

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

Rubén Cejudo-Ruíz^{1,2,*}, Francisco Bautista², Patricia Quintana³,
María del Carmen Delgado-Carranza¹, Daniel Aguilar², Avto Goguitchaichvili^{2,4} y
Juan Julio Morales-Contreras^{2,4}

¹Instituto de Investigaciones Metalúrgicas, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Gral. Francisco J. Múgica s/n, Felicitas del Río, 58030 Morelia, Mich., México.

²Laboratorio Universitario de Geofísica Ambiental, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental e Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de La Huerta, C.P. 58190 Morelia Mich., México.

³CINVESTAV Unidad Mérida, Instituto Politécnico Nacional, Antigua Carretera a Progreso Km. 6, Cordemex, 97310 Mérida, Yuc. México.

⁴Laboratorio Interinstitucional de Magnetismo Natural (LIMNA), Instituto de Geofísica, Unidad Michoacán, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de La Huerta, C.P. 58190 Morelia Mich., México.

*ruben@geofisica.unam.mx

RESUMEN

La Ciudad de México no cuenta con un sistema de monitoreo ambiental que permita determinar de forma rápida y confiable la calidad de suelo en términos de concentración de elementos potencialmente tóxicos (EPT). Diversos estudios en suelos muestran correlaciones entre elementos potencialmente tóxicos y diversos parámetros magnéticos; sin embargo, muy pocos estudios han propuesto valores umbral para parámetros magnéticos que permitan identificar cuándo un suelo se encuentra contaminado. El propósito de este trabajo fue identificar aquellos parámetros magnéticos que manifiestan una correlación con la concentración de EPT en suelos y establecer un valor umbral que permitan detectar de forma rápida y confiable suelos contaminados. Se recolectaron 88 muestras de suelo superficial de la Ciudad de México; dado que la ciudad se encuentra construida en dos tipos de ambientes geológicos, las muestras fueron separadas en dos grupos (37 de la zona lacustre y 51 de la zona volcánica). Se determinaron las correlaciones entre concentraciones de EPT y los parámetros magnéticos para los dos grupos de muestras. El parámetro magnético que mostró correlación estadísticamente significativa en ambos ambientes geológicos fue seleccionado para determinar su valor umbral para la identificación de suelos contaminados. Los parámetros magnéticos determinados en este estudio fueron: susceptibilidad magnética másica (χ), porcentaje de la susceptibilidad magnética dependiente de la frecuencia (χ_{fd} %), valor de la magnetización remanente isotérmica de saturación a 0.7 T (MRIS) y cociente MRIS/ χ . La mineralogía magnética, concentración y coercitividad magnética fueron determinadas a partir de la variación de la susceptibilidad magnética volumétrica (κ) con la temperatura (T), curvas de magnetización remanente isotérmica (MRI) y el cociente

S₋₂₀₀, respectivamente. La determinación de las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) y óxidos (Fe₂O₃ y TiO₂) en el suelo se obtuvieron por fluorescencia de rayos X de dispersión de energía (FRX-DE). Adicionalmente, se determinó el índice de carga contaminante (ICC) para comparar los niveles de contaminación de cada sitio. La MRIS fue el único parámetro magnético que mostró una correlación estadísticamente significativa con la concentración de Cr (0.54), V (0.36), TiO₂ (0.41) y Fe₂O₃ (0.50), independiente del entorno geológico en el que fue recolectada la muestra de suelo. El valor promedio de ICC fue de 1.85, indicando una concentración moderada de EPT en suelos de la Ciudad de México. El valor umbral estadísticamente determinado de MRIS para detectar sitios contaminados fue de 46 mA m² kg⁻¹; este valor umbral es válido para suelos de zonas volcánicas y lacustres. Este estudio demuestra la factibilidad de emplear parámetros magnéticos como una alternativa de monitoreo (*proxy*) para determinar o estimar las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en suelos de la Ciudad de México.

Palabras clave: susceptibilidad magnética, magnetización remanente isotérmica, elementos potencialmente tóxicos, valores umbral.

ABSTRACT

Although its large territorial extension, Mexico City metropolitan area does not have a reliable environmental monitoring system for potentially toxic elements (PTE) in soils. Previous systematic studies of urban soils worldwide have shown a reasonably good correlation between the content of PTE and magnetic parameters. However few studies have

proposed threshold values for the magnetic parameters to identify when a soil is contaminated. The principal aim of this work was to identify rock-magnetic parameters that statistically correlate with the concentration of PTE in soils. The use of magnetic parameters is being tested as alternative method of environmental monitoring for the evaluation of the soil quality. Eighty eight topsoil samples were collected in Mexico City considering the geological context, since the city is built on two types of geological environments (volcanic and lacustrine). Thirty seven samples belong to the volcanic zone and 51 come from the lacustrine area. The correlations between the magnetic parameters and the content of PTE were determined for the two groups separately. The magnetic parameters used in this work are the mass magnetic susceptibility (χ), the percentage frequency-dependent susceptibility ($\chi_{fd}\%$), the saturation isothermal remanent magnetization at 0.7 T (SIRM), and the SIRM/ χ ratio. The magnetic mineralogy, concentration and magnetic coercivity were determined from the change in the volume magnetic susceptibility (κ) with temperature (T), curves of isothermal remanent magnetization (IRM) and the ratio S_{200} . The concentration of potentially toxic elements (Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) and oxides (Fe_2O_3 y TiO_2) in the soil samples was determined by energy dispersion X-ray fluorescence (ED-XRF) spectroscopy. In addition, the calculated pollution load index (PLI) was used to compare the levels of pollution at each site. The only magnetic parameter that showed a statistically significant correlation with the content of some PTE in both geological zones was the SIRM: Cr (0.54), V (0.36), TiO_2 (0.41) y Fe_2O_3 (0.50). A mean PLI value of 1.85 was obtained, which suggests that pollution by potentially toxic elements in many soils of Mexico City is moderate. The statistically determined threshold value of SIRM for polluted sites is 46 mAm² kg⁻¹, which is valid for soils of both volcanic and lacustrine zones. This study confirms the feasibility of using magnetic parameters as an alternative monitoring method to estimate the concentration of potentially toxic elements in soils of Mexico City.

Key words: magnetic susceptibility, isothermal remanent magnetization, potentially toxic elements, threshold values.

INTRODUCCIÓN

La Ciudad de México, donde a diario circulan alrededor de cuatro millones de vehículos, es el núcleo urbano más grande de México. Este hacinamiento de gente, vehículos, industrias y comercios generan una gran cantidad de emisiones de partículas contaminantes que afectan la calidad del aire y la salud de sus habitantes (FIMEVIC, 2012; INEGI, 2012; SMA, 2012). Además de estos factores, la actividad del volcán Popocatepetl contribuye de manera natural con partículas suspendidas. Sin embargo, la principal fuente de emisión de partículas al aire de la ciudad es atribuida a los gases del tránsito vehicular (Moreno *et al.*, 2003; Gautam *et al.*, 2005; Aguilar-Reyes *et al.*, 2011a, 2011b, 2012; Sierra, 2012; SMA, 2012; Nieto *et al.*, 2013).

Las partículas derivadas de las emisiones de gases vehiculares contienen elementos potencialmente tóxicos (Matzka y Maher, 1999; Goddu *et al.*, 2004; Gautam *et al.*, 2005) y material magnético (Goddu *et al.*, 2004; Jordanova *et al.*, 2008; Aguilar-Reyes *et al.*, 2012) con tamaños de 10 μ m (PM10) o menores (PM2.5); dimensiones que las hacen potencialmente peligrosas, ya que pueden ingresar al sistema respiratorio, depositándose en tráquea y pulmones, e incluso pueden llegar al torrente sanguíneo y generar diversos problemas de salud (Muxworthy *et al.*, 2003; Samara y Voutsas, 2005; Kim *et al.*, 2009; Quijano-Parra *et al.*, 2010; WHO-IARC, 2013; EPA, 2014).

Dependiendo de ciertas condiciones (tiempo, tamaño y condiciones climáticas), las partículas suspendidas en la atmósfera se depositan sobre las banquetas, calles, avenidas y la superficie del suelo (Kim *et*

al., 2007; Xia *et al.*, 2008; Bucko *et al.*, 2010; Aguilar-Reyes *et al.*, 2012). Los elementos potencialmente tóxicos (EPT) y el material magnético pueden permanecer por grandes períodos de tiempo en el suelo; esto permite obtener un registro de su concentración a largo plazo (Magiera *et al.*, 2006; Maher *et al.*, 2008; Aguilar-Reyes *et al.*, 2011a, 2011b). El suelo tiene una capacidad amortiguadora para la concentraciones de EPT; sin embargo, cuando ésta es superada, el suelo se convertirá en una fuente de contaminación (Bautista, 1999; Brizuela y Jiménez, 2012).

Varios estudios alrededor del mundo han utilizado muestras de suelos urbanos superficiales para demostrar que existe una correlación entre los parámetros magnéticos, tales como la susceptibilidad magnética másica (χ) y la magnetización remanente isotérmica de saturación (MRIS), con la concentración de ciertos EPT (Morton-Bermea *et al.*, 2009b; Aguilar-Reyes *et al.*, 2011a, 2013); esta correlaciones se dan debido a que los minerales magnéticos como la maghemita, magnetita y/o titanomagnetita, entre otros, son capaces de adsorber y absorber EPT en su estructura (Chaparro, 2006; Lu y Bai, 2006; Lu *et al.*, 2007; Fialová *et al.*, 2006; Jordanova *et al.*, 2008; Morton-Bermea *et al.*, 2009b; Aguilar-Reyes *et al.*, 2011b; Landrot *et al.*, 2012; Dankoub *et al.*, 2012; Bautista *et al.*, 2014). Sin embargo, se ha observado que las relaciones entre las concentraciones de EPT y los parámetros magnéticos son diferentes para cada ciudad (Morton-Bermea *et al.*, 2009b; Yang *et al.*, 2010; Meena *et al.*, 2011; Qiao *et al.*, 2011).

