

EL POLVO URBANO DE LAS VIALIDADES DE LA CIUDAD DE MÉXICO: UN ANÁLISIS ESPACIALMENTE LINEAL DE LOS ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS, PROPIEDADES MAGNÉTICAS Y TAMAÑO DE PARTÍCULAS

Urban dust from Mexico City roads: A spatially linear analysis of potentially toxic elements, magnetic properties and particle size

Fredy Rubén CEJUDO RUIZ^{1*}, Avto GOGUITCHAICHVILI¹, Francisco BAUTISTA ZÚÑIGA², Miguel Ángel CERVANTES-SOLANO³, Fabiola MENDIOLA LÓPEZ¹, José Luis CORTÉS ESQUIVEL², Juan Julio MORALES¹ y Jessica Patricia PELCASTRE SICARDO¹

¹ Instituto de Geofísica, Unidad Michoacán, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, Ex Hacienda de San José de la Huerta, 58190, Morelia, Michoacán.

² Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, Ex Hacienda de San José de la Huerta, 58190, Morelia, Michoacán.

³ Escuela Nacional de Estudios Superiores, Unidad Morelia, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, Ex Hacienda de San José de la Huerta, 58190, Morelia, Michoacán.

*Autor para correspondencia: ruben@igeofisica.unam.mx

(Received: April 2021; accepted: December 2021)

Palabras clave: contaminación, kriging ordinario, plomo, susceptibilidad magnética.

RESUMEN

El polvo urbano es un reservorio de elementos potencialmente tóxicos y de partículas de diversos tamaños que representan un riesgo para la salud humana, por lo cual es importante determinar sus características. Los objetivos de este estudio fueron: identificar los sitios de mayor contaminación por elementos potencialmente tóxicos, material magnético y tamaño de partícula del polvo urbano, así como evaluar la influencia de los diferentes tipos de transporte público en el polvo urbano. Seis vialidades primarias fueron seleccionadas con base en el tránsito vehicular constante durante el día, velocidad de desplazamiento promedio de 30 km/h y circulación de un solo tipo de transporte público. La muestra de polvo urbano se tomó en un área de un 1 m² sobre la cinta asfáltica. Se determinaron tanto el contenido de elementos potencialmente tóxicos como las propiedades magnéticas y el tamaño de partícula. El polvo urbano de las vialidades de Ciudad de México tuvo concentraciones variables de Cr, Cu, Pb, V, Zn, PM₁₀, PM_{2.5} y material magnético. Los elementos de mayor concentración en el polvo urbano fueron: Zn y Pb. El contenido de partículas PM₁₀ y PM_{2.5} en el polvo urbano fue de 10 a 30 % del peso total de la muestra. Las áreas de mayor acumulación se ubican en cruces viales, vialidades cercanas al aeropuerto y el parque industrial.

Key words: pollution, ordinary kriging, lead, magnetic susceptibility.

ABSTRACT

Urban dust is a reservoir of potentially toxic elements and particles of various sizes that represent a risk to human health, hence the importance of determining its characteristics. The objectives of this study were the identification of the sites of greatest contamination by potentially toxic elements, magnetic material and particle size in urban dust, as well as evaluating the influence that different types of public transport have on urban dust. Six primary roads were selected, based on constant vehicular traffic during the day, an average travel speed of 30 km/h, and circulation of a single type of public transport. The urban dust sample was taken in an area of 1 m² on the asphalt strip. Potentially toxic elements, magnetic properties and particle size were analyzed. The urban dust of the roads of Mexico City had variable concentrations of Cr, Cu, Pb, V, Zn, PM₁₀, PM_{2.5} and magnetic material. The elements with highest concentration in urban dust were Zn and Pb. The content of PM₁₀ and PM_{2.5} in urban dust was 10 to 30 % of the total weight of the sample. The areas with the greatest accumulation are located at road crossings, roads near the airport and the industrial park.

INTRODUCCIÓN

La mayor parte de las zonas metropolitanas tienen una alta densidad de población (> 1000 000 hab/km²) y de vehículos. Esto provoca que el tránsito vehicular en las vialidades se mueva a baja velocidad (< 15 km/h) y genere una mayor cantidad de emisiones de partículas contaminantes al ambiente, lo cual repercute en la calidad del aire (Bautista et al. 2014, Cejudo et al. 2015a, WHO 2017).

Las fuentes de contaminación naturales y antrópicas emiten gases y partículas de diferentes tamaños con una variedad de compuestos químicos; cuando éstos se depositan en la superficie urbana forman parte del polvo urbano (PU). El PU vial es enriquecido con partículas de origen vehicular que tienen un diámetro $\leq 10 \mu\text{m}$, tamaño muy similar al de partículas suspendidas con diámetro aerodinámico (Chow y Watson 1998, Bautista et al. 2014, Cortés et al. 2017).

De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS), las partículas con diámetro aerodinámico (d) se definen como PM₁₀ si $d \in (10, 2.5 \mu\text{m})$, y PM_{2.5} si $d \leq 2.5 \mu\text{m}$ (WHO 2017). Por lo tanto, las partículas del PU con diámetro $\leq 10 \mu\text{m}$ tienen la capacidad de resuspenderse en la atmósfera en ciertas condiciones ambientales (baja humedad, radiación intensa, viento, etc.) (Chow y Watson 1998, WHO 2017).

Las partículas con diámetro $< 10 \mu\text{m}$ pueden ingresar en las partes más internas del sistema respiratorio humano y generar diversos problemas de salud (Aguilera 2021). El PU contiene PM₁₀ y PM_{2.5}, por lo que es contemplado en el monitoreo ambiental (WHO 2017).

Las partículas finas del PU vial pueden contener elementos potencialmente tóxicos (EPT) como Cr,

Cu, Ni, Pb y Zn, así como otros componentes peligrosos, cuya acumulación a lo largo de las vialidades las convierten en fuentes de contaminación lineal (Chow y Watson 1998, Fernández et al. 2000, Sternbeck et al. 2002, Yang et al. 2002, Artiñano et al. 2003, Pöschl 2005, Machado et al. 2008, SEMARNAT 2011, Espinosa y Miranda 2013, Cortés et al. 2017).

Con el objetivo de disminuir la contaminación en la Ciudad de México (CDMX), se ha instrumentado un plan de movilidad que favorece el uso del transporte público. Los carriles de las principales vialidades se han dividido: el transporte público circula por un carril exclusivo y el transporte privado o convencional circula por los carriles restantes (GCDMX 2020).

La red del sistema de autobuses del transporte público de la CDMX está clasificada por el tipo de motorización (motor eléctrico, gasolina o diésel), circunstancia que permite observar la influencia del tipo de transporte público en las características del PU.

Los estudios para identificar la concentración de elementos en el PU vial son escasos y costosos (Wei y Yang 2010, Rodríguez et al. 2011, Ihl et al. 2015). Por tal motivo, se buscan métodos alternativos que permitan estimar la concentración de EPT de forma confiable a menor costo, lo que ayudaría a evaluar e identificar sitios o áreas de riesgo por acumulación de dichos elementos (Martínez et al. 2001, Aguilar et al. 2011, Pant y Harrison 2013, Rachwał et al. 2015, Hetem y Andrade 2016, Crilley et al. 2017).

Los métodos magnéticos ofrecen la posibilidad de estimar de forma indirecta y confiable la concentración de EPT en suelo y PU, debido a que los minerales ferrimagnéticos pueden adsorber o absorber en su estructura cristalina iones de EPT (Lasheen et

al. 2012, Aguilar et al. 2013, Fawzia et al. 2020). Los modelos matemáticos para estimar la concentración de EPT son de tipo lineal y han exhibido coeficientes de correlación lineal de Pearson (r) de 0.5 a 0.6 (Aguilar et al. 2011, 2013, Cejudo et al. 2015b, Cortés et al. 2017). Los modelos usan los valores de susceptibilidad magnética específica (χ_{lf}) y la magnetización remanente isothermal (MRIS) obtenida entre 700 y 1000 mT para estimar concentraciones de Cr, Cu, Pb, V y Zn en suelo y PU (Morton-Bermea et al. 2009, Aguilar et al. 2011, Cejudo et al. 2015a, b).

Los objetivos de este estudio fueron: a) identificar los sitios de mayor contaminación por elementos potencialmente tóxicos, material magnético y tamaño de partícula en el polvo urbano, y b) evaluar la influencia de los diferentes tipos de transporte público en la concentración de elementos potencialmente tóxicos, propiedades magnéticas y el tamaño de partícula en el polvo urbano.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y muestreo

El área de estudio cubre 298 km² y tiene una altitud promedio de 2250 msnm. La zona de influencia directa alrededor de las vialidades fue de 70 m y registra una población de 1784 771 personas (INRIX 2020, INEGI 2021).

Se seleccionaron seis vialidades primarias de la CDMX conforme a los siguientes criterios: tránsito vehicular constante durante el día, velocidad de desplazamiento promedio de 30 km/h y circulación de un solo tipo de transporte público. Cuatro vialidades cruzan la ciudad de norte a sur en línea recta (longitud promedio de 15 km) y dos circuitos viales: uno alrededor del aeropuerto (longitud de 13.6 km) y el otro en el centro de la ciudad (longitud de 42 km). Las vialidades están construidas con cinta asfáltica y acera de concreto hidráulico, y tienen un ancho de 8 a 12 m (cuatro a seis carriles).

Las características de los automotores que circulan en las vialidades son: a) automóviles particulares (con motor a gasolina) y b) autobuses para transporte público. Cada vialidad fue clasificada de acuerdo con el tipo de transporte público que circula por el carril confinado, como autobuses con motor diésel euro 5 (MB), autobuses con motor eléctrico (TRB), autobuses con motor diésel euro III (RTP), autobuses de bajo octanaje y taxis (TAXBUS), autobuses con motor diésel y de bajo octanaje (CE) y el circuito alrededor del aeropuerto (AER) (**Fig. 1**).

El levantamiento de las muestras de PU en la CDMX se hizo el 15 de abril de 2017. Las condiciones de recolección fueron: temperatura promedio de 17.3 °C, humedad de 36 % y velocidad promedio del viento de 15 km/h en dirección NW-SE (estación meteorológica Merced [MER]) (CNA 2017, SEDEMA 2019).

La muestra estuvo compuesta por el PU acumulado en un área de 1 m² sobre la cinta asfáltica del carril confinado para transporte público. Todas las muestras fueron recolectadas con recogedor y cepillo plástico, y colocadas en una bolsa de polipropileno con cierre, marcada con datos geográficos en el sistema de proyección universal transversal de Mercator con Datum 1984 (UTM WGS84 zona 14N). Los materiales de fracción gruesa (diámetro > 5 mm) fueron removidos *in situ* y la distancia entre muestras fue de 800 m (**Fig. 1**).

Todas las muestras fueron cribadas en el laboratorio con dos tamices ASTM para obtener un tamaño homogéneo de partícula. El material cribado en tamiz ASTM N° 10 (2.0 mm) se usó para análisis de propiedades magnéticas, en tanto que el material cribado en tamiz ASTM N° 230 (63 µm) se usó para análisis de fluorescencia de rayos X y para la preparación de soluciones para determinar el tamaño de partículas con diámetro ≤ 10 µm. Todos los análisis se hicieron con 10 g de material tamizado.

Elementos potencialmente tóxicos

El análisis químico elemental (Cr, Cu, Pb, V y Zn) del PU se hizo con espectrometría de fluorescencia de rayos X (FRX) empleando un espectrómetro portátil Skyray, modelo Genius 9000 (detector de deriva de silicio [SDD]) con límite de detección de 10 µg/kg en condiciones normales de presión y temperatura, tiempo de exposición de 50 s, voltaje de 45 kV y corriente de 40 µA. El método para determinar la concentración de elementos se apoyó en el protocolo 6200 de la Environmental Protection Agency de EUA (EPA SW-846) para espectroscopia de FRX (US-EPA 2017).

