54, 121–131.
- Quiroz, W., Cortés, M., Astudillo, F., Bravo, F., Bravo, M., Cereceda, F., Vidal, V., Lobos, M.G., 2013. Antimony speciation in road dust and urban particulate matter in Valparaiso, Chile: analytical and environmental considerations. *Microchem. J.* 110, 266–272.
- Rudnick, R.L., Gao, S., 2003. In: Rudnick, Roberta L., Holland, Heinrich D., Turekian, Karl K. (Eds.), *Composition of the Continental Crust*. Treatise of Geochemistry, vol. 3. Elsevier, pp. 1–64.
- Samoli, E., Stafoggia, M., Rodopoulou, S., Ostro, B., Declercq, C., Le Tertre, A., Pandolfi, P., Randi, G., Scarinzi, C., Zouli-Sajani, S., Katsouyanni, K., Forastiere, F., The MED-PARTICLES Study Group, 2013. Associations between fine and coarse particles and mortality in Mediterranean cities: results from the MED-PARTICLES project. *Environ. Health Perspect.* 121 (8), 932–938.
- Schwarze, P.E., Øurevik, J., Hetland, R.B., Becher, R., Cassee, F.R., Låg, M., Løvik, M., Dybing, E., Refsnes, M., 2007. Importance of size and composition of particles for the effects on cells in vitro. *Inhal. Toxicol.* 19, 17–22.
- Smichowski, P., Gómez, D., Frazzoli, C., Caroli, S., 2008. Traffic-related elements in airborne particulate matter. *Appl. Spectrosc. Rev.* 43, 23–49.
- Sternbeck, J., Sjödin, Å., Andréasson, K., 2002. Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension—results from two tunnel studies. *Atmos. Environ.* 36 (30), 4735–4744.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency), 1997. National ambient air quality standards for particulate matter-final rule. 40 CFR part 50. *Fed. Regist.* 62 (138), 38651–38760.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency), 1999. Compendium method IO-3.1 selection, preparation and extraction of filter material. In: *Compendium of Methods for the Determination of Inorganic Compounds in Ambient Air*, Center for Environmental Research Information, Office of Research and Development, Cincinnati, OH 45268. Document EPA/625/R-96/010^a.
- Watson, J.G., Chow, J.C., 2000. Reconciling Urban Fugitive Dust Emissions Inventory and Ambient Source Contribution Estimates: Summary of Current Knowledge and Needed Research. Desert Research Institute, Reno, Nev. Document No. 6110.4F.
- Weckwerth, G., 2001. Verification of traffic emitted aerosol components in the ambient air of Cologne (Germany). *Atmos. Environ.* 35, 5525–5536.
- Wilkinson, K., Lundkvist, J., Seisenbaeva, G., Kessler, V., 2011. New tabletop SEM-EDS-based approach for cost-efficient monitoring of airborne particulate matter. *Environ. Pollut.* 159 (1), 311–318.
- Wu, Y., Hao, J., Fu, L., Wang, Z., Tang, U., 2002. Vertical and horizontal profiles of airborne particulate matter near major roads in Macao, China. *Atmos. Environ.* 36, 4907–4918.
- Zheng, N., Liu, J.S., Wang, Q.C., Liang, Z.Z., 2010. Heavy metals exposure of children from stairway and sidewalk dust in the smelting district, northeast of China. *Atmos. Environ.* 44, 3239–3245.