El aporte de minerales magnéticos al suelo por actividades antrópicas (principalmente minerales ferrimagnéticos como la maghemita, magnetita y/o titanomagnetita), tienen como consecuencia que los parámetros magnéticos muestren valores considerablemente altos en comparación con los suelos en donde únicamente se presentan aportes de material parental (Meena *et al.*, 2011; Aguilar-Reyes *et al.*, 2013).

En la actualidad, la Ciudad de México no cuenta con programas ni sistemas de monitoreo detallados para determinar la concentración y posible contaminación de EPT en suelos; solo existen algunos trabajos de caracterización y diagnóstico puntual. La limitante principal radica en los costos de los análisis químicos (Morton-Bermea *et al.*, 2009b; Rodríguez-Salazar *et al.*, 2011; SMA, 2012).

El propósito de este trabajo fue orientado a identificar aquellos parámetros magnéticos que manifiestan una correlación con la concentración de elementos potencialmente tóxicos en suelos de la Ciudad de México y establecer un valor umbral que permita detectar de forma rápida y confiable suelos contaminados. Esto permitirá proponer el uso de parámetros magnéticos como *proxies* en estudios de monitoreo para identificar confiablemente un suelo contaminado en la Ciudad de México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La Ciudad de México está construida a una altura de 2240 msnm sobre depósitos de tipo volcánico y lacustre (Díaz-Rodríguez, 2006), abarca un área aproximada de 7854 km², con una población de más de 20 millones de habitantes y un parque vehicular de cuatro millones de vehículos (FIMEVIC, 2012; SMA, 2012).

Durante una campaña de trabajo realizada en marzo de 2011 se recolectaron 88 muestras de suelo superficial por medio de un cilindro de PVC (polyvinyl-chloride) de 100 cm³: 37 suelos de ambiente geológico de tipo lacustre y 51 del tipo volcánico de la Ciudad de México (Figura 1).

Las coordenadas del área de estudio en proyección UTM, zona 14 Q, fueron: valor de la coordenada X entre 467,081.44 m y 505,434.79 m y valor de la coordenada Y entre 2'135,020.84 m y 2'164,965.33 m. Las muestras se tomaron 'a pie de árbol maduro' con la finalidad de

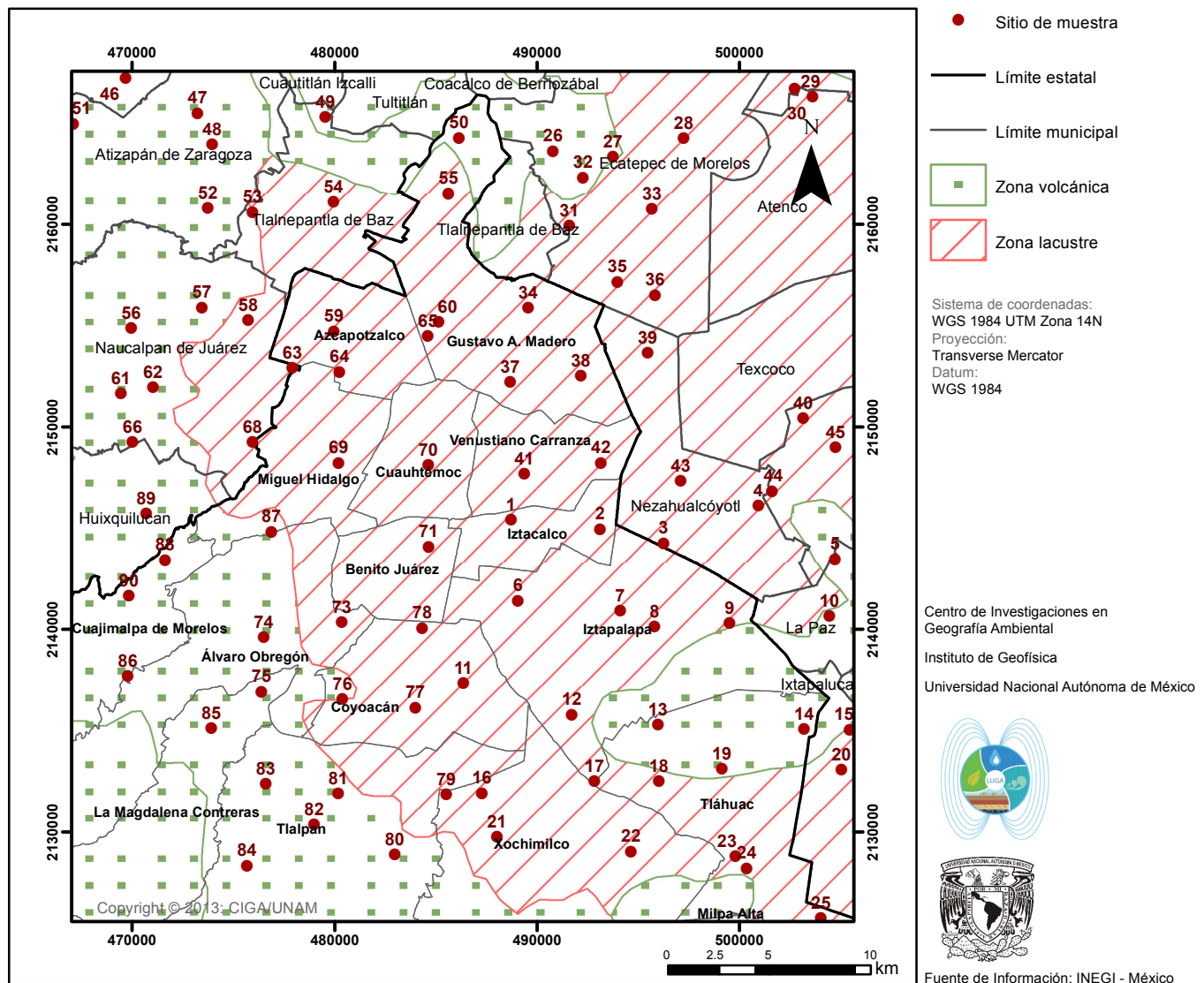


Figura 1. Localización de los sitios de muestreo de suelo superficial en la Ciudad de México.

asegurar que el suelo no fuera de reciente colocación *in situ*. Todas las muestras fueron georeferenciadas con GPS en sistema de referencia WGS84 (World Geodetic System of 1984 o Sistema Geodésico Mundial de 1984). Las muestras se secaron en ausencia de luz por dos semanas a temperatura ambiente; posteriormente se destruyeron los agregados de suelo y se tamizó el material en malla n° 10 (2 mm de luz) para remover los fragmentos gruesos (Bautista, 2009, 2011). Una parte de la muestra de suelo se encapsuló en cubos de acrílico de 8 cm³ para mediciones magnéticas. Otra cantidad fue separada para hacer pastillas para el análisis de elementos potencialmente tóxicos por fluorescencia de rayos X de dispersión de energía (FRX-DE).

Mediciones magnéticas

Se realizó la medición de distintos parámetros magnéticos para inferir la composición, tamaño de grano magnético y concentración de minerales magnéticos presentes en las muestras de suelo superficial. La medición de la susceptibilidad magnética volumétrica (κ) fue obtenida a baja (κ_{lf}) y alta (κ_{hf}) frecuencia (4.65 kHz y 465 Hz) empleando un medidor de susceptibilidad Bartington MS2B, y a partir de los valores

obtenidos se determinó el valor de susceptibilidad magnética másica ($\chi = \kappa_{lf}/\rho$, donde ρ es la densidad de la muestra); mediante χ es posible evaluar la concentración magnética en muestras ambientales, tales como el suelo (Peters y Dekkers, 2003).

La determinación del porcentaje de la susceptibilidad magnética dependiente de la frecuencia ($\chi_{fd}\% = [(\kappa_{lf} - \kappa_{hf})/\kappa_{lf}] \times 100$) permite detectar la presencia de minerales ferrimagnéticos superparamagnéticos (SP) ultrafinos, con tamaños <0.03 μm , así como su concentración (baja <2 %, media entre 2 % y 10 %, alta entre 10 % y 14 %, y muy alta >14 %).

Para determinar las principales fases magnéticas en las muestras de suelo, se midió la susceptibilidad magnética volumétrica en función de la temperatura (curvas κ -T) empleando un medidor de susceptibilidad Bartington MS2 con un sensor (MS2W) y horno (MS2WFP); la temperatura inicial fue de 25 °C y terminando a 650 °C, a una razón de cambio de 20 °C min⁻¹. Para determinar la concentración de minerales ferrimagnéticos, los cuales pueden ser los portadores de EPT (Aguilar-Reyes et al. 2011, 2013), se adquirieron curvas de magnetización remanente isotérmica (MRI) a temperatura ambiente, para ello, a cada muestra de suelo se le aplicó un pulso electromagnético con un magnetizador de

pulsos ASC IM-10 y posteriormente se midió su magnetización remanente. Se aplicaron varias intensidades de campo magnético entre 25 mT y 700 mT. La magnetización adquirida a 700 mT fue considerada en este estudio como la magnetización isotérmica de saturación (MRIS), ya que al aplicar este campo magnético la mayoría de los minerales ferrimagnéticos (baja coercitividad) presentes en la muestra de suelo alcanzaron su magnetización remanente de saturación.