Cada muestra para FRX fue preparada con material cribado en malla N° 230 (63 µm), el cual se colocó dentro de una copa de Teflón recubierta con película de Mylar de 3.6 µm de espesor (Chemplex N° 150). El espectrómetro se colocó a una distancia de 2 mm de la muestra con un ángulo de 45° para hacer la medición, la cual se repitió cinco veces.

La concentración de cada elemento (Cr, Cu, Pb, V y Zn) se determinó conforme a la curva de calibración obtenida con los estándares de las series IGLS-1, IGLa-1 e IGLb-3. Los coeficientes de correlación

lineal de Pearson (r) fueron: Cr: 0.99; Cu: 0.99; Pb: 0.93; V: 0.99, y Zn: 0.98 (Lozano y Bernal 2005).

Propiedades magnéticas

El material cribado en tamiz ASTM N° 10 (2.0 mm) fue encapsulado en una caja cúbica de acrílico de 8 cm³ para hacer mediciones de susceptibilidad magnética (κ) en un equipo Bartington MS3 con sensor dual MS2B a temperatura ambiente. Las mediciones se hicieron en dos frecuencias: 0.46 y 4.6 kHz (κ_{hf}). Los resultados se emplearon para determinar el valor de la susceptibilidad específica

($\chi_{hf} = \kappa_{hf}/\rho$, donde ρ es la densidad del material en kg/m³) y el porcentaje de la susceptibilidad magnética dependiente de la frecuencia ($\chi_{dr}\% = [(\kappa_{lf} - \kappa_{hf}) / \kappa_{lf}] \times 100$). Estos parámetros magnéticos permitieron identificar la concentración de material magnético y la presencia de partículas ferrimagnéticas ultrafinas (≤ 30 nm) o superparamagnéticas (SP) en el PU vial de la CDMX (Dunlop y Ozdemir 1997, Dearing 1999, Evans y Heller 2003).

La magnetización remanente isoterma (MRIS) permitió identificar y cuantificar la concentración de minerales magnéticos de baja coercitividad magnética

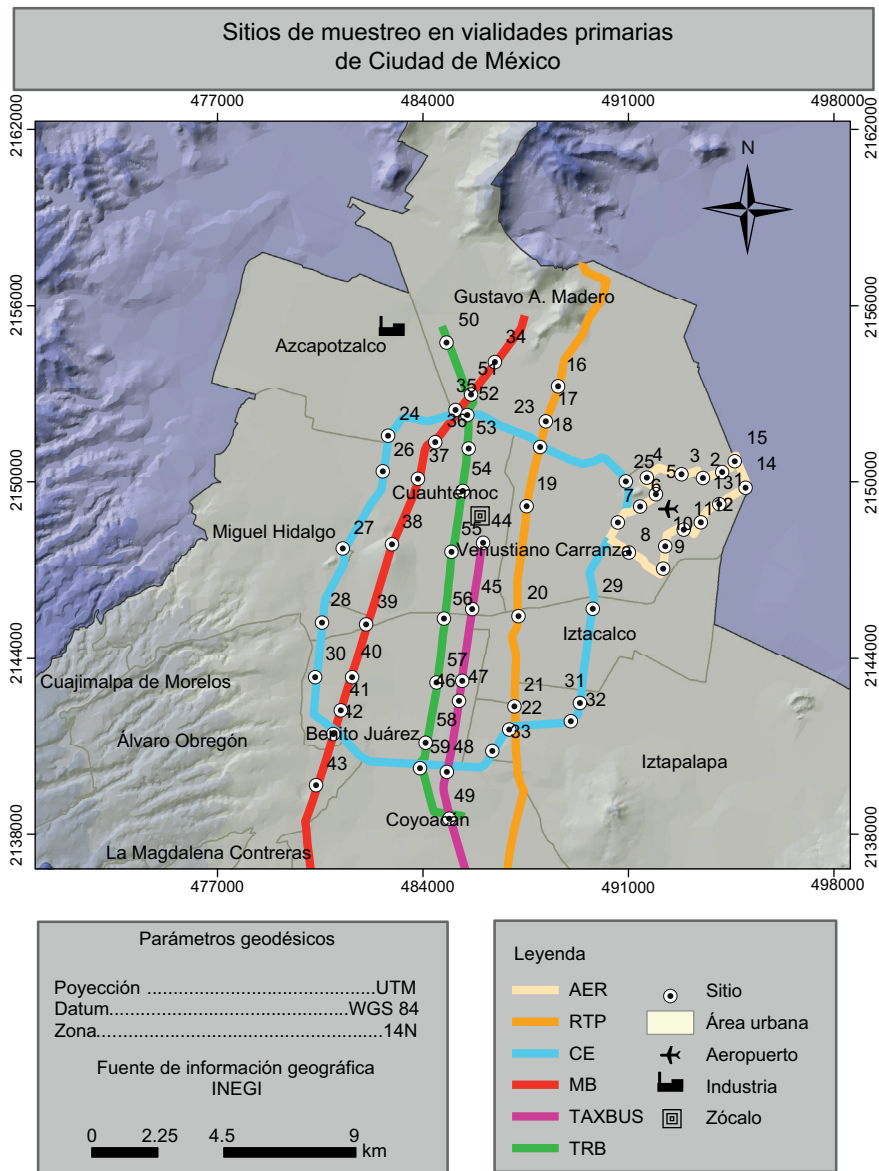


Fig. 1. Sitios de estudio y vialidades primarias clasificadas por el tipo de transporte público que circula en la Ciudad de México.

en el PU. Para ello, a cada muestra se le aplicó un campo magnético direccional (+Z) de 1000 mT con un magnetizador de pulsos IM-10 de ASC Scientific a temperatura ambiente. Posteriormente se hizo la medición de magnetización remanente con un magnetómetro de giro JR6 AGICO y se obtuvo el valor de MRIS. Inmediatamente después se aplicó un campo magnético en dirección opuesta (-Z) de 300 mT, y se midió su magnetización remanente (MRI₃₀₀), con la finalidad de calcular el cociente S₃₀₀ ($S_{300} = \text{MRI}_{300}/\text{MRIS}$) para identificar la proporción de minerales magnéticos de baja coercitividad ($S_{300} \geq 0.7$) o alta coercitividad ($S_{300} < 0.7$) en el PU (Evans y Heller 2003).

Los portadores magnéticos se identificaron con los cambios de fase de la curva de susceptibilidad magnética (κ) en función de la temperatura (T) o curva termomagnética (punto de Curie) por medio de un análisis diferencial (Dunlop y Ozdemir 1997, Gubbins y Herrero 2007, Tauxe et al. 2010). La medición de κ vs. T se hizo con un susceptibilímetro MFK2 AGICO. Para ello, se usó 1 g de material, el cual se calentó de 35 a 600 °C con una razón de cambio de 20 °C/min.

Tamaño de partícula

El tamaño de partícula se determinó con el método granulométrico de difracción láser en húmedo con el contador de partículas láser Spectrex PC-2200. Para el análisis se usaron 10 g de PU. El contador usa el principio de dispersión de luz a un ángulo cercano, donde un rayo láser giratorio atraviesa las paredes de un recipiente de vidrio. Cuando el láser se dirige a través de la zona sensible central, el PC-2200 cuenta las partículas en suspensión y tabula su tamaño. Esta medición proporciona información de varios tamaños y densidades de partículas con diámetros < 63 μm (Spectrex 2011). El equipo se calibra con tres estándares (E) que contienen microesferas de poliestireno en una suspensión estable y de lenta sedimentación: E1 con control de recuento de 1075 partículas y un diámetro de 5 μm ; E2 con control de recuento de 450 partículas y un diámetro de 1 μm , y E3 control ultralimpio < 20 partículas con diámetro de 1 μm .

Las mediciones del tamaño de partícula se hicieron con soluciones preparadas con material tamizado y agua destilada. Se tomaron 10 g de material tamizado y se subdividieron en muestras de 1 g. Posteriormente, cada submuestra fue diluida en 100 mL de agua destilada con dispersante (factor 1:100) y puesta en un baño ultrasónico por 5 min para lograr la dispersión de las partículas en la solución. Por medio de una pipeta desechable, se colocaron 5 gotas de la solución preparada dentro del portamuestra cilíndrico de vidrio con 100 mL de agua

destilada en el PC-200. La solución se agitó magnéticamente para que el láser incidiera en las partículas en movimiento y se efectuara el conteo. Los resultados que proporciona el PC-2200 están en función del diámetro de las partículas (Spectrex 2011). Se seleccionaron los resultados de las partículas con diámetro de 10 a 2 μm (Grupo 1) y con diámetro menor a 2 μm (Grupo 2).

Análisis de datos

El análisis exploratorio de datos (AE) (estadística descriptiva, prueba de normalidad Kolmogorov-Smirnov, Kruskal-Wallis y correlaciones de Pearson) se obtuvo con el software R (Fox 2005). El análisis estructural de los datos (modelo de semivariograma) se hizo con el software GS+ (Gamma-Design 2013) empleando el sistema de proyección universal transversal de Mercator (UTM) con Datum WGS84.

El modelo de interpolación tipo kriging ordinario (KO) se usó para generar los modelos de distribución espacial (MDE). Sólo se usaron los datos que presentaron un análisis estructural con las siguientes características: modelo esférico, valor de nugget < 0.39, varianza estructural > 68 % y rango > 0.8 km (Webster y Oliver 2007, Remy et al. 2009).

Un análisis de componentes principales (ACP) y análisis de conglomerados se hicieron con los valores de la mediana de cada parámetro (χ_{lf} , χ_{dr} %, MRIS, PM_{2.5}, PM₁₀, Cr, Cu, Pb, V y Zn), con el fin de identificar similitudes o diferencias en el PU de las distintas vialidades (Yang et al. 2014).

Adicionalmente, se hizo un análisis de correlación lineal entre parámetros magnéticos y la concentración de EPT y porcentaje del peso de partículas..

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de las 59 muestras de PU de la CDMX se presentan de forma general y por tipo vialidad.

Elementos potencialmente tóxicos en el polvo urbano

Se determinó la concentración de Cr (total), Cu, Pb, V y Zn en 59 muestras de PU de la CDMX. Los resultados se presentan en el **cuadro 1** y la **figura 2**.

El PU vial de la CDMX mostró concentraciones variables de Cr, Cu, Pb, V y Zn, siendo los elementos de mayor abundancia Zn y Pb, y los de menor abundancia Cr y V (**Cuadro 1** y **Fig. 2**).

Las concentraciones de PU vial de la CDMX fueron comparadas con los límites máximos permitidos para suelo residencial de la NOM-147-SEMARNAT/

CUADRO I. ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA DE CONCENTRACIÓN DE ELEMENTOS DE POLVO URBANO EN VIALIDADES PRIMARIAS DE LA CIUDAD DE MÉXICO.

Vialidad	Número de muestros	Parámetro														
		Cr (mg/kg)			Cu (mg/kg)			Pb (mg/kg)			V (mg/kg)			Zn (mg/kg)		
		Mínimo-máximo	Promedio	Mediana	Mínimo-máximo	Promedio	Mediana	Mínimo-máximo	Promedio	Mediana	Mínimo-máximo	Promedio	Mediana	Mínimo-máximo	Promedio	Mediana
AER	15	33-127	61±25	57±13	40-203	115±45	107±12	187±7	205±87	187±7	57-121	85 ± 15	87 ± 24	262-851	531 ± 160	496 ± 14
CE	11	48-98	71±17	63±13	99-266	155±57	147±11	216±8	254±91	216±8	62-123	84 ± 16	83 ± 27	455-1109	667 ± 210	586 ± 14
MB	10	29-89	58±18	59±13	75-182	127±30	125±11	207±8	210±60	207±8	75-124	100 ± 17	102 ± 27	416-690	530 ± 91	530 ± 13
RTP	7	32-95	65±27	72±13	77-176	128±44	114±10	210±8	239±70	210±8	78-110	950 ± 11	98 ± 27	361-742	608 ± 131	659 ± 14
TAXBUS	6	28-76	46±18	44±12	76-200	126±47	119±11	163±8	196±82	163±8	76-107	87 ± 12	84 ± 25	252-742	470 ± 175	428 ± 14
TRB	10	40-131	66±27	58±13	93-370	209±112	151±11	199±8	233±114	199±8	74-111	95 ± 12	96 ± 24	316-800	557 ± 160	565 ± 14
Total	59	28-131	62±23	58±13	40-370	143±68	122±11	210±8	223±85	210±8	57-124	90 ± 15	89 ± 25	252-1109	563 ± 165	560 ± 14
NOM-147*			280**			N/A			400			78			N/A	
Morton																76
Berman et al. (2009)																

*Límite permisible en mg/kg para suelo residencial (SEMARNAT 2007); **cromo hexavalente.

