

COMPOSICIÓN ELEMENTAL Y PROPIEDADES MAGNÉTICAS DE SUELOS URBANOS DE GUADALAJARA, MÉXICO

Elemental composition and magnetic properties of urban soil of Guadalajara, Mexico

Fredy Rubén CEJUDO RUIZ^{1*}, María de la Luz GÓMEZ RIVERA¹,
Laura PEÑA GARCÍA², Francisco BAUTISTA ZÚÑIGA³ and Avto GOGUITCHAICHVILI¹

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, México.

² Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara, Camino Ramón Padilla Sánchez 2100, Las Agujas, 44600 Zapopan, Jalisco, México.

³ 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, México.

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

(Recibido: mayo de 2024; aceptado: diciembre de 2024)

Palabras clave: metales pesados, monitoreo, distribución espacial, susceptibilidad magnética.

RESUMEN

Esta investigación se orientó a evaluar el contenido de elementos y propiedades magnéticas del suelo urbano en la ciudad de Guadalajara, México, con el fin de establecer un valor de concentración de referencia que permita evaluar el enriquecimiento de elementos del suelo urbano. Además, se busca identificar los parámetros magnéticos que presenten una relación directa con la concentración de elementos, con el propósito de usarse como monitores indirectos de contaminación. Los valores de concentración de fondo total se obtuvieron de 58 muestras de suelo de tipo residencial para cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni), plomo (Pb), vanadio (V) y zinc (Zn), con valores de 13, 18, 10, 26, 36 y 269 mg/kg, respectivamente. Los parámetros magnéticos de susceptibilidad magnética y magnetización remanente isoterma de saturación mostraron correspondencia con la concentración de elementos, por lo tanto es factible su uso como monitores de acumulación de metales pesados y para la identificación de sitios contaminados. Los suelos urbanos de Guadalajara presentan un contenido de elementos que disminuye en el siguiente orden: $Zn > V > Pb > Cu > Cr > Ni$. Las mayores concentraciones de elementos se presentan en sitios de la zona centro y noroeste de Guadalajara, áreas densamente pobladas, por lo que se requieren vigilancia y estudios adicionales para evaluar el riesgo.

Key words: heavy metals, monitoring, spatial distribution, magnetic susceptibility.

ABSTRACT

The objective of this research was to identify the content of elements and magnetic properties of urban soil in the city of Guadalajara, in order to establish a reference concentration value that would enable the assessment of element enrichment in urban soil. Additionally, it aims to identify the magnetic parameters related to the concentration

of elements, with the purpose of using them as indirect pollution monitors. The total background concentration values were obtained from 58 residential soil samples for chromium (Cr), copper (Cu), nickel (Ni), lead (Pb), vanadium (V), and zinc (Zn), with values of 13, 18, 10, 26, 36, and 269 mg/kg, respectively. The magnetic parameters of magnetic susceptibility and saturation isothermal remanent magnetization demonstrate a correlation with the concentration of elements, making them suitable for use as monitors of heavy metal accumulation and the identification of contaminated sites. The urban soils of Guadalajara exhibit a decreasing order of element content, with $Zn > V > Pb > Cu > Cr > Ni$. The highest concentrations of elements are observed in sites in the central and northwest regions of Guadalajara, particularly in densely populated areas, which pose a risk to the population that requires surveillance and further study.

INTRODUCCIÓN

La contaminación por metales pesados es un problema que se presenta en prácticamente todas las ciudades del mundo, debido al desarrollo económico e industrial. En los últimos años, se ha observado un aumento en las emisiones de partículas suspendidas que contienen metales pesados (MP) por parte de fuentes antrópicas (emisiones vehiculares e industriales) y, en menor medida, por fuentes naturales (actividad volcánica, tormentas de arena, incendios forestales, entre otros). Las partículas en suspensión transportan MP y otras sustancias tóxicas que, al precipitarse sobre la superficie, generan un incremento en las concentraciones naturales del suelo, sedimentos y cuerpos de agua (superficiales y subterráneos), que pueden alcanzar niveles de toxicidad perjudiciales para el ecosistema y, en el caso de suelos urbanos, pueden representar una amenaza para la población (Yap et al. 2019, Wang et al. 2021, Salazar-Rojas et al. 2023).

Los elementos como arsénico (As), cadmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), hierro (Fe), manganeso (Mn), níquel (Ni), plomo (Pb), vanadio (V) y zinc (Zn), conocidos como metales pesados y metaloides o elementos potencialmente tóxicos, se encuentran de forma natural en la corteza terrestre (suelo y rocas) en concentraciones que varían de un lugar a otro (Mirsal 2004, Kabata-Pendias y Mukherjee 2007, US-EPA 2024). En suelos urbanos, las concentraciones naturales de elementos se alteran (aumentan) a causa de la precipitación de MP derivada de actividades antrópicas (Vareda et al. 2019, Ahmad et al. 2021, Aguilera et al. 2022).