La determinación cualitativa de minerales de baja (ferrimagnéticos) o alta (antiferromagnéticos) coercitividad de una muestra de suelo fue determinada mediante el cociente S_{200} ($S_{200} = \text{MRI}_{200 \text{ mT}} / \text{MRIS}$; donde $\text{MRI}_{200 \text{ mT}}$ representa el valor de MRI adquirido en un campo inverso a 200 mT, después de la adquisición de la MRIS). Los valores de S_{200} entre 0.7 a 1.0 indican presencia de minerales de baja coercitividad magnética (ferrimagnéticos), mientras que los valores de $S_{200} < 0.7$ indican presencia de minerales de alta coercitividad magnética (antiferromagnéticos). La medición de la magnetización remanente se obtuvo por medio de un magnetómetro de giro JR6 marca AGICO. Todos los experimentos magnéticos fueron realizados en el Laboratorio Universitario de Geofísica Ambiental (LUGA) de la Universidad Nacional Autónoma de México, campus Morelia.

Análisis químicos

Para determinar la concentración de EPT en muestras de suelo se prepararon pastillas prensadas de 1 cm de diámetro, sin aglutinante o tratamiento químico. Para ello, cada muestra de suelo fue secada, tamizada con malla n° 10 (2 mm) y pulverizada en mortero de ágata hasta obtener un tamaño de partícula aproximado de 2 μm . Posteriormente se colocaron 0.4 g de muestra de suelo pulverizado dentro de una prensa y un dado a una presión de 282 kg cm^{-2} por 2 min para formar una pastilla. Cada pastilla obtenida fue fijada sobre un soporte plástico y recubierta con un película de poliéster (microfilm).

Se empleó un espectrómetro fluorescencia de rayos X de dispersión de energía (FRX-DE) Jordan Valley EX-6600, equipado con un detector de Si (Li) con un área activa de 20 mm^2 y resolución de 140 eV a 5.9 keV, operado a un máximo de 54 keV y 4800 μA para determinar las concentraciones de Cr, Cu, Ni, Pb, V, Zn, Fe_2O_3 y TiO_2 . Cada lectura fue repetida en cinco ocasiones, el valor reportado de concentración para cada elemento es el valor promedio. La curva de calibración fue realizada con los estándares de la serie IGL y como control de medición se empleó el estándar IGLsy-1, el cual corresponde a una Sienita de nefelina con alto contenido de Al y Si. Las mediciones se realizaron en el laboratorio de CINVESTAV Mérida, Yucatán (México).

Análisis de datos

El índice de carga contaminante (ICC) fue determinado para cada sitio, como:

$$\text{ICC} = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n \text{FC}_i} \quad (1)$$

para los n elementos tóxicos estudiados (Tomlinson *et al.*, 1980). El factor de concentración (FC) fue determinado por:

$$\text{FC} = \frac{C_m}{C_{mr}} \quad (2)$$

Donde, C_m es la concentración del EPT en la muestra y C_{mr} es la concentración de referencia para el EPT (Mmolawa *et al.*, 2011). Los valores de C_{mr} para suelos fueron tomados del trabajo de Morton-Bermea *et al.* (2009b), donde se reportan valores base o de control para Cr (105 mg kg^{-1}), Cu (32 mg kg^{-1}), Ni (56 mg kg^{-1}), Pb (19 mg kg^{-1}), V (87 mg kg^{-1}) y Zn (76 mg kg^{-1}) para suelos de la Ciudad de México.

Para determinar el grado de asociación entre la concentración de

EPT y los parámetros magnéticos se empleó el coeficiente de determinación lineal (R^2) y el valor p . Las correlaciones aceptables en este trabajo son aquellas que presentan valores mayores que $R^2 = 0.30$ y valores de $p \leq 0.05$, ya que estadísticamente indicarían una posible correlación lineal entre las variables. El análisis de correlación se realizó con el software *Statgraphic 5.1 plus*. El análisis de datos fue separado en dos casos con la finalidad de identificar qué parámetro magnético mantiene una correlación aceptable para determinar la concentración de EPT en suelos, independientemente del tipo de ambiente geológico. En el primer caso, las muestras fueron separadas por ambientes geológicos (lacustre y volcánico) para identificar las correlaciones aceptables entre los parámetros magnéticos y la concentración de EPT. En el segundo caso, se obtienen las correlaciones de todas las muestras sin agrupamiento y se identificaron las correlaciones aceptables entre los parámetros magnéticos y concentración de EPT. En ambos casos se identificó cuál parámetro magnético mantiene una correlación con la concentración de EPT independientemente del tipo de ambiente geológico y se determina el valor umbral para este parámetro magnético que permitirá identificar suelos con problemas de contaminación por EPT. Para fijar el valor umbral del parámetro magnético, se consideraron los límites permisibles de los EPT con los que se mantiene una correlación y los valores de acuerdo con las normas oficiales para suelos de la Ciudad de México (NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, SEMARNAT, 2007).

El análisis geoestadístico del parámetro magnético que determina suelos contaminados con EPT fue realizado por medio de interpolación con indicador kriging, para lo cual se empleó el valor umbral encontrado. El análisis geoestadístico fue hecho con el software GS+ versión 9 (Robertson, 2008), y su representación geoespacial se realizó en proyección cartográfica transversa de Mercator (UTM), empleando un datum WGS84 a escala 1:250,000.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Experimentos magnéticos

Los resultados de los parámetros magnéticos de las 88 muestras de suelo superficial mostraron una gran diferencia entre sus valores mínimos y máximos; χ presentó valores entre 2.0 a 4.6 $\mu\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ y MRIS de 19.9 a 81.1 $\text{mAm}^2 \text{kg}^{-1}$ (Tabla 1), indicando una amplia distribución de minerales magnéticos en los suelos de la Ciudad de México. Los valores de $\chi_{\text{rel}}\%$ varían entre 0.0 y 5.5 %, indicando concentraciones bajas a medias de granos SP (<0.03 μm); el 78 % de las 88 muestras de suelo reportaron valores $\chi_{\text{rel}}\%$ entre 2.0 % a 6 %, indicando una mezcla de granos SP con granos de fracción magnética más gruesa. Es probable que una parte del contenido de granos finos SP provenga de la combustión de combustibles fósiles o biomasa, ya que existen muestras que mostraron valores de $\chi > 4 \mu\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ y $\chi_{\text{rel}}\% > 4.0 \%$; estos valores se encontraron próximos a la zona de granos finos SP incinerados reportada por Dearing (1999) (Figura 2a). Una fracción de muestras (el 22% de las 88 muestras) de suelo reportaron valores $\chi_{\text{rel}}\% < 2.0 \%$ y valores de χ entre 2.0 a 4.6 $\mu\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$, indicando la ausencia de granos SP pero presencia de granos magnéticos de dominio magnético estable (SSD) y multidominio (MD) en las muestras de suelo (Figura 2a).

Por otra parte, la mayoría de las curvas de MRI de suelo superficial mostraron un aumento rápido de la magnetización remanente para campos magnéticos (H) menores a 100 mT; para campos magnéticos entre 100 a 300 mT el crecimiento de MRI disminuyó y empezó a adquirir valores constante de magnetización remanente; para campos magnéticos entre 300 mT y 700 mT los valores de magnetización remanentes de la muestra tienden a ser constantes (Figura 2b). En muestras con mezcla de material antiferrimagnético (hematita, goethita, u

Tabla 1. Estadística descriptiva de parámetros magnéticos, concentraciones de elementos potencialmente tóxicos e índice de carga contaminante de 88 muestras de suelo superficial de Ciudad de México

<i>n</i> = 88		Promedio	σ	Mín	Max	Sesgo Std.	Curtosis Std.
χ	($\mu\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$)	2.7	0.6	2.0	4.6	2.3	0.3
$\chi_{fd}\%$	%	2.8	1.1	0.0	5.5	-1.5	0.5
MRIS	($\text{mAm}^2 \text{kg}^{-1}$)	41.1	11.9	19.9	81.1	3.9	2.6
S_{200}		0.9	0.1	0.7	1.0	-1.5	-0.3
MRIS/ χ	(kA m^{-1})	15.6	4.0	8.1	28.8	2.4	1.3
Cr	(mg kg^{-1})	83.9	20.3	41	138	1.4	0.0
Cu	(mg kg^{-1})	92.1	81.6	7	551	11.0	23.0
Ni	(mg kg^{-1})	45.3	31.1	0	186	8.5	14.4
Pb	(mg kg^{-1})	163.2	115.1	20	654	6.0	6.3
V	(mg kg^{-1})	83.4	12.4	57	111	0.7	-0.5
Zn	(mg kg^{-1})	287.1	178.2	81	933	7.3	8.2
TiO ₂	(% en peso)	0.9	0.1	0.6	1.3	2.0	0.8
Fe ₂ O ₃	(% en peso)	6.9	0.7	5.2	8.8	1.5	-0.3
ICC		1.8	0.7	0.7	4.5	3.8	2.8

χ : susceptibilidad magnética másica; $\chi_{fd}\%$: porcentaje de la susceptibilidad magnética dependiente de la frecuencia; MRIS: magnetización remanente isotérmica de saturación; $S_{200} = \text{MRI}_{200\text{mT}}/\text{MRIS}$, donde $\text{MRI}_{200\text{mT}}$ es la magnetización remanente isotérmica adquirida en un campo inverso a 200 mT, después de la adquisición de la MRIS. S_{200} es una estimación indirecta de la mineralogía magnética en términos de la coercitividad magnética; minerales de baja coercitividad (p. ej., magnetita) tendrán valores altos de S y minerales de alta coercitividad (p. ej., hematita) tendrán valores bajos de S ; ICC: índice de carga contaminante; Std: estándar.

otros minerales secundarios antiferromagnéticos que son generados durante la formación de suelo) o material paramagnético (vidrio, materia orgánica, plástico, entre otros) con material ferrimagnético, se suele presentar una curva de MRI que no muestra una tendencia horizontal después de la aplicación de 300 mT; esto se debe a que los minerales antiferrimagnéticos o paramagnéticos no han alcanzado

la saturación magnética, ya que estos materiales requieren de la aplicación de campos magnéticos mucho más intensos (mayores a 1 T o más); un ejemplo se puede observar en la Figura 2b, muestra 23. Por otra parte, en muestras con concentraciones predominantemente de minerales ferrimagnéticos (minerales de la serie de titanomagnetita o titanomaghemita, minerales primarios que se encuentran en rocas ígneas y/o generados por actividades antrópicas) se suele observar que la curva de MRI tiende a ser horizontal para campos superiores a 300 mT, como se observa en la Figura 2b, muestra 88. Los valores de MRI a 0.7 T (MRIS) que son reportados para cada muestra, indican un aumento en la concentración de material ferrimagnético; en la Figura 2b se observa que las muestras 88 y 87 contienen una menor concentración de material ferrimagnético que las muestras 23 y 82.