AER: circuito aeropuerto; CE: autobús alto octanaje; MB: autobús diésel; RTP: autobús bajo octanaje; TAXBUS: taxis y autobús; TRB: autobús eléctrico; Cr: cromo; Cu: cobre; Pb: plomo; V: vanadio; Zn: zinc; NOM: Norma Oficial Mexicana.

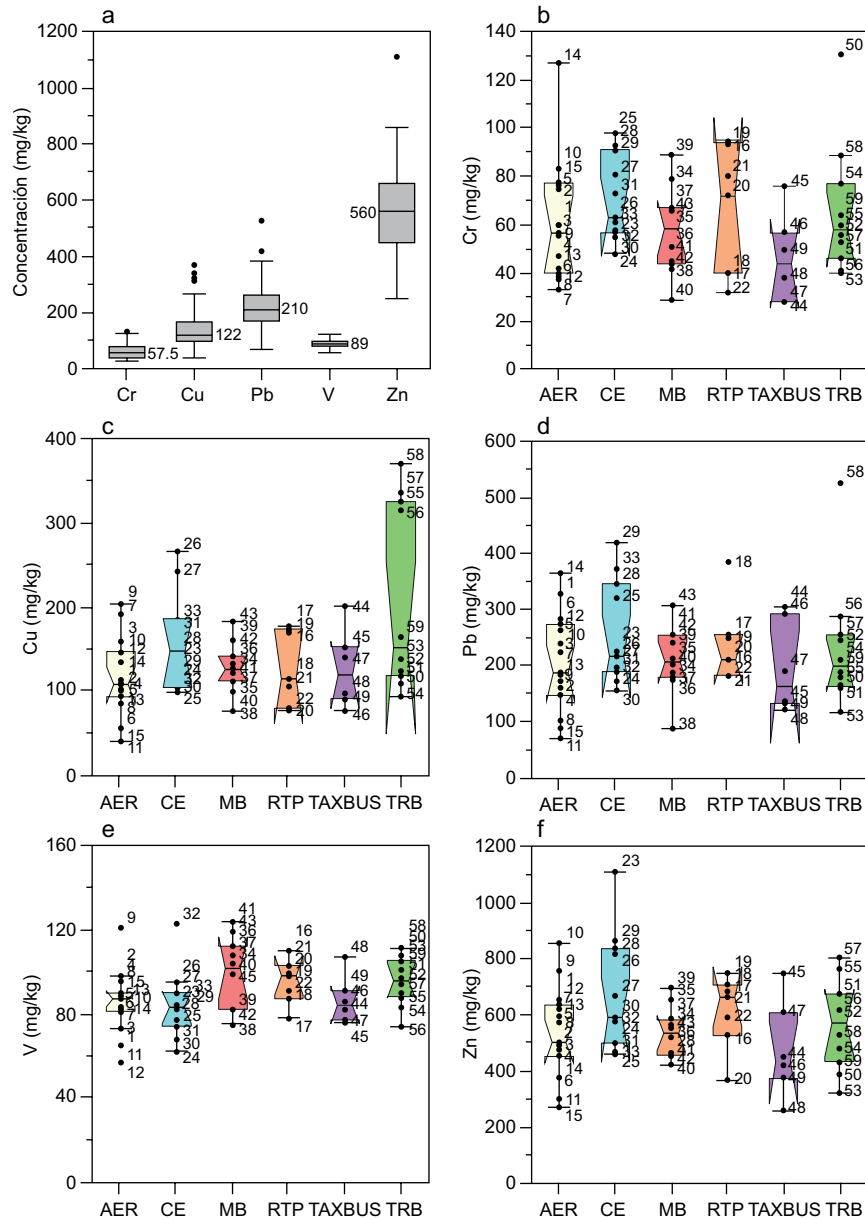


Fig. 2. Dispersión de concentraciones de cromo (Cr), cobre (Cu), plomo (Pb), vanadio (V) y zinc (Zn) en polvo urbano en vialidades primarias de la Ciudad de México con diferentes tipos de transporte. Los segmentos de recta determinan el límite para la detección de valores atípicos a partir de valores extremos. AER: aeropuerto; CE: autobús de alto octanaje; MB: autobús de diésel; RTP: autobús de bajo octanaje; TAXBUS: taxis y autobús; TRB: autobús eléctrico.

SSA1-2004 (SEMARNAT 2007). Las concentraciones reportadas de Cr (28 ± 9 a 131 ± 15 mg/kg) y Pb (70 ± 5 a 525 ± 12 mg/kg) en PU exhibieron valores por debajo del límite permisible (Cr: 280 mg/kg; Pb: 400 mg/kg). Las vialidades CE y TRB reportaron muestras de PU con valores superiores al límite permisible para Pb (**Cuadro I**).

Por otra parte, se encontraron 47 sitios con concentraciones de V por arriba del límite permisible (V: 78 mg/kg), los cuales están distribuidos en diferentes vialidades (**Cuadro I** y **Fig. 2**).

La autoridad local no ha definido el límite permisible para las concentraciones de Cu y Zn. Sin embargo, Morton-Bermea et al. (2009) propusieron

valores de referencia para ambos elementos en suelo de la CDMX de 32 y 76 mg/kg, respectivamente. Las concentraciones de Cu y Zn de este estudio fueron superiores a los valores de referencias propuestos por estos autores (**Cuadro I**, **Fig. 2**).

Se encontraron valores de concentración atípicos para Cr (131 ± 14 mg/kg) en la vialidad TRB, para Pb ($> 384 \pm 10$ mg/kg) en las vialidades RTP y TRB, y para V ($> 121 \pm 23$ mg/kg) en el circuito AER y la vialidad CE (**Cuadro I** y **Fig. 2**).

El análisis de varianza (ANOVA) y la prueba de Kruskal-Wallis de las concentraciones de elementos clasificados por tipo de vialidad no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las medias; por lo tanto, no hay evidencia suficiente que indique que el tipo de vialidad o transporte público sea un factor importante en la concentración de EPT en PU de la CDMX (**Fig. 2**).

Análisis espacial de los elementos potencialmente tóxicos

La concentración de V no cumplió con los criterios de selección del análisis estructural, por lo que se omitió su modelación de KO. Los resultados del análisis estructural de los otros parámetros se muestran en el **cuadro II**.

Los MDE de la concentración de Cr, Pb y Zn indicaron que no hay una distribución homogénea de estos elementos en las vialidades de la CDMX (**Fig. 3**).

El MDE de Cr mostró que las vialidades TRB, MB y RTP tienen segmentos que actúan como reservorios, en tanto que el circuito AER presentó zonas puntuales de acumulación de Cr localizadas en las zonas de despeje y aterrizaje del aeropuerto. La vialidad RTP mostró una concentración de Cr estable a lo largo la vialidad (72 ± 13 mg/kg) (**Fig. 3a**).

El MDE de Pb mostró una mayor cantidad de reservorios en la zona sur de la CDMX, y en los cruces de las vialidades MB-CE-TRB, CE-RTP, zona de despeje y aterrizaje del aeropuerto (**Fig. 3b**).

El MDE de Zn exhibió que las vialidades CE, MB, TAXIBUS, TRB acumulan mayor contenido Zn en la zona centro de la CDMX, en la proximidad del área industrial de la zona norte y en la parte sur del circuito del aeropuerto (**Fig. 3c**).

El MDE de Cu mostró una distribución homogénea en las vialidades de la CDMX. Sólo la vialidad TRB mostró un sitio con concentración alta, el cual se ubicó en el centro de la CDMX. Esta acumulación puede estar asociada al intenso tránsito vehicular que presenta la zona (**Fig. 3d**).

Los segmentos de las vialidades con tráfico vehicular lento (velocidad < 20 km/h) de la CDMX son los que exhibieron reservorios de Cr y Zn. Aunque hay varias fuentes de contaminación, las emisiones vehiculares son las que predominan y contribuyen a la adición de EPT (Yang et al. 2014, Cortés et al. 2017).

CUADRO II. RESULTADOS DEL ANÁLISIS ESTRUCTURAL DE PARÁMETROS MAGNÉTICOS Y ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS.

Parámetro	Modelo	Nugget	Sill	C/C + Co*	Rango
		(Co)	(C + Co)	(%)	(km)
χ_{if}	Esférico	0.005	0.114	95.6	2.19
MRIS	Esférico	0.039	0.124	68.5	3.06
$\chi_{dr}^{\%}$	Esférico	0.001	1.601	99.9	1.52
Cr	Esférico	0.024	0.156	84.4	1.50
Cu	Esférico	0.000	0.163	99.9	1.24
Pb	Esférico	0.0001	0.168	100.0	1.10
V	Gaussiano	0.0001	0.033	99.9	1.68
Zn	Esférico	0.000	0.099	99.9	1.70
PM ₁₀	Esférico	5.000	84.540	93.5	1.16
PM _{2.5}	Esférico	0.000	0.319	100.0	2.26

*C/C + C₀: varianza estructural.

χ_{if} : susceptibilidad magnética específica o másica; MRIS: magnetización remanente isotermal de saturación; $\chi_{dr}^{\%}$: porcentaje de susceptibilidad magnética dependiente de la frecuencia; Cr: cromo; Cu: cobre; Pb: plomo; V: vanadio; Zn: zinc; PM₁₀: material particulado $< 10 \mu\text{m}$; PM_{2.5}: material particulado $< 2.5 \mu\text{m}$.