Los resultados de MRIS indicaron que solo el 51% de las muestras de suelo superficial estudiadas registran valores de MRIS < 40 $\text{mAm}^2 \text{kg}^{-1}$, mientras que el 49 % de las muestras registra valores > 40 $\text{mAm}^2 \text{kg}^{-1}$. Estas variaciones de MRIS puede deberse a la adición de material ferrimagnético de origen antrópico o partículas contaminantes que se adicionan al suelos de la Ciudad de México (Figura 2b).

Todas las muestras registraron valores del cociente $S_{200} > 0.7$ (Tabla 1), indicando que los minerales magnéticos presentes en el suelo son de baja coercitividad magnética (ferrimagnéticos). Dada la dinámica de los suelos urbanos de la Ciudad de México, es muy probable que los materiales de baja coercitividad presentes en el suelo sean de una mezcla de materiales de origen natural (volcánico) y de tipo antrópico.

La mineralogía magnética en las muestras de suelo fue determinada por medio de las fases magnéticas que se observaron en las curvas κ -T, ya que durante el calentamiento, los minerales magnéticos pierden susceptibilidad magnética (κ) a temperaturas características (temperatura de Curie, T_c). En la Figura 3 se muestra en rojo la curva de calentamiento (flecha con dirección derecha) y en azul se muestra la curva de enfriamiento (flecha con dirección izquierda). Todas las curvas κ -T mostraron un comportamiento irreversible e indicaron la presencia de diferentes minerales magnéticos de la serie de las titanomagnetitas y titanohematitas, con contenido variable de Ti. Se encontró que en la mayoría de muestras (Figuras 3a, 3b y 3d) presentan una fase magnética a 580 °C compatible con titanomagnetita pobre en Ti y en algunas

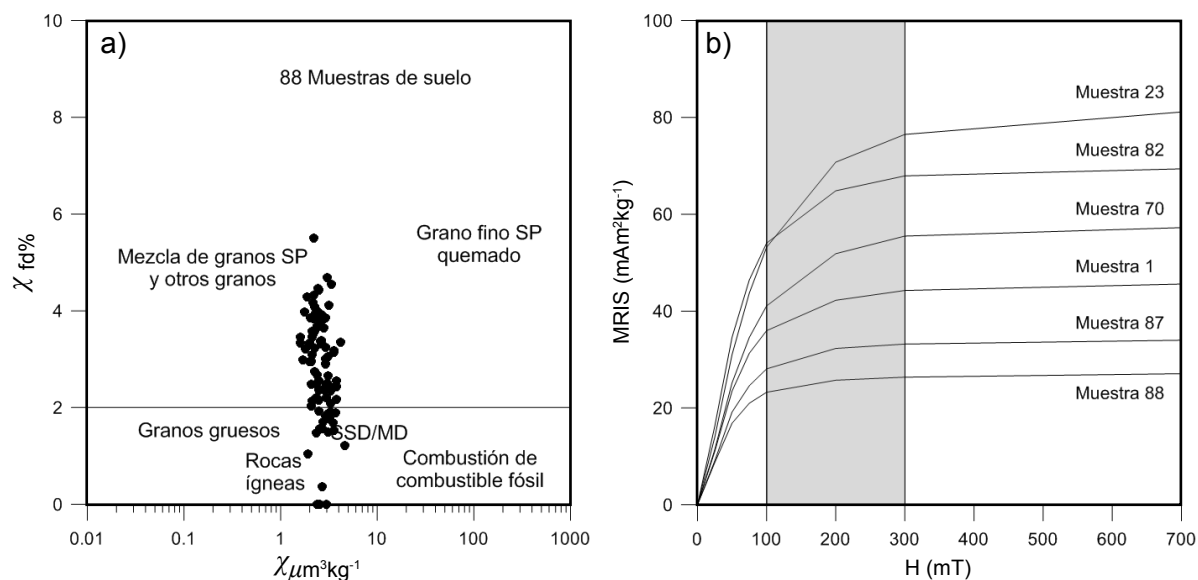


Figura 2. a) Valores de susceptibilidad magnética másica vs. porcentaje de la susceptibilidad magnética dependiente de la frecuencia, con límites de concentración de granos superparamagnéticos (Dearing, 1999). b) Curvas representativas de magnetización remanente isotérmica obtenidas de suelos superficiales de la Ciudad de México..

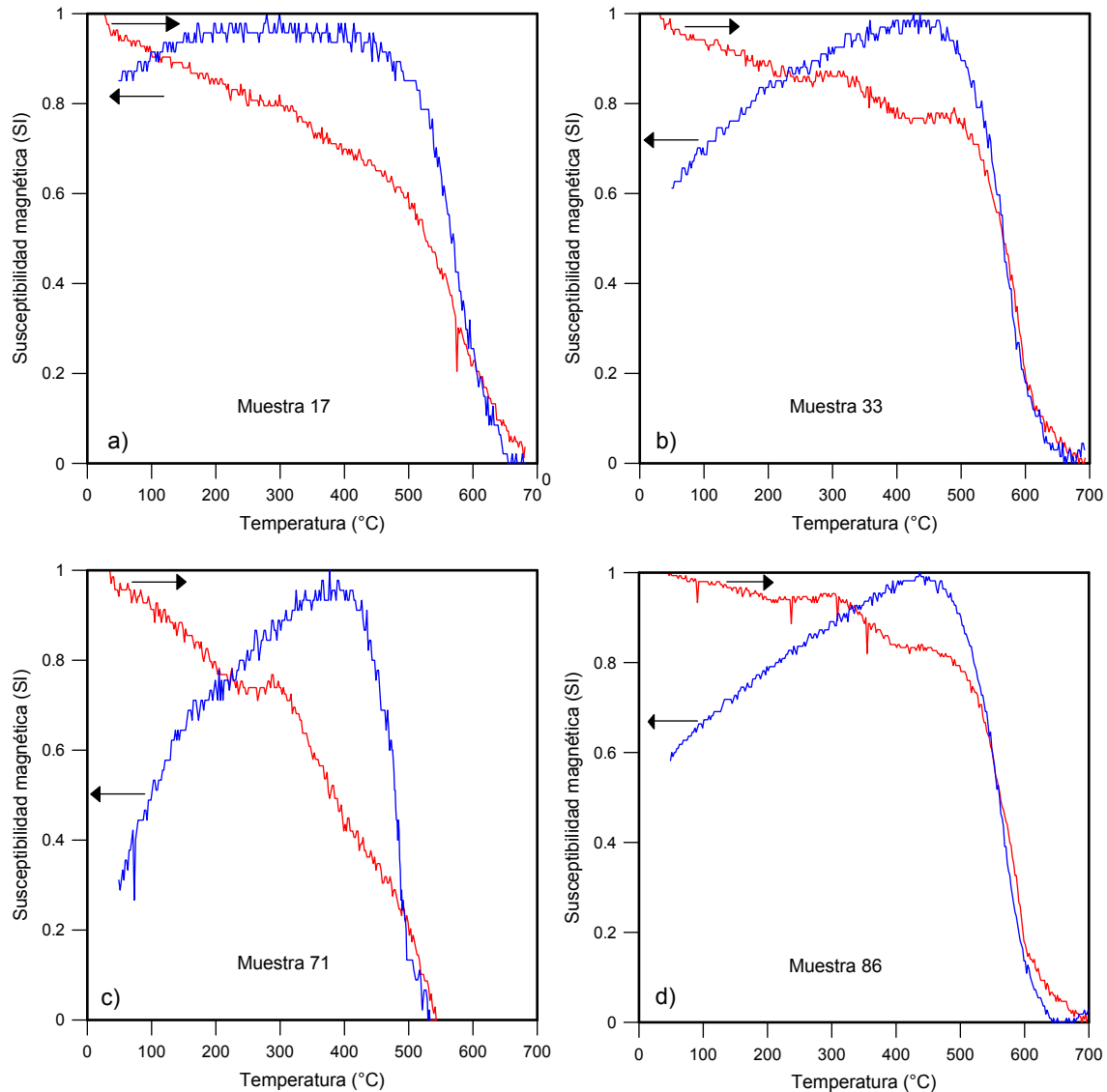


Figura 3. Curvas termomagnéticas representativas de suelos de la Ciudad de México. Se muestra en rojo la curva de calentamiento (flecha con dirección derecha) y en azul, la curva de enfriamiento (flecha con dirección izquierda). a) Muestras de suelo de zona de baja densidad poblacional y baja densidad de tráfico vehicular. b) Muestra de suelo superficial de zona periurbana con tránsito moderado. c) Muestra de suelo de zona residencial y bajo flujo vehicular. d) Muestra de suelo de zona residencial-comercial y alto tránsito vehicular.

curvas se observa que se mantiene una señal débil de susceptibilidad magnética a temperaturas superiores a 600 °C, indicando la presencia de hematita o titanohematita (T_c : 600 °C). Por otra parte, se observó que en las curvas κ -T se presentaron fases magnéticas entre 250 y 300 °C, rango en el que se presentó un aumento de susceptibilidad magnética seguida de una disminución de la señal (Figuras 3b, 3c y 3d); este cambio pudo ser originado por la presencia en el suelo de lepidrocita que cambia a maghemita (aumento de κ) y posteriormente al cambios de maghemita a hematita (pérdida de κ). En las Figuras 3b y 3d se puede observar como las curvas κ -T registraron una disminución de la señal entre 500 °C a 550 °C, asociada a titanomagnetita pobre en Ti como el principal portador magnético. En las curvas κ -T de las Figuras 3a y 3c, se mostró una disminución constante de la susceptibilidad magnética con respecto al aumento de temperatura, este comportamiento está asociado a titanomagnetita con contenido variable de Ti y que es el principal portador magnético en todas las curvas κ -T.