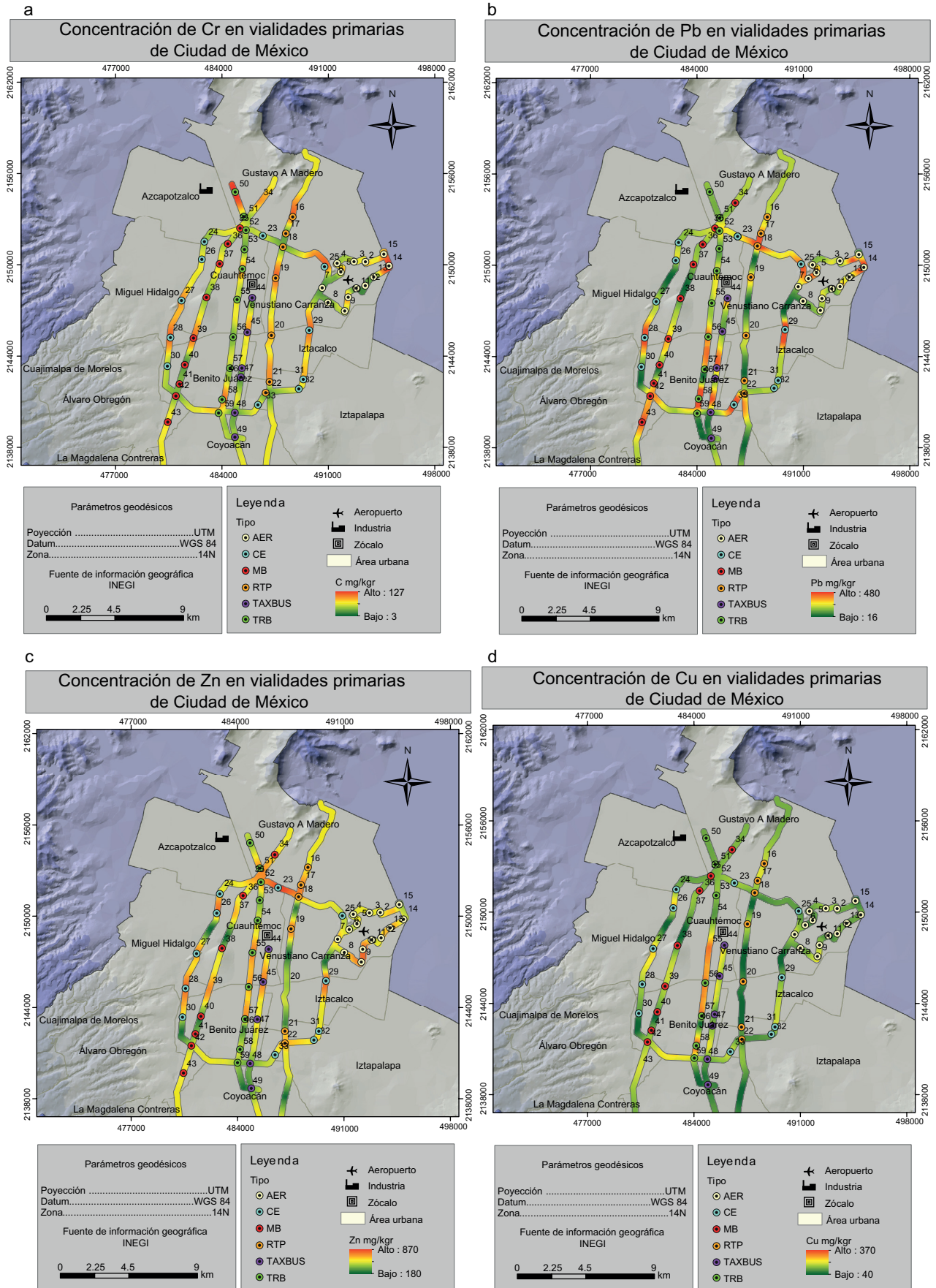


Fig. 3. Distribución espacial de las concentraciones de cromo (Cr), cobre (Cu), plomo (Pb) y zinc (Zn) en el polvo urbano de las vialidades primarias de la Ciudad de México.

En 1991 se dejan de consumir gasolinas con aditivos de Pb para uso vehicular; por lo tanto, la fuente de Pb asociado a emisiones vehiculares se ha mitigado o eliminado. Sin embargo, el Pb no es biodegradable y permanece en la superficie. El MDE de Pb indicó la presencia de reservorios en varias vialidades, acumulación que puede deberse al Pb existente u otras fuentes (**Fig. 3**). Se encontraron sitios con alto contenido Pb en las inmediaciones del aeropuerto, lo cual puede estar asociado con emisiones provenientes de motores de aeronaves que aún usan gasolina adicionada con Pb (Repsol 2014). Por otra parte, no se observó una relación entre la acumulación de Pb y el tráfico vehicular intenso.

La comparación de los MDE de los EPT y el tránsito vehicular mostró que los corredores viales con tránsito vehicular de baja velocidad son los que tienen mayor acumulación de EPT (**Fig. 3**).

Propiedades magnéticas del polvo urbano

La estadística descriptiva de los parámetros magnéticos se muestra en el **cuadro III**. Los valores de los parámetros magnéticos en el PU vial de la CDMX fueron: χ_{if} de 2.1 ± 0.04 a $9.7 \pm 0.18 \mu\text{m}^3/\text{kg}$; MRIS de 16.2 ± 0.2 a $111.7 \pm 1.4 \text{ mA} \cdot \text{m}^2/\text{kg}$; $\chi_{df}^{\circ\%}$ de 0.2 ± 0.02 a $8.3 \pm 0.02 \%$. Los cocientes S_{-300} exhibieron un rango de valores de 0.7 a 1.0, característico de muestras con una proporción mayor de minerales ferrimagnéticos sobre antiferromagnéticos, lo cual es común en muestras de origen antrópico donde hay mayor presencia de material ferrimagnético de baja coercitividad (**Cuadro III**) (Evans y Heller 2003).

Morton-Bermea et al. (2009) proponen que los suelos de la CDMX con valores de $\chi_{if} > 4.0 \mu\text{m}^3/\text{kg}$ contienen concentraciones altas de EPT. Cejudo et al. (2015b) afirman que los PU de la CDMX con valores de MRIS $> 46.2 \text{ mA} \cdot \text{m}^2/\text{kg}$ contienen concentraciones altas de EPT. En este estudio se encontraron muestras de PU con valores superiores de χ_{if} y MRIS ($4.2 \pm 1.5 \mu\text{m}^3/\text{kg}$ y $55.9 \pm 19.1 \text{ mA} \cdot \text{m}^2/\text{kg}$, respectivamente) que coincidieron con muestras con concentraciones altas de EPT. En este estudio se reportan 22 sitios de las vialidades de la CDMX con valores por debajo de los umbrales propuestos por Morton-Bermea et al. (2009) y Cejudo et al. (2015b) y coinciden con concentraciones bajas de EPT (**Cuadro III**).

En la **figura 4** se muestra una concentración variable de partículas ferrimagnéticas de diferentes tamaños, como partículas ultra finas (SP) menores a $0.05 \mu\text{m}$, partículas de dominio simple estable (SSD) con tamaño $> 0.5 \mu\text{m}$ y partículas ferrimagnéticas de multidominio (MD) con tamaño $> 110 \mu\text{m}$.

CUADRO III. ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA DE LOS PARÁMETROS MAGNÉTICOS MEDIDOS EN POLVO URBANO DE VIALIDADES PRIMARIAS EN LA CIUDAD DE MÉXICO.

Vialidad	Número de muestras	χ_{if} ($\mu\text{m}^3/\text{kg}$)			MRIS ($\text{mA} \cdot \text{m}^2/\text{kg}$)			$\chi_{df}^{\circ\%}$ (%)			S_{-300}		
		Mínimo-máximo	Promedio	Mediana	Mínimo-máximo	Promedio	Mediana	Mínimo-máximo	Promedio	Mediana	Mínimo-máximo	Promedio	Mediana
AER	15	2.1-7.1	3.7±1.4	3.5±0.04	33.7-111.7	61.1±22.2	58.6±1.2	2.1-8.3	4.6±0.2	4.2±0.2	0.7-1.0	0.9±0.1	0.9±0.1
CE	11	2.7-6.8	4.6±1.4	4.4±0.04	35.2-91.1	55.0±15.7	54.3±2.5	0.2-2.9	1.9±0.2	1.9±0.2	0.9-1.0	0.9±0.1	0.9±0.1
MB	10	3.1-4.9	3.9±0.5	4.0±0.04	29.3-85.0	49.0±16.7	42.9±2.2	1.3-4.4	2.4±0.2	2.0±0.2	0.9-1.0	0.9±0.1	0.9±0.1
RTP	7	2.9-9.7	4.4±2.5	3.4±0.04	40.8-111.4	57.6±25.7	46.1±1.3	0.9-3.1	2.3±0.2	2.4±0.2	0.9-1.0	1.0±0.1	1.0±0.1
TAXBUS	6	2.4-9.4	5.0±2.6	4.9±0.05	37.1-86.7	58.4±20.2	57.8±1.6	1.9-5.3	2.8±0.2	2.2±0.2	0.9-1.0	0.9±0.1	1.0±0.1
TRB	10	3.5-5.6	4.0±0.7	3.7±0.04	16.2-68.1	53.4±16.3	59.3±2.0	0.8-3.5	2.0±0.2	1.9±0.2	0.8-1.0	0.9±0.1	0.9±0.1
Total	59	2.1-9.7	4.2±1.5	3.8±0.04	16.2-111.7	55.9±19.1	52.5±3.3	0.2-8.3	2.8±0.2	2.4±0.2	0.7-1.0	0.9±0.1	0.9±0.1

AER: circuito aeropuerto; CE: autobús alto octanaje; MB: autobús diésel; RTP: autobús bajo octanaje; TAXBUS: taxis y autobús; TRB: autobús eléctrico; χ_{if} : susceptibilidad magnética específica o másica; MRIS: magnetización remanente isoterma de saturación; $\chi_{df}^{\circ\%}$: porcentaje de susceptibilidad magnética dependiente de la frecuencia; S_{-300} : cociente S.

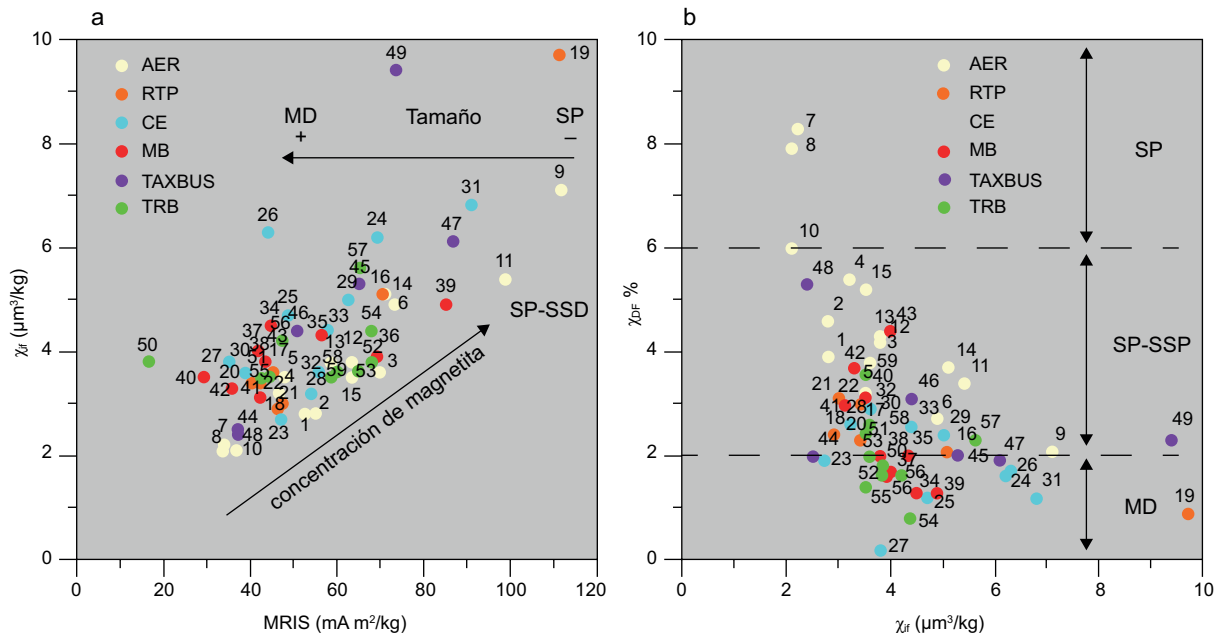


Fig. 4. (a) Magnetización remanente isotermal de saturación (MRIS) vs. susceptibilidad magnética (χ_{if}), que muestra la concentración de material magnético y tamaño de partícula ferrimagnética en el polvo urbano vial. (b) Susceptibilidad magnética vs. porcentaje de susceptibilidad dependiente de la frecuencia ($\chi_{df}\%$), que muestra la concentración de partículas superparamagnéticas en el polvo urbano de la Ciudad de México. SP: superparamagnético; SSP: estado de dominio sencillo; MD: multidominio.

Las partículas ferrimagnéticas SP, SSD y MD pueden ser portadoras de EPT (Thompson y Oldfield 1986, Dearing 1999, Aguilar et al. 2013, Cejudo et al. 2015b).

El análisis combinado de $\chi_{df}\%$ y χ_{if} del PU vial de la CDMX (**Fig. 4**) reveló la presencia de dos tipos de partículas: partículas ferrimagnéticas de fracción gruesa (SSD-MD) en las vialidades CE, MB, TRB, TAXBUS y RTP (valores de $\chi_{df}\% \leq 3\%$) y partículas ultra finas SP en la vialidad AER (valores de $\chi_{df}\% > 3\%$) (Boyle 1996, Dearing 1999, Evans y Heller 2003, Abegglen et al. 2016).