La distribución espacial de los valores de χ fue realizada mediante un modelo geostatístico de interpolación kriging ordinario e indicador kriging y fue construida utilizando un variograma tipo esférico con nugget de 0.001, varianza total 0.05, intervalo 2940 m, varianza estructural relativa de 99.7% y con r^2 de modelo de 0.70. El valor promedio de χ encontrado en este trabajo fue de $2.7 \pm 0.6 \mu\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$, valor similar al reportado por Morton-Bermea *et al.* (2009b; $3.3 \pm 1.8 \mu\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$). En cuanto a la distribución espacial de los valores de χ , Morton-Bermea *et al.* (2009b) reportaron valores altos de χ ($> 4 \mu\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$) para suelos ubicados en el noroeste (Atizapan de Zaragoza, Naucalpan de Juárez) de la Ciudad de México (Figura 4), mientras que en este trabajo se encontró que los valores más altos de χ ($> 3 \mu\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$) se encuentran en la parte noroeste (Atizapán de Zaragoza), oeste (Naucalpan de Juárez, Huixquilucan y Cuajimalpa) y suroeste (Álvaro Obregón y Magdalena Contreras) de la ciudad (Figura 5). La diferencia en la distribución geoespacial de los

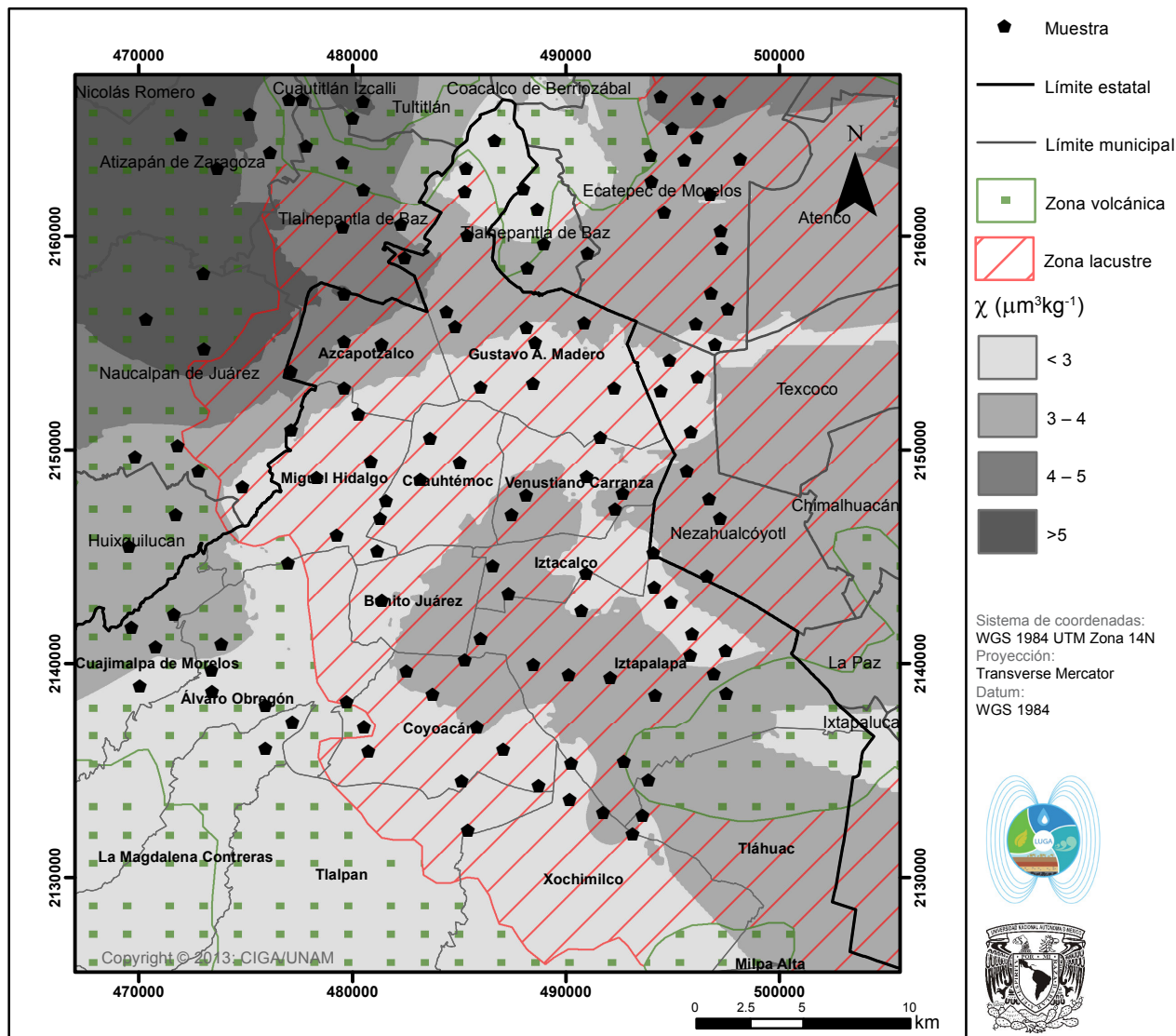


Figura 4. Mapa de distribución de la susceptibilidad magnética máscica (χ) en suelos superficiales de Ciudad de México, construido a partir de base de datos reportada por Morton-Bermea *et al.* (2009a) e interpolación con el método kriging.

valores de χ de ambos trabajos puede deberse a múltiples factores, tales como el tiempo (cinco años de diferencia entre estos estudios), los factores ambientales y los patrones sociales.

Correlaciones entre parámetros magnéticos, elementos potencialmente tóxicos e índice de carga contaminante

El análisis de datos fue separado en dos casos con la finalidad de identificar cuál parámetro magnético es el más adecuado para determinar la contaminación de suelo por EPT. En el primer caso se observó que las correlaciones estadísticamente significativas entre parámetros magnéticos, la concentración de EPT e ICC de los suelos presentan diferencias para cada tipo de ambiente geológico (Tablas 2 y 3). En suelos superficiales obtenidos en la zona lacustre (Tabla 2), se observaron correlaciones estadísticamente significativas para χ con Cr (0.56), Cu (0.59), Pb (0.48), V (0.44), Zn (0.50), TiO_2 (0.48), Fe_2O_3 (0.65) e ICC (0.62), y MRIS con Cr (0.54), V (0.33), TiO_2 (0.46) y Fe_2O_3 (0.60); sin embargo, estas no se presentan de igual forma en suelos sobre ambiente geológico del tipo volcánico (Tabla 3), ya que la χ no muestra correlaciones estadísticas significativas con la concentración

de EPT, mientras que la MRIS muestra una correlación con Cr (0.54), V (0.33), TiO_2 (0.40) y Fe_2O_3 (0.45).

De acuerdo con el reporte dado por Morton-Bermea *et al.* (2009b) existe una correlación entre χ y la concentración de EPT y se puede considerar un valor umbral de χ ($>4.0 \mu m^3 kg^{-1}$) para determinar suelos contaminados en la Ciudad de México. Los resultados de ese trabajo son confirmados por las correlaciones entre χ y la concentración de EPT de suelos de la zona lacustre encontradas en nuestro trabajo. Sin embargo, en el presente trabajo se evidencia que dichas correlaciones no aplican a muestras de suelo de ambientes geológicos volcánicos, por lo que existe una discrepancia entre el reporte de Morton-Bermea *et al.* (2009b) y los resultados encontrados en el nuestro estudio, en el que se demuestra que χ podría no ser un parámetro magnético adecuado para la determinación de suelos contaminados por EPT en la Ciudad de México.

Un segundo análisis se realizó para identificar cuál parámetro magnético mantiene una correlación lineal con la concentración de EPT al emplear las 88 muestras de suelo (ambiente geológico lacustre y volcánico) (Tabla 4). Se encontró que existe una correlación esta-