Los principales portadores magnéticos en el PU vial de la CDMX fueron minerales de la serie de las titanomagnetitas pobres en Ti y titanomagnetitas enriquecidas con Ti, resultado obtenido de la fase magnéticas (entre 300 y 580 °C) observadas en las curvas termomagnéticas (**Fig. 5**) (Tauxe 2010).

Las curvas termomagnéticas de las vialidades AER y CE mostraron un pico previo a los 580 °C (pico de Hopkinson), comportamiento relacionado con magnetita neoformada producida por partículas magnéticas que provienen de la ignición del combustible fósil (Jeleńska et al. 2004). Las curvas termomagnéticas de las vialidades RTP y MB mostraron fases magnéticas por debajo de 400 °C, que corresponden a

titanomagnetita enriquecida con Ti (**Fig. 5**) (Tauxe 2010, Liu et al. 2012, Cejudo et al. 2015a, b).

El ANOVA y la prueba Kruskal-Wallis de los parámetros magnéticos normalizados no presentaron una diferencia estadística significativa entre la media de χ_{if} y MRIS con un nivel de confianza de 95.0 %, por lo tanto, la concentración y características del material magnético son similares en las vialidades de la CDMX (**Fig. 5b**).

Los valores de MRIS y χ_{if} en el PU de la CDMX de este estudio fueron similares a las registradas por Cejudo et al. (2015a) (**Fig. 5b**).

Análisis espacial de los parámetros magnéticos

Los MDE de los parámetros magnéticos χ_{if} , MRIS y $\chi_{df}\%$ indicaron que el material magnético no se distribuye de forma homogénea en las vialidades de la CDMX. Las vialidades que exhibieron mayor concentración de material magnético fueron CE, MB y TRB (**Fig. 6a, b**). Éstas mostraron características similares de tránsito vehicular lento (velocidad < 20 km/h) y presencia de reductores de velocidad (semáforos), lo cual favorece la acumulación de material magnético. El desgaste de los frenos vehiculares promueve la presencia de partículas con contenido de Fe en el PU (**Fig. 6**).

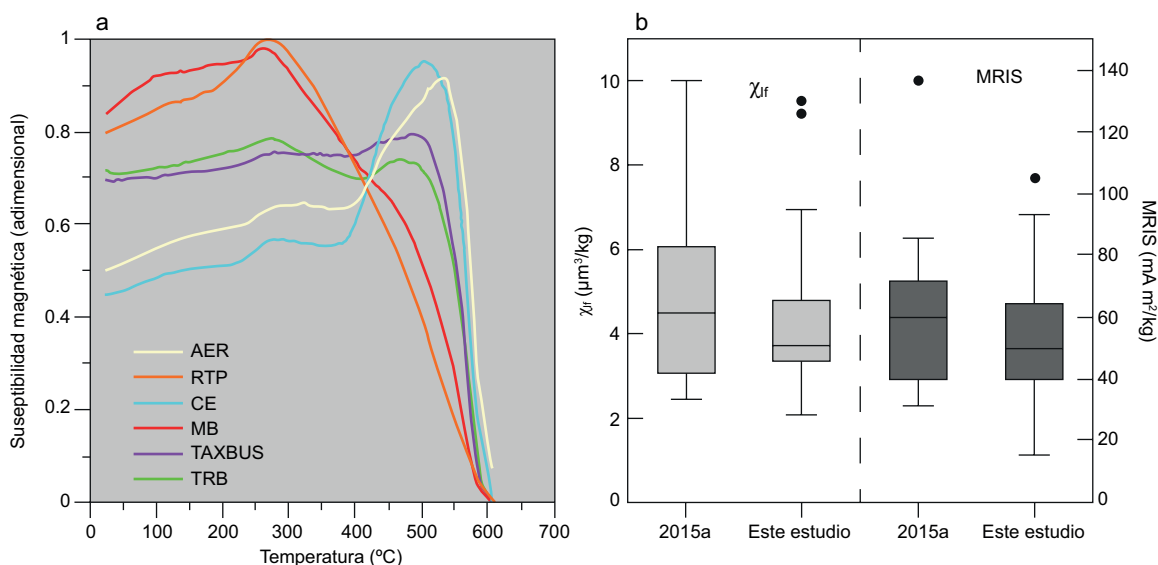


Fig. 5. (a) Curvas de susceptibilidad magnética vs. temperatura. (b) Valores de magnetización remanente isotermal de saturación (MRIS) y susceptibilidad magnética (χ_{ir}) en polvo urbano de la CDMX reportados en 2015 y este estudio (Cejudo et al. 2015a). Los segmentos de recta determinan el límite para la detección de valores atípicos a partir de valores extremos.

Los MDE de $\chi_{df}\%$ y MRIS exhibieron zonas con altas concentraciones de partículas superparamagnéticas (< 30 nm) en varias vialidades. El circuito AER mostró una alta acumulación de partículas finas ferrimagnéticas que puede estar asociada al tránsito vehicular lento (20 a 30 km/h), al sedimento lacustre del área circundante y a las emisiones de partículas provenientes de los motores de aeronaves en zonas de aterrizaje y despegue (Hudda et al. 2014) (**Fig. 6**).

El análisis de los MDE mostró que los factores que contribuyen al incremento de material magnético del PU vial son: los cruces entre vialidades, las vialidades con tránsito lento y la cercanía a las pistas del aeropuerto (**Fig. 6**).

Tamaño de partícula

Los resultados del tamaño de partícula en el PU se analizaron en dos grupos: a) grupo 1 con diámetro de partícula de 10 a 2 μm , que será tratado como PM_{10} , y b) grupo 2 con diámetro de partícula < 2 μm que será tratado como $\text{PM}_{2.5}$. La designación de PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ se hizo de acuerdo con la OMS (WHO 2021) y la posibilidad de que el PU vial tenga partículas con diámetros aerodinámicos. Los resultados se exhiben en el **cuadro IV**.

En 10 g de PU vial de la CDMX se encontró que el 8.0 ± 3.8 % de su peso corresponde a partículas con diámetro < 2.5 μm ($\text{PM}_{2.5}$); el 31.0 ± 9.6 % corresponde a partículas de 2.5 a 10 μm (PM_{10}), y el

61.0 ± 13.4 % a partículas con diámetro de 10 a 63 μm (**Cuadro IV**).

La concentración de partículas con diámetro < 10 μm en el PU vial de la CDMX fue variable. En 47 sitios se registró una alta concentración (> 40 % del peso) de PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$, que evidencia la presencia de reservorios de estas partículas en vialidades de la CDMX (**Fig. 7**).

El análisis ANOVA de la concentración de partículas mostró que no hay diferencia estadísticamente significativa entre las diferentes vialidades y el tamaño de partícula PM_{10} . Por otra parte, se encontró una diferencia estadísticamente significativa con un nivel de confianza de 95 % para las vialidades y el tamaño de partícula $\text{PM}_{2.5}$, donde la vialidad AER presentó el doble de concentración de partículas $\text{PM}_{2.5}$ (**Fig. 7b**), lo cual evidencia que el aeropuerto de la CDMX es un factor de acumulación o generación de $\text{PM}_{2.5}$.

Análisis espacial del tamaño de partícula

El MDE del contenido de partículas PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ exhibió concentraciones variables de partículas dentro de las vialidades de la CDMX. Las zonas de mayor concentración de PM_{10} fueron identificadas en las intersecciones de vialidades primarias, principalmente en la parte sur de la ciudad. Por otra parte, se exhibió una mayor concentración de $\text{PM}_{2.5}$ en la vialidad cercana al aeropuerto (AER), en los segmentos de las

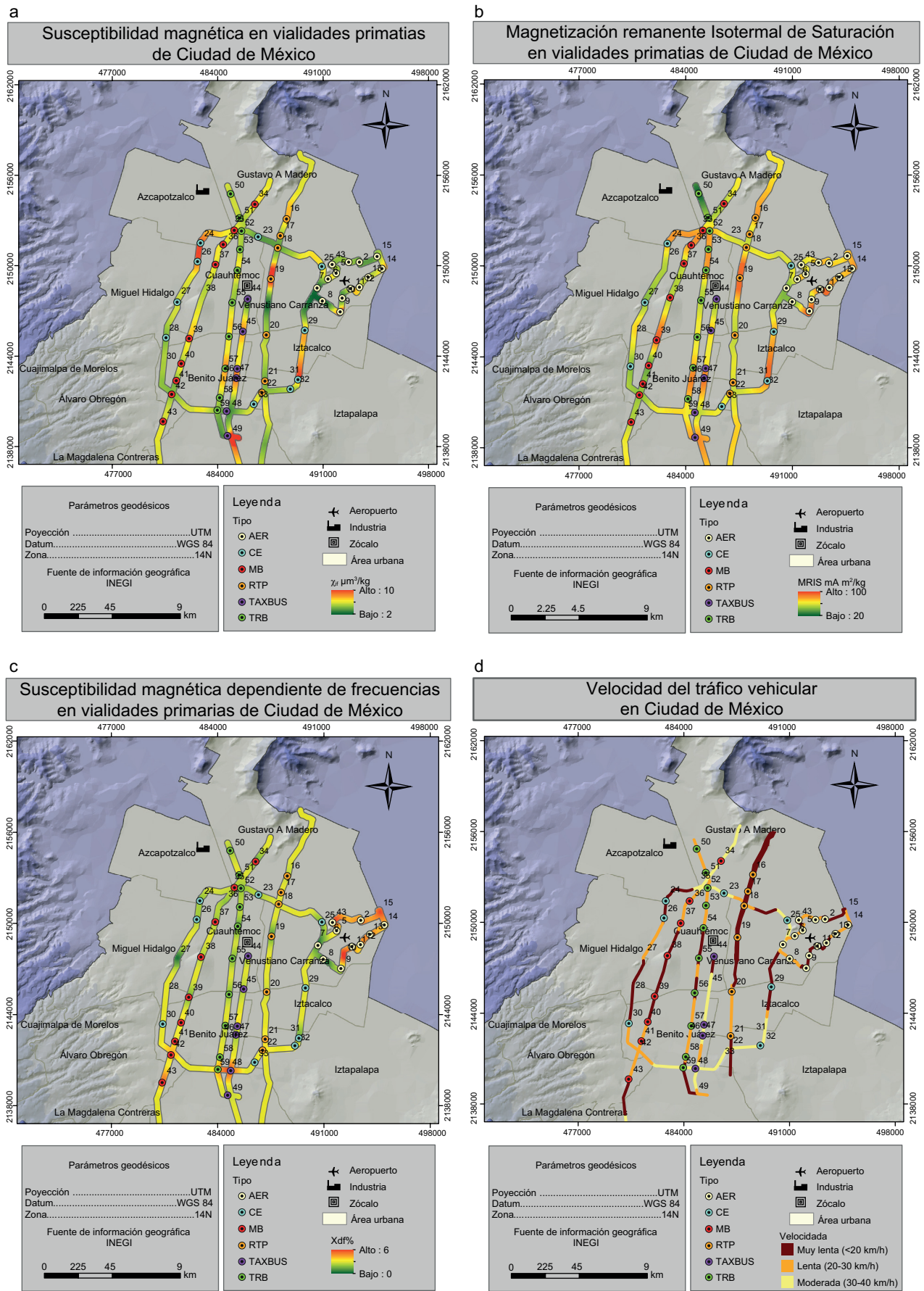


Fig. 6. Distribución del material magnético en las vialidades de la Ciudad de México y velocidad promedio del tránsito vehicular.

CUADRO IV. ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA DE CONTENIDO DE PM₁₀ Y PM_{2.5} EN POLVO URBANO DE VIALIDADES PRIMARIAS DE LA CIUDAD DE MÉXICO.*

Vialidad	Número de muestras	Parámetro					
		PM ₁₀ (en % del peso)			PM _{2.5} (en % del peso)		
		Mínimo-máximo	Promedio	Mediana	Mínimo-máximo	Promedio	Mediana
AER	15	17-36	27.2±6.4	27.0±9.5	8-26	17.1±4.9	17.0±3.8
CE	11	14-48	34.4±11.0	36.0±10.3	5-20	8.5±4.0	8.0±3.8
MB	10	27-50	37.1±10.0	32.0±10.0	4-23	9.9±5.7	8.0±4.2
RTP	7	18-54	32.1±14.3	28.0±11.5	3-16	8.7±4.8	7.0±3.8
TAXBUS	6	29-42	34.8±5.3	34.0±5.1	3-8	5.3±2.1	5.5±3.8
TRB	10	5-47	32.9±13.2	37.0±11.3	3-26	9.7±7.4	6.0±4.0
Total	59	5-54	32.5±10.4	31.0±9.6	3-26	10.8±6.3	8.0±3.8

*Resultados obtenidos de una muestra 10 g de PU de la CDMX recolectados en 1 m².

AER: circuito aeropuerto; CE: autobús alto octanaje; MB: autobús diésel; RTP: autobús bajo octanaje; TAXBUS: taxis y autobús; TRB: autobús eléctrico; PM₁₀: material particulado < 10 µm; PM_{2.5}: material particulado < a 2.5 µm.

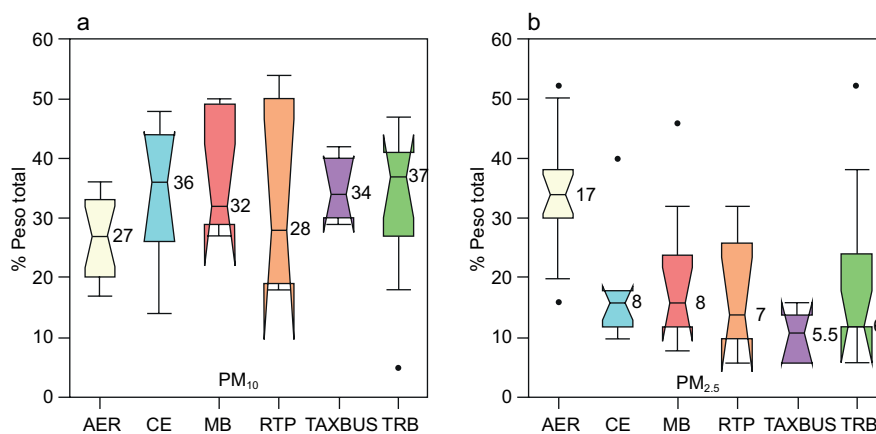


Fig. 7. Concentración de partículas con diámetro de 2.5 a 10 µm (PM₁₀) y partículas con diámetro < 2.5 µm (PM_{2.5}) en polvo urbano de vialidades primarias de la Ciudad de México. Los resultados se presentan como porcentaje del peso de muestra. AER: aeropuerto; CE: autobús de alto octanaje; MB: autobús de diésel; RTP: autobús de bajo octanaje; TAXBUS: taxis y autobús; TRB: autobús eléctrico; Cr: cromo; Cu: cobre; Pb: plomo; V: vanadio, y Zn: zinc.

vialidades TRB y MB, y en la vialidad cercana a la zona industrial ubicada al norte de la ciudad (**Fig. 8**).

Similitudes y correlación lineal de Pearson

El análisis de componentes principales (ACP) hecho con los valores de las medianas de los parámetros magnéticos, concentración de elementos y material fino permitió reducir de 10 variables a dos componentes principales (CP). La CP1 estuvo conformada por: χ_{lf} , MRIS, Cr, Pb, V y Zn, y describió el 41.17 % de la información. La CP2 estuvo conformada por:

χ_{df} %, Cu, PM₁₀ y PM_{2.5}, y describió el 35.59 % de la información (**Cuadro V**).

La varianza total obtenida del ACP fue de 76.76 % y la suma de los \cos^2 de las CP1 y CP2 fue > 0.4, lo cual es un indicador de que los individuos y las variables están bien representados en el plano principal y en el círculo de correlación (**Cuadro V** y **Fig. 9**).

La vialidad mejor representada (suma de \cos^2 > 0.4) en el ACP fue AER ($\cos^2 = 0.939$), y la menos representada fue MB ($\cos^2 = 0.324$). Los resultados

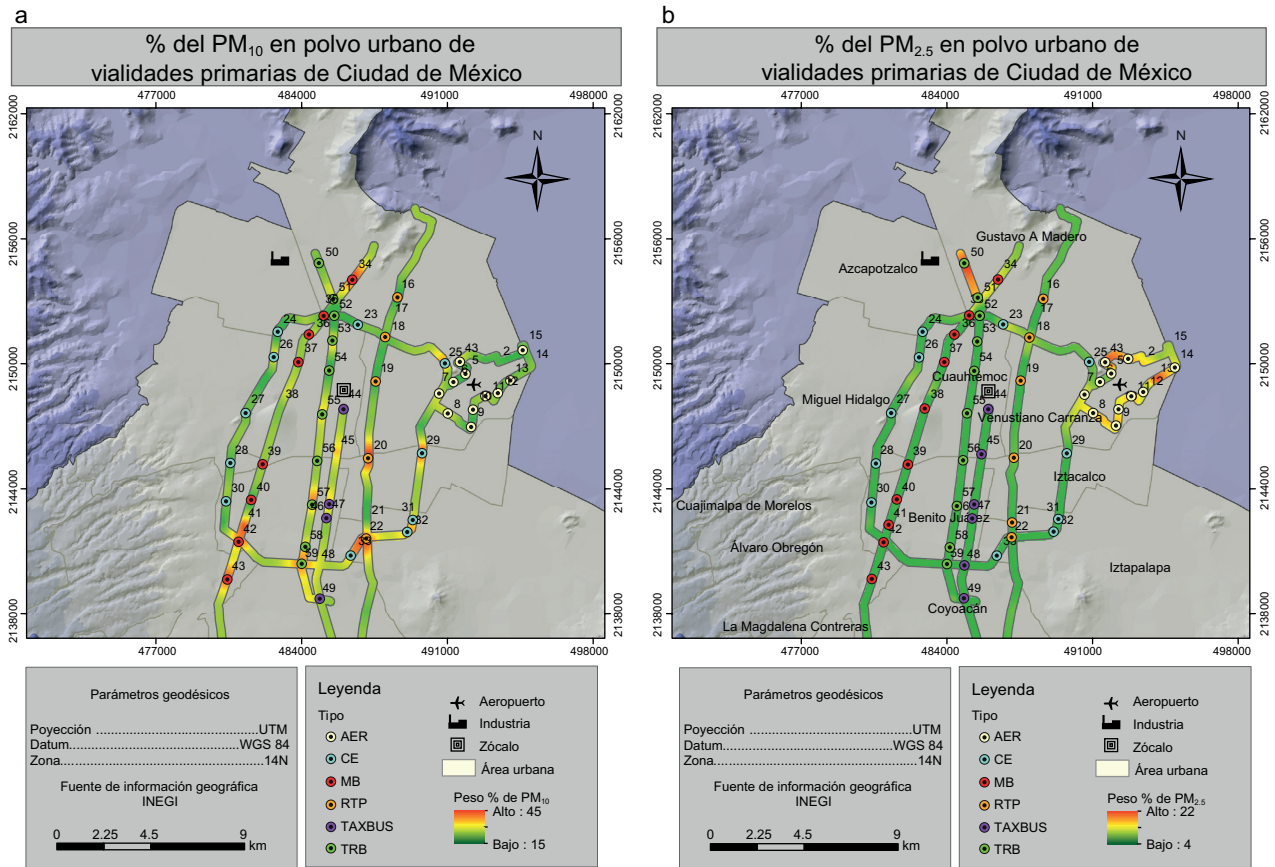


Fig. 8. Concentración de partículas con diámetro de 2.5 a 10 μm (PM_{10}) y partículas con diámetro de 2.5 a 10 μm ($\text{PM}_{2.5}$) en el polvo urbano de la Ciudad de México.

de MB son considerados dentro del análisis, debido a que la varianza total fue $> 70\%$ (**Cuadro V**).

La combinación de resultados del plano principal con el círculo de correlación permitió establecer cuatro conglomerados para las vialidades de la CDMX. El conglomerado 1 formado por TRB y CE mostró similitud con el contenido de PM_{10} y Cu; el conglomerado 2 formado por TAXBUS mostró afinidad con el contenido de material magnético (χ_{df} y MRIS); el conglomerado 3 formado por AER mostró similitud con $\chi_{df}\%$ y $\text{PM}_{2.5}$, parámetros relacionados con el tamaño de partícula; el conglomerado 4 formado con MB y RTP presentó similitud con Cr, Pb, V y Zn, elementos que están asociados con el uso de combustible fósil (**Fig. 9**) (Härdle y Simar 2003).

Se observó que los parámetros MRIS y χ_{df} en el círculo de correlación presentaron una relación inversa con los EPT, comportamiento atribuido a las características paramagnéticas (Cr y V) y diamagnéticas (Cu, Pb y Zn) de los elementos (Rengifo-Morocho et al. 2013).

Se hizo un análisis de correlación de Pearson con 55 muestras de PU de la CDMX que cumplieron con criterios de normalidad (supuestos estadísticos). Sus coeficientes de correlación fueron significativos ($r > 0.3$ y valores de $p < 0.05$) para $\chi_{df}\%$ con $\text{PM}_{2.5}$; Cr con Pb; Cr con Zn; Cu con PM_{10} , y Pb con Zn. Estos resultados concuerdan con las relaciones observadas en el ACP (**Cuadro VI** y **Fig. 9**).

La χ_{df} y MRIS no exhiben correlación fuerte ($r > 0.3$) con la concentración de Cr, Cu, Pb, V y Zn, lo cual difiere de los resultados reportados en trabajos previos para PU y suelo (Morton-Bermea et al. 2009, Cejudo et al. 2015a, Wei y Yang 2010).

El parámetro $\chi_{df}\%$ mostró una fuerte correlación con el porcentaje del peso de partículas $\text{PM}_{2.5}$ ($r: 0.95$ y $p\text{-valor} < 0.05$), por lo tanto, $\chi_{df}\%$ puede ser un indicador del contenido de material fino en el PU vial de la CDMX.

Se observó una fuerte correlación entre la concentración de Cr, Pb y Zn del PU vial de la CDMX, la cual es frecuente en muestras con presencia de partículas que provienen de emisiones vehiculares

CUADRO V. VARIANZA TOTAL Y MATRIZ DE COMPONENTES DEL PLANO PRINCIPAL Y CÍRCULO DE CONFIANZA.

Componentes		Varianza total explicada		
		Total	Eigenvalores Varianza %	Acumulado
1		4.117	41.170	41.17
2		3.559	35.587	76.76
3		1.325	13.248	90.01
4		0.616	6.163	96.17
5		0.383	3.832	100.00

		Matriz de componentes				
		CP1	CP2	CP1 (cos ²)	CP2 (cos ²)	Suma (cos ²)
Plano principal	AER	-0.757	-3.771	0.036	0.903	0.939
	CE	0.060	1.794	0.001	0.475	0.475
	MB	1.235	0.396	0.294	0.030	0.324
	RTP	-3.051	-0.637	0.844	0.037	0.881
	TAXBUS	-3.645	0.441	0.877	0.013	0.890
	TRB	0.056	1.777	0.001	0.516	0.517
Círculo de correlación	χ_{lf}	-0.738	0.484	0.544	0.234	0.778
	MRIS	-0.704	-0.070	0.496	0.005	0.501
	$\chi_{df}^{\%}$	-0.102	-0.962	0.010	0.925	0.935
	Cr	0.944	-0.003	0.891	0.000	0.891
	Cu	0.033	0.848	0.001	0.718	0.719
	Pb	0.854	0.279	0.730	0.078	0.808
	V	0.719	0.066	0.518	0.004	0.522
	Zn	0.904	0.200	0.817	0.040	0.856
	PM ₁₀	-0.331	0.898	0.109	0.807	0.916
	PM _{2.5}	-0.018	-0.865	0.000	0.748	0.748

AER: circuito aeropuerto; CE: autobús alto octanaje; MB: autobús diésel; RTP: autobús bajo octanaje; TAXBUS: taxis y autobús; TRB: autobús eléctrico; cos: coseno; CP1: primera componente y CP2: segunda componente del análisis de componentes principales.