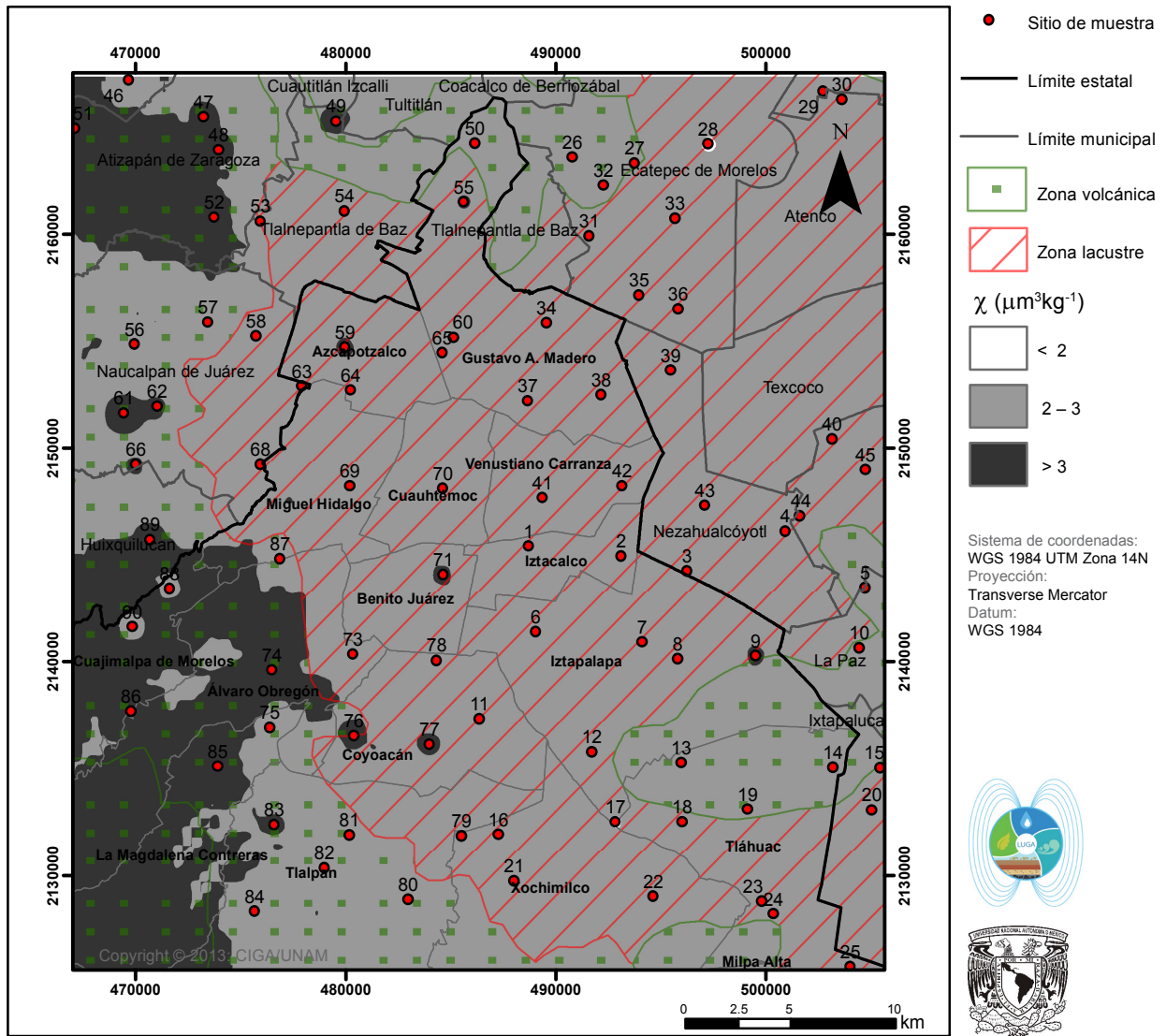


Figura 5. Mapa de distribución geoespacial de la susceptibilidad magnética másica (χ) en suelos superficiales de Ciudad de México, obtenido por interpolación con el método kriging.

dísticamente positiva para el parámetro magnético de MRIS con las concentraciones de Cr (0.54), V (0.36), TiO_2 (0.41) y Fe_2O_3 (0.50), mientras que la χ no mostró correlación estadísticamente significativa con ninguna concentración de EPT. Esto hace más evidente las diferencias con los resultados del estudio de Morton-Bermea *et al.* (2009b), en el que se reportan correlaciones entre la χ y las concentraciones de Cu (0.30) y Zn (0.360). Adicionalmente, en el trabajo de Morton-Bermea *et al.* (2009b) se propuso un valor umbral para χ de $4.0 \mu\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ para identificar sitios contaminados; sin embargo, dado que en ese estudio se empleó una gran cantidad de muestras de suelo sobre ambiente geológico de tipo lacustre, esta conclusión podría no ser completamente satisfactoria. Los resultados encontrados en nuestro estudio demuestran que la χ se correlaciona con la concentración de EPT (Cr, Cu, Pb, V y Zn) solamente en suelos de ambientes geológicos de tipo lacustre, hecho que concuerda con lo reportado por Morton-Bermea *et al.* (2009b), pero no en suelos de tipo volcánico. Por otra parte, los resultados de este estudio mostraron que el parámetro magnético de MRIS presenta correlaciones estadísticamente significativa con Cr y V en los dos casos estudiados (correlación con muestras agrupadas por

ambiente geológico y todas las muestras), por lo que este parámetro magnético es el más adecuado para la identificación de sitios contaminados por Cr y V en suelos de la Ciudad de México

Dado que MRIS no mostró variaciones considerables en sus correlación con Cr y V cuando las muestras fueron agrupadas por ambiente geológico o tratadas en conjunto, se procedió a identificar el valor umbral de este parámetro magnético, el cual permitirá identificar sitios presumiblemente contaminados por Cr y V de forma rápida y confiable.

Para la construcción del valor umbral de MRIS se consideraron los límites permisibles de Cr (280 mg kg^{-1}) y V (78 mg kg^{-1}) establecidos en la norma oficial NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (SEMARNAT, 2007) y un factor de proporcionalidad entre ellos, el cual fue estimado como $\text{UM} = [(Cr/3.5)+V]$ para suelos de la Ciudad de México. Esta proporcionalidad entre los límites permisibles de Cr y V fue considerada ya que en la mayor parte de los sitios estudiados las concentraciones de V fueron superiores a la norma, mientras que la concentración de Cr se encuentra por debajo de los límites permisibles según la norma oficial. El valor umbral encontrado para MRIS fue de $46 \text{ mAm}^2 \text{ kg}^{-1}$ para suelos de la Ciudad de México.

Tabla 2. Correlaciones Pearson entre parámetros magnéticos, elementos potencialmente tóxicos e índice de carga contaminante para las 37 muestras de suelo superficial de zona lacustre de la Ciudad de México.

n = 37	χ	MRIS	MRIS/ χ	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn	TiO ₂	Fe ₂ O ₃	ICC
χ	1											
MRIS	0.64	1										
MRIS/ χ	-0.19	0.62	1									
Cr	0.56	0.54	0.14	1								
Cu	0.59	0.24	-0.26	0.49	1							
Ni	0.02	0.08	0.02	-0.09	-0.10	1						
Pb	0.48	0.10	-0.31	0.44	0.71	0.14	1					
V	0.44	0.42	0.12	0.66	0.28	-0.23	0.23	1				
Zn	0.50	0.28	-0.15	0.42	0.75	0.56	0.67	0.13	1			
TiO ₂	0.48	0.46	0.13	0.50	0.15	-0.31	0.20	0.71	-0.07	1		
Fe ₂ O ₃	0.65	0.60	0.12	0.51	0.26	-0.18	0.24	0.73	0.11	0.91	1	
ICC	0.62	0.25	-0.29	0.50	0.87	0.20	0.89	0.28	0.83	0.21	0.30	1

χ : susceptibilidad magnética máscica; MRIS: magnetización remanente isotérmica de saturación; ICC: índice de carga contaminante. Significancia estadística con valores $p < 0.05$ marcadas en negro.

La representación geoespacial para encontrar las zonas presumiblemente con alta concentración de Cr y V en suelos se realizó mediante el uso del valor umbral de MRIS y el indicador kriging (Figura 6). Las aéreas de la Ciudad de México con altas probabilidades de estar contaminada con Cr y V son el norte (Gustavo A. Madero), centro (Cuauhtémoc, Venustiano Carranza y Benito Juárez), sureste (Netzahualcóyotl, Iztapalapa y Tláhuac), suroeste (Álvaro Obregón, Cuajimalpa y Huxquilucan) y sur (Coyoacán y Tlalpan). La determinación de un valor umbral para parámetros magnéticos que identifique suelos contaminados de la Ciudad de México es el primer esfuerzo para establecer *proxies* reales para determinar sitios contaminados por EPT en la Ciudad de México.

Los suelos en las ciudades tienen una dinámica compleja, ya que en las ciudades los suelos pueden no ser originarios del área de estudio, ya que las calles pueden estar sujetas a remodelación y el suelo originario puede ser removido o quedar sepultado por otro tipo de suelo con características diferentes; sin embargo, al pasar el tiempo, y si este suelo permanece expuesto por largo tiempo, en su parte superficial podrá captar material del entorno, permitiendo tener ciertas similitudes con el material primigenio (Pavao-Zuckerman, 2008; Simon *et al.*, 2013). En

la Ciudad de México, por lo tanto, resulta difícil obtener muestras de suelo superficial que sirvan como controles o blancos para determinar las concentraciones originarias de EPT, dado el grado de urbanización y las diferentes zonas geológicas que presenta. Si bien el parámetro de MRIS puede correlacionar la concentración de Cr y V de forma satisfactoria, aún persiste la necesidad de realizar estudios con un número mayor de variables (como el uso de suelo, tipo de vialidades, etc.), que permitan precisar aún más las metodologías para establecer *proxies* basados en parámetros magnéticos que puedan ser usados para detectar suelos contaminados en la Ciudad de México.

CONCLUSIONES

Se evidenció que el χ presenta dificultades al correlacionar muestras de suelo de ambientes geológicos de tipo volcánicos con la concentración de elementos potencialmente tóxicos, por lo que no es un parámetro adecuado para establecerse como *proxy* para suelos de la Ciudad de México, ya que únicamente correlaciona de manera satisfactoria la concentración de ciertos elementos potencialmente tóxicos

Tabla 3. Correlaciones Pearson entre parámetros magnéticos, elementos potencialmente tóxicos e índice de carga contaminante para las 51 muestras de suelo superficial de zona volcánica de la Ciudad de México.

n = 51	χ	MRIS	MRIS/ χ	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn	TiO ₂	Fe ₂ O ₃	ICC
χ	1											
MRIS	0.36	1										
MRIS/ χ	-0.32	0.75	1									
Cr	0.06	0.54	0.48	1								
Cu	0.09	-0.04	-0.12	0.14	1							
Ni	-0.20	-0.28	-0.15	-0.09	0.12	1						
Pb	0.15	-0.08	-0.23	0.17	0.55	0.22	1					
V	0.00	0.33	0.29	0.42	-0.13	-0.32	-0.17	1				
Zn	-0.10	-0.19	-0.14	0.07	0.80	0.68	0.55	-0.27	1			
TiO ₂	0.03	0.40	0.37	0.58	-0.17	-0.34	-0.21	0.79	-0.30	1		
Fe ₂ O ₃	0.07	0.45	0.37	0.57	-0.11	-0.33	-0.19	0.85	-0.25	0.93	1	
ICC	-0.02	-0.10	-0.13	0.26	0.69	0.63	0.74	-0.15	0.90	-0.17	-0.14	1

χ : susceptibilidad magnética máscica; MRIS: magnetización remanente isotérmica de saturación; ICC: índice de carga contaminante. Significancia estadística con valores $p < 0.05$ marcadas en negro.