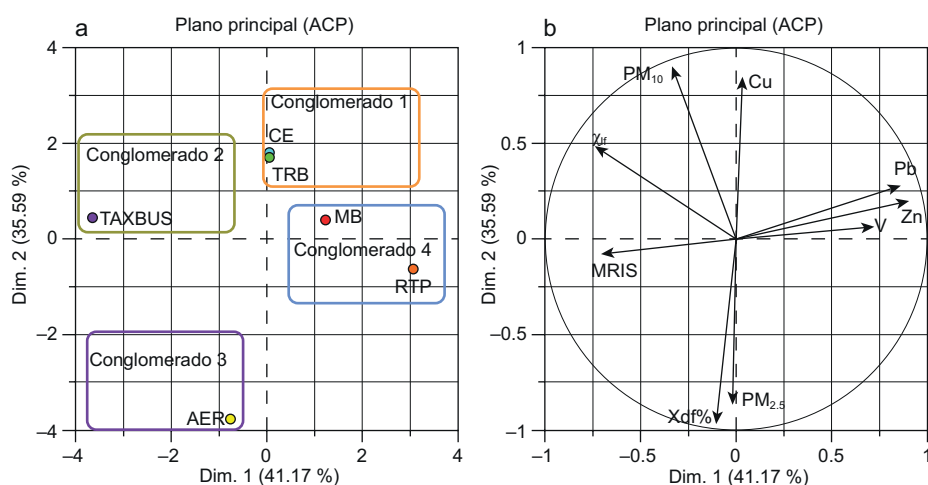


Fig. 9. Plano principal y círculo de correlación del análisis de componentes principales (ACP). Dim.1: primera componente principal; Dim.2: segunda componente principal; AER: aeropuerto; CE: autobús de alto octanaje; MB: autobús de diésel; RTP: autobús de bajo octanaje; TAXBUS: taxis y autobús; TRB: autobús eléctrico; Cr: cromo; Cu: cobre; Pb: plomo; V: vanadio; Zn: zinc; χ_{lf} : susceptibilidad magnética específica o másica; MRIS: magnetización remanente isoterma de saturación; $\chi_{df}^{\%}$ porcentaje de susceptibilidad magnética dependiente de la frecuencia; PM₁₀: material particulado < a 10 μm , y PM_{2.5}: Material particulado < a 2.5 μm .

CUADRO VI. CORRELACIÓN ENTRE LOS PARÁMETROS MEDIDOS DEL POLVO URBANO DE VIALIDADES PRIMARIAS DE LA CIUDAD DE MÉXICO.

Parámetro	χ_{lf}	MRIS	$\chi_{df}\%$	Cr	Cu	Pb	V	Zn	PM ₁₀	PM _{2.5}
χ_{lf}	1.00									
MRIS	0.23 0.66	1.00								
$\chi_{df}\%$	-0.46 0.36	0.29 0.57	1.00							
Cr	-0.68 0.14	-0.54 0.27	-0.05 0.93	1.00						
Cu	0.23 0.67	0.21 0.69	-0.69 0.13	0.08 0.88	1.00					
Pb	-0.46 0.36	-0.55 0.26	-0.28 0.59	0.87 0.02	0.42 0.41	1.00				
V	-0.59 0.22	-0.71 0.11	-0.23 0.66	0.45 0.37	-0.04 0.95	0.43 0.39	1.00			
Zn	-0.59 0.21	-0.47 0.35	-0.24 0.65	0.97 0.00	0.26 0.63	0.86 0.03	0.45 0.37	1.00		
PM ₁₀	0.58 0.22	0.32 0.54	-0.76 0.08	-0.31 0.55	0.90 0.01	0.04 0.94	-0.20 0.71	-0.11 0.84	1.00	
PM _{2.5}	-0.41 0.41	0.24 0.65	0.95 0.00	-0.01 0.98	-0.53 0.28	-0.10 0.86	-0.24 0.64	-0.22 0.68	-0.65 0.16	1.00

Correlación.

Valor-P.

χ_{lf} : Susceptibilidad magnética específica o másica; MRIS: magnetización remanente isoterma de saturación; $\chi_{df}\%$ porcentaje de susceptibilidad magnética dependiente de la frecuencia; Cr: cromo; Cu: cobre; Pb: plomo; V: vanadio; Zn: zinc; PM₁₀: material particulado < 10 μm ; PM_{2.5}: material particulado < a 2.5 μm .

relacionadas con el uso de combustible fósil (**Cuadro VI**) (Morton-Bermea et al. 2002, 2009, Rodríguez et al. 2011, Cejudo et al. 2015a, 5b).

Cambios en las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en Ciudad De México de 2006 a 2018

El registro de la concentración de EPT en el PU vial de la CDMX es escaso. Sólo existen algunos datos reportados entre 2006 y 2017 para las concentraciones de Cr, Cu, Pb, V y Zn en PU y suelo, pero ninguno sobre vialidades específicas. Usando los registros disponibles de concentración y comparándolos con los valores obtenidos en este estudio, se observó que las concentraciones promedio de Cr y V de la CDMX muestran una disminución en los últimos años (**Cuadro VII**).

Por otra parte, las concentraciones promedio de Cu, Pb y Zn han aumentado (Morton-Bermea et al. 2002, 2009, Rodríguez et al. 2011, Cejudo et al. 2015a, b) (**Cuadro VII**).

En este estudio, la concentración promedio de Cr en PU de la CDMX fue menor a la reportada por Rodríguez et al. (2011), con una diferencia del 43 %. La concentración promedio de Cu en PU de la CDMX de este estudio fue mayor a la reportada por Morton-Bermea et al. (2009), con un incremento del 32 %. La concentración promedio de Pb en PU de la CDMX de este estudio fue menor a la reportada por Morton-Bermea et al. (2002), con diferencia del 60 %. La concentración de V en PU de la CDMX de este estudio fue similar a la reportada por Ihl et al. (2015), con una diferencia del 1 % (**Cuadro VII**).

CUADRO VII. CONCENTRACIONES DE Cr, Cu, Pb, V Y Zn EN MUESTRAS DE POLVO Y SUELO DE LA CIUDAD DE MÉXICO.

	Mínimo	Máximo	Promedio	Límite permisible	Tipo	Año
Cr (mg/kg)	28	131	58		PU	Este estudio.
	41	138	84		Suelo	Ihl et al. 2015.
	65	559	135		Suelo	Rodríguez et al. 2011.
	50	265	116	105	Suelo	Morton-Bermea et al. 2009.
				280	Suelo	Recomendado por SEMARNAT (2007).
Cu (mg/kg)	40	370	122		PU	Este estudio.
	7	550	92		Suelo	Ihl et al. 2015.
	26	461	93		Suelo	Rodríguez et al. 2011.
	15	398	54	32	Suelo	Morton-Bermea et al. 2009.
	28	98	61		Suelo	Morton-Bermea et al. 2002.
			3100	Suelo	Recomendado por US-EPA (región 9; 2021).	
Pb (mg/kg)	70	525	210		PU	Este estudio.
	32	478	221		PU	Cejudo et al. 2015a.
	20	654	163		Suelo	Ihl et al. 2015.
	15	693	116		Suelo	Rodríguez et al. 2011.
	5	452	82	19	Suelo	Morton-Bermea et al. 2009.
	8	1188	354		Suelo	Morton-Bermea et al. 2002.
			400	Suelo	Recomendado por SEMARNAT (2007).	
V (mg/kg)	57	124	89		PU	Este estudio.
	57	111	83		Suelo	Ihl et al. 2015.
	60	229	186		Suelo	Rodríguez et al. 2011.
	50	179	97	87	Suelo	Morton-Bermea et al. 2009.
			78	Suelo	Recomendado por SEMARNAT (2007)	
Zn (mg/kg)	252	1109	563		PU	Este estudio.
	117	605	348		PU	Cejudo et al. 2015a.
	82	933	287		Suelo	Ihl et al. 2015.
	95	1890	447		Suelo	Rodríguez et al. 2011.
	36	1641	219	76	Suelo	Morton-Bermea et al. 2009.
	114	741	335		Suelo	Morton-Bermea et al. 2002.
			23 000	Suelo	Recomendado por US-EPA (2021) (región 9).	

Cr: cromo; Cu: cobre; Pb: plomo; V: vanadio; Zn: zinc; PU: polvo urbano.

CONCLUSIONES

El PU de las vialidades de la CDMX tiene un contenido variable de material magnético, elementos potencialmente tóxicos y tamaño de partículas aerodinámicas. Existen segmentos de las vialidades con mayores cantidades de partículas y concentraciones de EPT. Los elementos más abundantes fueron Zn y Pb y los de menor abundancia Cr, Cu y V.

Las vialidades que exhibieron mayor concentración de material fino, contenido de EPT y material magnético en PU fueron la vialidad cercana al aeropuerto de la Ciudad de México, principalmente en las áreas de despegue y aterrizaje de las aeronaves,

y en la periferia del parque industrial que se ubica en el norte de la ciudad.

Las condiciones que favorecen la acumulación de elementos en el PU vial son: intersecciones de vialidades, tránsito vehicular que se mueve a velocidades menores de 30 km/h y presencia de reductores de velocidad.

Todas las muestras de polvo urbano contienen partículas ferrimagnéticas ultrafinas o superparamagnéticas, cuya mayor acumulación se localiza en los cruces de vialidades y en la cercanía del aeropuerto de la Ciudad de México.

El PU de la vialidad del aeropuerto contiene concentraciones altas de partículas con diámetro < 2.5 µm

y material magnético fino en comparación con las otras vialidades de la CDMX. Es probable que este incremento en la concentración se relacione con las emisiones de motores de las aeronaves.

Los reportes de la concentración de EPT en PU en este estudio y los trabajos de 2011 a 2018, indican un aumento en la concentración de Cu, Pb y Zn en los últimos siete años y una disminución de la concentración de Cr. Las concentraciones de V durante el mismo periodo se observaron sin cambios.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el financiamiento otorgado al proyecto CB-2011-01-169915. Asimismo, a Omar López Arévalo por la preparación de muestras para los análisis.