Tabla 4. Correlaciones Pearson entre parámetros magnéticos, elementos potencialmente tóxicos, índice de carga contaminante y UM para las 88 muestras de suelo superficial de la Ciudad de México

n = 88	χ	MRIS	MRIS/ χ	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn	TiO ₂	Fe ₂ O ₃	ICC	UM
χ	1												
MRIS	0.41	1											
MRIS/ χ	-0.32	0.71	1										
Cr	0.17	0.54	0.40	1									
Cu	0.20	0.07	-0.09	0.31	1								
Ni	-0.10	-0.17	-0.12	-0.11	0.01	1							
Pb	0.22	0.02	-0.18	0.33	0.64	0.15	1						
V	0.12	0.36	0.25	0.52	0.05	-0.30	0.04	1					
Zn	0.06	-0.03	-0.11	0.21	0.78	0.62	0.58	-0.12	1				
TiO ₂	0.20	0.41	0.26	0.53	-0.04	-0.32	0.01	0.75	-0.21	1			
Fe ₂ O ₃	0.25	0.50	0.28	0.54	0.04	-0.27	0.03	0.81	-0.12	0.92	1		
ICC	0.17	0.07	-0.11	0.40	0.78	0.37	0.84	0.06	0.83	0.02	0.07	1	
UM*	0.17	0.47	0.33	0.75	0.15	-0.26	0.15	0.95	-0.02	0.76	0.81	0.20	1

χ : susceptibilidad magnética máscica; MRIS: magnetización remanente isotérmica de saturación; ICC: índice de carga contaminante; UM: factor de proporcionalidad entre las concentraciones de Cr y V para suelos de la Ciudad de México ($= [C_{Cr}/3.5] + C_V$; ver texto). Significancia estadística con valores $p < 0.05$ marcadas en negro.

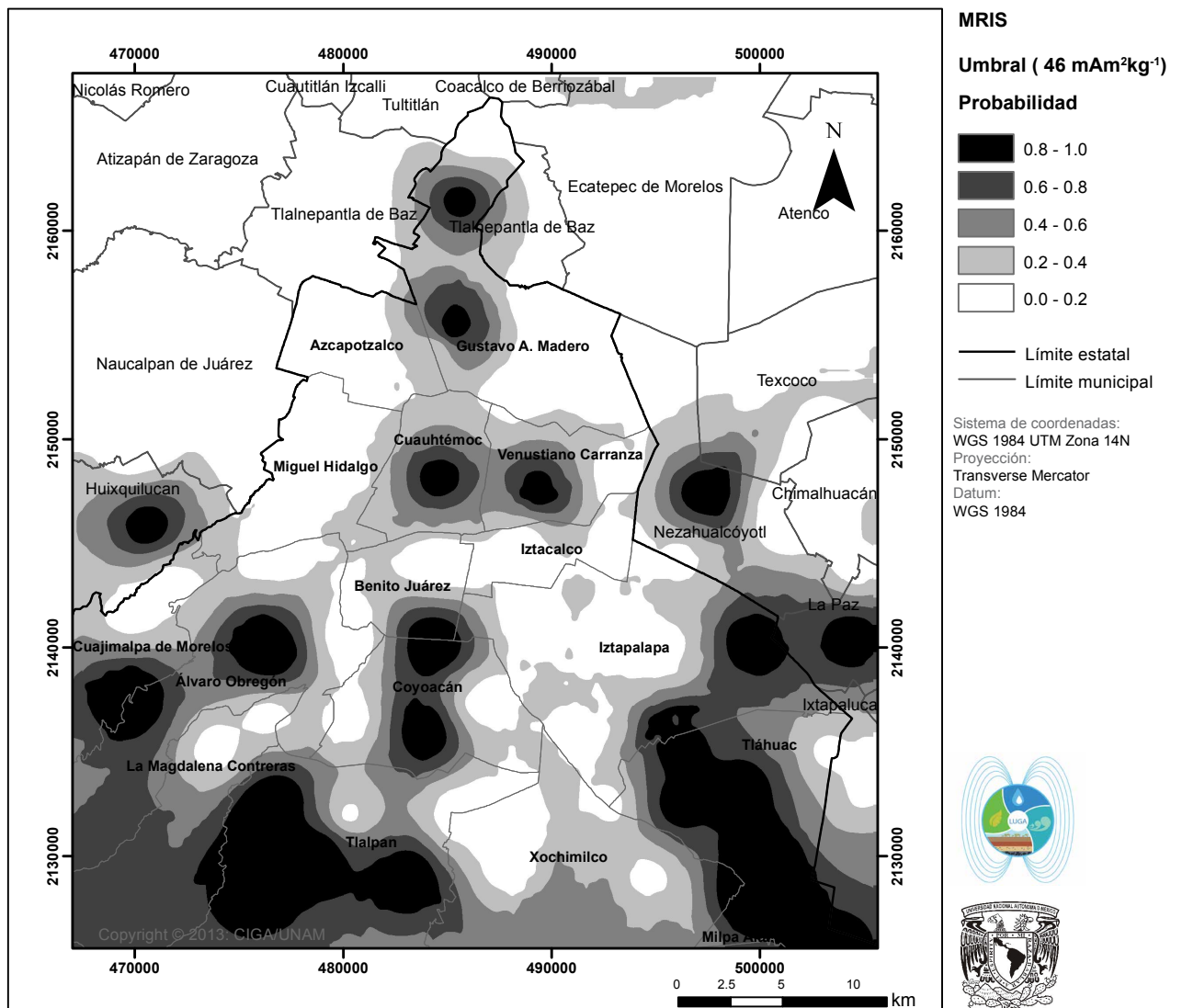


Figura 6. Mapa de probabilidad de encontrar suelos con concentraciones de riesgo para Cr y V por medio del umbral de MRIS (46 mAm² kg⁻¹) en la Ciudad de México, empleando el indicador kriging.

(Cr, Cu, Pb, V y Zn) en suelos de ambiente geológicos de tipo lacustre.

El parámetro magnético que mostró mejor relación para indicar un suelo contaminado por Cr y V fue la MRIS, cuyo umbral obtenido por métodos estadísticos fue de $46 \text{ mAm}^2 \text{ kg}^{-1}$. Este parámetro magnético resulta ser más viable como *proxy* para determinar la concentración de Cr y V en suelos de la Ciudad de México, sin importar el tipo de ambiente geológico en donde se encuentre el suelos superficial.

Por medio de los parámetros magnéticos, tales como χ , χ_{rel} % y MRIS es posible identificar suelos con alta concentración de material magnético, o material particulado de fracción fina ($<0.03 \mu\text{m}$) cuyo origen podría ser antrópico. Además, estos parámetros magnéticos pueden mantener una relación con la concentración de ciertos EPT, pero esta relación depende del tipo de ambiente geológico en donde se encuentre el suelo.

Resulta evidente la necesidad de realizar estudios más detallados de los parámetros magnéticos y su relación con la concentración de EPT en suelos de la Ciudad de México que permitan establecer umbrales con mayor precisión.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al CONACYT por el financiamiento al proyecto CB-2011-01-169915, a la UMSNH y al CONACYT por la beca posdoctoral otorgada al Dr. Rubén Cejudo y a la Dra. Carmen Delgado. El Dr. Avto Goguichaisvili agradece el apoyo financiero del proyecto PAPIIT IN105214.