REFERENCIAS

- Abegglen M., Brem B.T., Ellenrieder M., Durdina L., Rindlisbacher T., Wang J., Lohmann U. y Sierau B. (2016). Chemical characterization of freshly emitted particulate matter from aircraft exhaust using single particle mass spectrometry. *Atmospheric Environment* 134, 181-197. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.051>
- Aguilar B., Bautista F., Goguitchaichvili A. y Morton-Bermea O. (2011). Magnetic monitoring of top soils of Mérida (southern Mexico). *Studia Geophysica et Geodaetica* 55, 377-388. <https://doi.org/10.1007/s11200-011-0021-6>
- Aguilar B., Mejía V., Goguitchaishvili A., Escobar J., Bayona G., Bautista F. y Ihl T. (2013). Reconnaissance environmental magnetic study of urban soils, dust and leaves from Bogotá, Colombia. *Studia Geophysica et Geodaetica* 57, 741-754. <https://doi.org/10.1007/s11200-012-0682-9>
- Aguilera A., Bautista F., Goguitchaichvili A. y Garcia-Oliva G. (2021). Health risk of heavy metals in street dust. *Frontiers in Bioscience-Landmark* 26 (9), 327-345. <https://fbscience.com/Landmark/articles/10.2741/4896>
- Artiñano B., Salvador P., Alonso D., Querol X. y Alastuey A. (2003). Anthropogenic and natural influence on the PM₁₀ and PM_{2.5} aerosol in Madrid (Spain). Analysis of high concentration episodes. *Environmental Pollution* 125, 453-465. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00078-2](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00078-2)
- Bautista F., Cejudo R., Reyes B. y Gogitchaishvili A. (2014). El potencial del magnetismo en la clasificación de suelos: una revisión. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 66, 365-376. <http://dx.doi.org/10.18268/BSGM2014v66n2a11>
- Boyle K.A. (1996). Evaluating particulate emissions from jet engines: Analysis of chemical and physical characteristics and potential impacts on coastal environments and human health. *Transportation Research Record* 1517 (1), 1-9. <https://doi.org/10.1177/0361198196151700101>
- Cejudo R., Goguitchaichvili A., Bautista F., Delgado C., Quintana P., Aguilar D., Ramos S., Morales J., Soler A., Cossio I., Hernández A. y López H. (2015a). Caracterización magnética de polvo urbano y plantas de la Zona Metropolitana del Valle de México. *Latinmag Letter* 5 (5), 1-16.
- Cejudo R., Bautista F., Quintana P., Delgado M., Aguilar D., Goguitchaichvili A. y Morales J. (2015b). Correlación entre elementos potencialmente tóxicos y propiedades magnéticas en suelos de la Ciudad de México para la identificación de sitios contaminados: definición de umbrales magnéticos. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 32 (1), 50-61. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57237105005>
- Chow J. y Watson J. (1998). Guideline on speciated particulate monitoring. Office of Air Quality Planning and Standards (MD-14) U.S. Environmental Protection Agency, Desert Research Institute, Reno, Estados Unidos, 291 pp.
- CNA (2017). Resúmenes mensuales de temperaturas y lluvia. Base de datos de lluvia. Comisión Nacional del Agua [en línea]. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/temperaturas-y-lluvias/resumenes-mensuales-de-temperaturas-y-lluvias/09/04/2021>
- Cortés J., Bautista F., Delgado C., Quintana P., Aguilar D., García A., Figueroa C. y Gogitchaishvili A. (2017). Distribución espacial de los metales pesados en polvos urbanos de la ciudad de Ensenada, Baja California, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 23 (1), 47-60. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2016.02.005>
- Crilly L., Lucarelli F., Bloss W., Harrison R., Beddows D., Calzolari G., Nava S., Valli G., Bernardoni V. y Vecchi R. (2017). Source apportionment of fine and coarse particles at a roadside and urban background site in London during the 2012 summer ClearfLo campaign. *Environmental Pollution* 220, 766-778. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.002>
- Dearing J. (1999). Magnetic susceptibility. En: *Methods of environmental magnetism: A practical guide* (Walden J., Oldfield F., y Smith J., Eds.). Quaternary Research Association 6, Londres, Reino Unido, 35-62.
- Dunlop D. y Ozdemir O. (1997). *Rock magnetism: fundamentals and frontiers*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido, 573 pp.

- Espinosa A. y Miranda J. (2013). Elemental analysis of soil as possible resuspended dust sources in Mexico City. *International Journal of Environmental Research* 7 (4), 1015-1020.
- Evans M. y Heller F. (2003). *Environmental magnetism: Principles and applications of enviromagnetics*. Academic Press, San Diego, Estados Unidos, 299 pp.
- Fawzia E. Mohamed D., Omnia A.A., El-Shamy y Mishrif M. (2020). Study the adsorption properties of magnetite nanoparticles in the presence of different synthesized surfactants for heavy metal ions removal. *Egyptian Journal of Petroleum* 29 (1), 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2019.08.004>
- Fernández A., Ternero M., Barragán F. y Jiménez J. (2000). An approach to characterization of sources of urban airborne particles through heavy metal speciation. *Chemosphere – Global Change Science* 2, 123-136. [https://doi.org/10.1016/S1465-9972\(00\)00002-7](https://doi.org/10.1016/S1465-9972(00)00002-7)
- Fox J. (2005). The R commander: A basic-statistics graphical user interface to R. *Journal of Statistical Software* 14 (9), 1-42. <https://doi.org/10.18637/jss.v014.i09>
- Gamma-Design. (2013). *GS+ Geostatistics for the environmental sciences*, v. 9.0. Gamma Design Software, Michigan, EUA, 168 pp.
- GCDMX (2020). Ley de movilidad de la Ciudad de México. Congreso de la Ciudad de México, I Legislatura. Gaceta Oficial de la Ciudad de México, 29 de septiembre.
- Gubbins D. y Herrero E. (2007). *Encyclopedia of geomagnetism and paleomagnetism*. Springer, Dordrecht, Holanda, 1072 pp. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4423-6>
- Härdle W.K. y Simar L. (2003). *Applied multivariate statistical analysis*. Springer, Berlin, Alemania, 581 pp. https://doi.org/10.1007/978-3-662-05802-2_9
- Hetem I. y Andrade M. (2016). Characterization of fine particulate matter emitted from the resuspension of road and pavement dust in the metropolitan area of São Paulo, Brazil. *Atmosphere* 7 (31), 1-10. <https://doi.org/10.3390/atmos7030031>
- Hudda N., Gould T., Hartin K., Larson T. y Fruin S. (2014). Emissions from an international airport increase particle number concentrations 4-fold at 10 km downwind. *Environmental Science and Technology* 48, 6628-6635. <https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es5001566>
- Ihl T., Bautista F., Cejudo R., Delgado C., Quintana P., Aguilar D. y Goguichaisvili A. (2015). Concentration of toxic elements in topsoils of the metropolitana area of Mexico City: A spatial analysis using ordinary kriging and indicator kriging. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 31, 47-62. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=37036860004>
- INEGI (2021). Mapa digital de México V6.3.0. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. [en línea]. <http://gaia.inegi.org.mx/mdm6/?v=bGF00jIzLjMyMDA4LGxvbjotMTAxLjUwMDAwLHo6MSxsOmMxMTFzZXJ2aWNpb3N8dGMxMTFzZXJ2aWNpb3M=> 09/04/2021
- INRIX (2020). Global traffic scorecard March 2019. INRIX Research [en línea]. <https://inrix.com/09/04/2021>
- Jeleńska M., Hasso A., Kopcewicz B., Sukhorada A., Tyamina K., Kądziałko M. y Matviishina Z. (2004). Magnetic properties of the profiles of polluted and non-polluted soils. A case study from Ukraine. *International Journal of Geophysics* 159 (1), 104-116. <https://doi.org/10.1111/j.1365-246X.2004.02370.x>
- Lasheen M., El-Sherif I., Dina Y., El-Wakeel S. y El-Shahat M. (2012). Removal and recovery of Cr (VI) by magnetite nanoparticles. *Desalination and Water Treatment* 52 (34-36), 6464-6473. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.822158>
- Liu Q., Roberts A., Larrasoaña J., Banerjee S., Guyodo Y., Tauxe L. y Oldfield F. (2012). Environmental magnetism: Principles and applications. *Reviews of Geophysics* 50 (4), 1-50. <https://doi.org/10.1029/2012RG000393>
- Lozano R. y Bernal J. (2005). Characterization of a new set of eight geochemical reference materials for XRF major and trace element analysis. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 22 (3), 329-344.
- Machado A., García N., García C., Acosta L., Cordova A., Linares M., Giraldoth D. y Velázquez H. (2008). Contaminación por metales (Pb, Zn, Ni y Cr) en aire, sedimentos viales y suelo en una zona de alto tráfico vehicular. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 24 (4), 171-182.
- Martínez T., Lartigue J., Pérez P., Zarazúa G., Tejeda S. y Ramírez A. (2001). X-ray fluorescence analysis of dry deposit samples in Mexico City. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 249 (2), 321-326. <https://doi.org/10.1023/a:1013233613880>
- Morton-Bermea O., Hernández E., Gaso I. y Segovia N. (2002). Heavy metal concentrations in surface soils from Mexico City. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 68, 383-388. <https://doi.org/10.1007/s001280265>
- Morton-Bermea O., Hernández E., Martínez E., Soler A., Lozano R., González G., Beramendi L. y Urrutia J. (2009). Mexico City topsoils: Heavy metals vs. magnetic susceptibility. *Geoderma* 151 (3), 121-125. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.03.019>
- Pant P. y Harrison R. (2013). Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: A review. *Atmospheric Environment* 77, 78-97. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.028>

- Pöschl U. (2005). Atmospheric aerosols: Composition, transformation. Climate and health effects. *Angeordnete Chemie International Edition* 44, 7520-7540. <https://doi.org/10.1002/anie.200501122>
- Rachwał M., Magiera T. y Wawer M. (2015). Coke industry and steel metallurgy as the source of soil contamination by technogenic magnetic particles, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons. *Chemosphere* 138, 863–873. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.11.077>
- Remy N., Boucher A. y Wu J. (2009). *Applied geostatistics with SGeMS: A user's guide*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido, 264 pp. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139150019>
- Rengifo-Morocho M., Oyola-Lozano D., Rojas-Martínez Y. (2013) Efecto de la concentración del vanadio en las propiedades magnéticas y estructurales del sistema $Fe_{100-x}V_x$ obtenidas por molienda mecánica. *Revista Tumbaga* 1 (8), 7-13.
- Repsol (2014). Instrucciones básicas de operaciones de suministro de combustible a aeronaves con bidones en instalaciones de uso propio. Repsol Comercial de Productos Petrolíferos, Madrid, España, 38 pp.
- Rodríguez M., Morton-Bermea O., Hernández-Álvarez E., Lozano R. y Tapia-Cruz V. (2011). The study of metal contamination in urban topsoils of Mexico City using GIS. *Environmental Earth Sciences* 62, 899-905. <https://doi.org/10.1007/s12665-010-0584-5>
- SEDEMA (2019). *Meteorología_2017*. Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México. Base de datos [en línea]. <http://www.aire.cdmx.gob.mx/default.php?opc=%27aKBhnmI=%27&opcion=Zw==> 09/04/2021
- SEMARNAT (2007). Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación, México, 2 de Marzo.
- SEMARNAT (2011). Guía metodológica para la estimación de emisiones de $PM_{2.5}$. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Manual. Ciudad de México, México, 103 pp.
- Spectrex (2011). Operating manual SPECTREX laser particle counter model PC-2200. Spectrex Redwood City, California, EUA, 18 pp.
- Sternbeck J., Sjödin A. y Andreasson K. (2002). Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension – Results from two tunnel studies. *Atmospheric Environment* 36, 4735-4744. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00561-7](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00561-7)
- Tauxe L., Banerjee K., Butler R. y van der Voo R. (2010). *Essentials of paleomagnetism*. University of California Press, California, EUA, 512 pp.
- Thompson R. y Oldfield F. (1986). *Environmental magnetism*. Allen and Unwin, Londres, Inglaterra, 237 pp.
- US-EPA (2017). SW-846 Test Method 6200: Field Portable X-Ray Fluorescence Spectrometry for the Determination of Elemental Concentrations in Soil and Sediment. Manual. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EUA, 32 pp.
- US-EPA (2021). Regional screening levels (formerly PRGs). United States, Environmental Protection Agency [en línea]. <https://archive.epa.gov/region9/superfund/web/html/index-15.html> 09/04/2021
- Webster R. y Oliver M. (2007). *Geostatistics for environmental scientists*. 2a ed. John Wiley and Sons, Chichester, Reino Unido, 333 pp.
- Wei B. y Yang L. (2010). A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal* 94, 99-107. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2009.09.014>
- WHO (2017). Evolution of WHO air quality guidelines: Past, present and future. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen. Dinamarca, 32 pp.
- WHO (2021). WHO global air quality guidelines: Particulate matter ($PM_{2.5}$ and PM_{10}), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. Guide. World Health Organization. Bonn, Alemania, 285 pp.
- Yang L., Cheng S., Wang X., Nie W., Xu P., Gao X., Yuan C. y Wang W. (2002). Source identification and health impact of $PM_{2.5}$ in a heavily polluted urban atmosphere in China. *Atmospheric Environment* 36, 265-269. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2002.04.058>
- Yang P., Yang M., Mao R. y Shao H. (2014). Multivariate statistical assessment of heavy metals for agricultural soil in Northern China. *The Scientific World Journal* 4, 1-7. <https://doi.org/10.1155/2014/517020>