REFERENCIAS

- Aguilar-Reyes, B.A., Bautista, F., Goguitchaichsvili, A. Morton, O., 2011a, Magnetic monitoring of top soils of Merida (south Mexico): *Studia Geophysica et Geodaetica*, 55, 361-372.
- Aguilar-Reyes, B., Bautista, F., Rosas-Elguera, J., Gogichaishvili, A., Cejudo, R., Morales, J., 2011b, Evaluación de la contaminación ambiental por métodos magnéticos en las ciudades de Morelia y Guadalajara México: *Latinmag Letters*, 1, 1-6.
- Aguilar-Reyes, B., Cejudo-Ruiz, R., Martínez-Cruz, J., Bautista, F., Goguitchaichsvili, A., Carvallo, C., Morales, J., 2012, *Ficus benjamina* leaves as indicator of atmospheric pollution: a reconnaissance study: *Studia Geophysica et Geodaetica*, 56, 879-887.
- Aguilar-Reyes, B., Bautista, F., Goguitchaichsvili, A., Morales, J.J., Quintana-Owen, P., Carvallo, C., Battu J., 2013, Rock-magnetic properties of topsoils and urban dust from Morelia (>800,000 inhabitants), Mexico: Implications for anthropogenic pollution monitoring in Mexico's medium size cities: *Geofísica Internacional*, 52, 121-133.
- Bautista, F., 1999, Introducción al estudio de la contaminación del suelo por metales pesados: México, Universidad Autónoma de Yucatán, 109 pp.
- Bautista, F., Cram-Heydrich, S., Sommer-Cervantes, I., 2011, Suelos, en Bautista-Zúñiga, F., Palacio-Prieto, J.L., Delfín-González, H., (eds.) *Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales: México*, Universidad Nacional Autónoma de México, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, 227-258.
- Bautista, F., Cejudo-Ruiz, R., Aguilar-Reyes, B., Gogichaishvili, A., 2014, El potencial del magnetismo en la clasificación de suelos: Una revisión: *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 66(2), 365-376.
- Brizuela, J., Jiménez, Y., 2012, Metodologías aplicadas para el establecimiento de los niveles de referencia para metales pesados en la evaluación de la contaminación en suelos: *Avances en Química*, 7, 101-109.
- Bucko, M.S., Magiera, T., Pesonen, L.J., Janus, B., 2010, Magnetic, geochemical, and microstructural characteristics of road dust on roadsides with different traffic volumes— Case study from Finland: *Water Air Soil Pollut*, 209, 295-306.
- Chaparro, M.A.E., 2006, Estudio de Parámetros Magnéticos de distintos ambientes relativamente contaminados en Argentina y Antártida: México, Universidad Nacional Autónoma de México, Monografías del Instituto de Geofísica, 7, 110 pp.
- Dankoub, Z., Ayoubi, S., Khademi, H., Lu, S.G., 2012, Spatial distribution of magnetic properties and selected heavy metals in calcareous soils as affected by land use in the Isfahan Region, Central Iran: *Pedosphere*, 22, 33-47.
- Dearing, J., 1999, Magnetic susceptibility, in Walden, J., Oldfield, F., Smith, J. (eds.), *Environmental magnetism: a practical guide*: London, Quaternary Research Association, Technical guide, 6, 35-62.
- Díaz-Rodríguez, J.A., 2006, Los suelos lacustres de la Ciudad de México: *Revista Internacional de Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil*, 6, 111-130.
- EPA (United States Environmental Protection Agency), 2014, Particulate matter, Health, <<http://www.epa.gov/airquality/particlepollution/health.html>>, consulta: 08 de septiembre de 2014.
- Fialová, H., Maier, G., Petrovská, E., Kapicka, A., 2006, Magnetic properties of soils from sites with different geological and environmental settings: *The Journal of Applied Geophysics*, 59, 273-283.
- FIMEVIC (Fideicomiso para el Mejoramiento de las Vías de Comunicación del Distrito Federal), 2012, Parque vehicular, predominio del transporte privado, <<http://www.fimevic.df.gob.mx/problemas/1diagnostico.htm#parque>>. consulta: 08 septiembre 2014.
- Gautam, P., Blaha, U., Appel, E., 2005, Magnetic susceptibility of dust-loaded leaves as a proxy of traffic-related heavy metal pollution in Kathmandu city, Nepal: *Atmospheric Environment*, 39, 2201-2211.
- Goddu, S.R., Appel, E., Jordanova, D., Wehland, F., 2004, Magnetic properties of road dust from Visakhapatnam (India) –relationship to industrial pollution and road traffic: *Physics and Chemistry of the Earth*, 29, 985-995.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía), 2012, Base de datos Vehículos de motor registrados en circulación Distrito Federal: <http://www.inegi.org.mx/sistemas/olap/Proyectos/bd/continuas/transporte/vehiculos.asp?s=est&c=13158&proy=vmrc_vehiculos>, 08 septiembre 2014.
- Jordanova, N., Jordanova, D., Tsacheva, T., 2008, Application of magnetometry for delineation of anthropogenic pollution in areas covered by various soil types: *Geoderma*, 144, 557-571.
- Kim, W., Doh, S.J., Park, Y.H., Yun, S.T., 2007, Two-year magnetic monitoring in conjunction with geochemical and electron microscopic data of roadside dust in Seoul, Korea: *Atmospheric Environment*, 41, 7627-7641.
- Kim, W., Doh, D.J., Yongjae, Y., 2009, Anthropogenic contribution of magnetic particulates in urban roadside dust: *Atmospheric Environment*, 43, 3137-3144.
- Landrot, G., Tappero, R., Webb, S., Sparks, D.L., 2012, Arsenic and chromium speciation in an urban contaminated soil: *Chemosphere*, 88, 1196-1201.
- Lu, S.G., Bai, S.Q., 2006, Study on the correlation of magnetic properties and heavy metals content in urban soils of Hangzhou City, China: *Journal of Applied Geophysics*, 60, 1-12.
- Lu, S.G., Bai, S.Q., Xue, Q.F., 2007, Magnetic properties as indicators of heavy metals pollution in urban topsoils: a case study from the city of Luoyang, China: *Geophysical Journal International*, 171, 568-580.
- Maher, B.A., Moore, C., Matzka, J., 2008, Spatial variation in vehicle-derived metal pollution identified by magnetic and elemental analysis of roadside tree leaves: *Atmospheric Environment*, 42, 364-373.
- Magiera, T., Strzyszc, Z., Kapicka, A., Petrovsky, E., 2006, Discrimination of lithogenic and anthropogenic influences on topsoil magnetic susceptibility in Central Europe: *Geoderma*, 130, 299-311.
- Matzka, J., Maher, B.A., 1999, Magnetic biomonitoring of roadside tree leaves: identification of spatial and temporal variations in vehicle-derived particulates: *Atmospheric Environment*, 33, 4564-4569.
- Meena, N.K., Maiti, S., Shrivastava, A., 2011, Discrimination between anthropogenic (pollution) and lithogenic magnetic fraction in urban soils (Delhi, India) using environmental magnetism: *Journal of Applied Geophysics*, 73, 121-129.
- Mmolawa, K.B., Likuku, A.S., Gaboutloeloe, G.K., 2011, Assessment of heavy metal pollution in soils along major roadside areas in Botswana: *African Journal of Environmental Science and Technology*, 5, 186-196.
- Moreno, E., Sagnotti, L., Dinares-Turell, J., Winkler, A., Cascella, A., 2003, Biomonitoring of traffic air pollution in Rome using magnetic properties

- of tree leaves: *Atmospheric Environment*, 37, 2967-2977.
- Morton-Bermea, O., Hernández-Álvarez, E., González-Hernández, G., Romero F., Lozano R., Beramendi-Orosco, L.E., 2009a, Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the metropolitan area of Mexico City: *Journal of Geochemical Exploration*, 101, 218-224. doi:10.1016/j.geexplo.2008.07.002.
- Morton-Bermea, O., Hernández, E., Martínez-Pichardo, E., Soler-Arechalde, A., Lozano-Santa-Cruz, R., González-Hernández, G., Beramendi-Orosco, L., Urrutia-Fucugauchi J., 2009b, Mexico City topsoils: Heavy metals vs. magnetic susceptibility: *Geoderma*, 151, 121-125.
- Muxworthy, A.R., Matzka, J., Fernández-Dávila, A., Petersen, N., 2003, Magnetic signature of daily sampled urban atmospheric particles: *Atmospheric Environment*, 37, 4163-4169.
- Nieto, A., Martín, A., Espinasa-Pereña, R., Ferres, D., 2013, Hazards associated with recent Popocatepetl ash emissions, *in* AGU Meeting of the Americas, Cancún, México: American Geophysical Union, Spring Meeting Abstracts, 1, p. 8.
- Pavao-Zuckerman, M.A., 2008, The nature of urban soils and their role in ecological restoration in cities: *Restoration Ecology*, 16, 642-649.
- Peters, C., Dekkers M.J., 2003, Selected room temperature magnetic parameters as a function of mineralogy, concentration and grain size: *Physics and Chemistry of the Earth*, 28, 659-667.
- Qiao, Q., Zhang, C., Huang, B., Piper, J.D.A., 2011, Evaluating the environmental quality impact of the 2008 Beijing Olympic Games: magnetic monitoring of street dust in Beijing Olympic Park: *Geophysical Journal International*, 187, 1222-1236.
- Quijano-Parra, A., Quijano-Vargas, M.J., Martínez, Henao-Martínez, J.A., 2010, Caracterización fisicoquímica del material particulado fracción respirable PM2.5 en Pamplona-Norte de Santander-Colombia: *Revista de la Facultad de Ciencias Básicas*, 8, 1-20.
- Robertson, G.P., 2008, GS+: Geostatistics for the Environmental Sciences. Gamma Design Software, ver 9: Michigan, Gamma Design Software, 1 cd-rom, programa informático.
- Rodríguez-Salazar, M.T., Morton-Bermea, O., Hernández-Álvarez, E., Lozano, R., Tapía-Cruz, V., 2011, The study of metal contamination in urban topsoils of Mexico City using GIS: *Environmental Earth Sciences*, 62, 899-905.
- Sierra-Vargas, M.P., 2012, Las cenizas, gases volcánicos y la salud respiratoria: *Neumología y Cirugía de Tórax*, 71, 132-138.
- Samara, C., Voutsas, D., 2005, Size distribution of airborne particulate matter and associated heavy metals in the roadside environment: *Chemosphere*, 59, 1197-1206.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (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. *Diario Oficial*, 02 marzo 2007, 67 pp.
- Secretaría del Medio Ambiente (SMA), 2012, Calidad del aire en la Ciudad de México, Informe 2011, Ciudad de México: Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal, 160 pp.
- Simon, E., Vidic, A., Braun, M., Fábian, L., Tóthmérész, B., 2013, Trace element concentrations in soils along urbanization gradients in the city of Wien, Austria: *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 917-924.
- Tomilson, D.L., Wilson, J.G., Harris, C.R., Jeffrey, D.W., 1980, Problem in heavy metals in estuaries and the formation of pollution index: *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen*, 33, 566-575.
- WHO-IARC (World Health Organization-International Agency of Research on Cancer), 2013, IARC: Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths: Lyon/Geneva, Press release 221, 4 pp.
- Xia, D.S., Chen, F.H., Bloemendal, J., Liu, X.M., Yu, Y., Yang, L.P., 2008, Magnetic properties of urban dustfall in Lanzhou, China, and its environmental implications: *Atmospheric Environment*, 42, 2198-2207.
- Yang, T., Liu, Q., Li, H., Zeng, Q., Chan, L., 2010, Anthropogenic magnetic particles and heavy metals in the road dust: Magnetic identification and its implications: *Atmospheric Environment*, 44, 1175-1185.

Manuscrito recibido: Septiembre 3, 2014
 Manuscrito corregido recibido: Enero 13, 2015
 Manuscrito aceptado: Enero 27, 2015