Recientemente, se ha empleado el término “elementos potencialmente tóxicos” (EPT) en la literatura para referirse a un grupo de metales pesados, considerando los elementos esenciales y no esenciales que requieren los organismos para el desarrollo de sus funciones vitales, tales como Cr, Cu, Fe, Mn y

otros. Sin embargo, concentraciones elevadas de estos elementos en el organismo resultan dañinas y el Pb, un metal pesado que no se incluye en estos EPT, es altamente tóxico a cualquier concentración (WHO 2023). Para la cuantificación de concentraciones de elementos como Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn en el suelo es preferible el empleo del término metales pesados (Vareda et al. 2019, Zhang et al. 2022, WHO 2023).

El crecimiento urbano acelerado característico de muchas ciudades del mundo limita la capacidad de identificar con precisión la concentración de fondo total (C_{FT}) para evaluar el enriquecimiento de MP en suelos. Varios estudios evalúan el enriquecimiento de elementos en suelo urbano mediante valores de referencia globales (VR_G), valores de referencia de unidades geológicas o edafológicas similares o con valores de concentración específica total (CE_T), lo cual puede causar ambigüedad en la evaluación del enriquecimiento de elementos del suelo (Morton-Bermea et al. 2009, Aguilera et al. 2022, 2024).

La información disponible sobre el valor de concentración de fondo total (C_{FT}) de MP en suelos urbanos es muy escasa debido a la diversidad edafológica y geológica o la ausencia de ésta, dificultando la evaluación precisa de la amenaza o el riesgo a la salud y al ambiente. La propuesta para cuantificar el valor de C_{FT} de elementos en suelo consiste en obtener muestras de suelo dispersas por la ciudad que provengan de usos de suelo con baja actividad antrópica (áreas verdes o residenciales), con el fin de medir la concentración de elementos mediante un modelo estadístico. Se toma como C_{FT} la media de la población cuando los valores obtenidos presenten una distribución normal; en caso de presentarse una distribución diferente se considera el valor de la mediana (SEMARNAT 2007).

En México hay muy pocos datos sobre la concentración de elementos en suelos, lo que dificulta evaluar la contaminación en diferentes partes del país. La presente investigación se orientó a realizar

un análisis de la concentración de elementos y de magnetismo ambiental en suelos superficiales de la Zona Metropolitana de Guadalajara, con el fin de identificar y cuantificar el estado de enriquecimiento de elementos potencialmente tóxicos en el suelo por medio de la concentración de fondo local. Se busca también evaluar la relación entre parámetros magnéticos y concentración de elementos en el suelo, para establecer un método de monitoreo mediante proxys que permita identificar suelos contaminados mediante el uso de mediciones magnéticas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio comprende la superficie urbana de la Zona Metropolitana de Guadalajara (ZMG), la cual ocupa seis municipios: San Pedro Tlaquepaque, Tonalá, Zapopan, Tlajomulco de Zúñiga, El Salto, Acatlán de Juárez y Zapotlanejo, ubicados en la región central del estado de Jalisco dentro del Valle de Atemajac, entre las coordenadas 20°45'-20°28' N y 103°31'-103°13' W, con una altitud promedio de 1566 msnm, un área de 1564 km² y población de 5 266 642 habitantes (INEGI 2022; **Fig. 1**). La superficie urbana está edificada sobre rocas (brecha y

basalto) de los periodos Neógeno y Cuaternario, y sepulta suelos del grupo Regosol, Feozem, Fluvisol y Litosol. En la ZMG se presenta un clima templado del grupo semicálido subhúmedo (ACw en la clasificación de Koppen), una precipitación < 35 mm y temperatura promedio de 22 °C en el mes de marzo (INEGI 2022a, b, GDL 2024, SGM 2024a, b).

El levantamiento de suelo urbano (SU) de la ZMG se realizó el 23 de marzo de 2015, empleando un muestreo sistemático por rejilla rectangular, con separación de 600 m entre sitios (**Fig. 1**). Se recolectaron 140 muestras de SU superficial, que fueron obtenidas con un nucleador cilíndrico de plástico (10 cm de largo y 5 cm de diámetro), el cual se introdujo a 5 cm del suelo mediante percusión, obteniéndose dos muestras por sitio (~ 200 cm³). In situ, se retiró la materia vegetal y elementos no pertenecientes al suelo; cada muestra se colocó en una bolsa de polipropileno con cierre para su traslado. Adicionalmente, se recolectaron datos de uso de suelo y ubicación geográfica mediante un instrumento geoposicionador (GPS) en el sistema de coordenadas UTM WGS 84.

La clasificación del uso de suelo se elaboró de acuerdo con la norma urbanística del plan de ordenación municipal (IMEPLAN 2016) en cinco categorías: áreas verdes (áreas con extensión > 200 m² con cubierta vegetal nativa), comercio y servicios

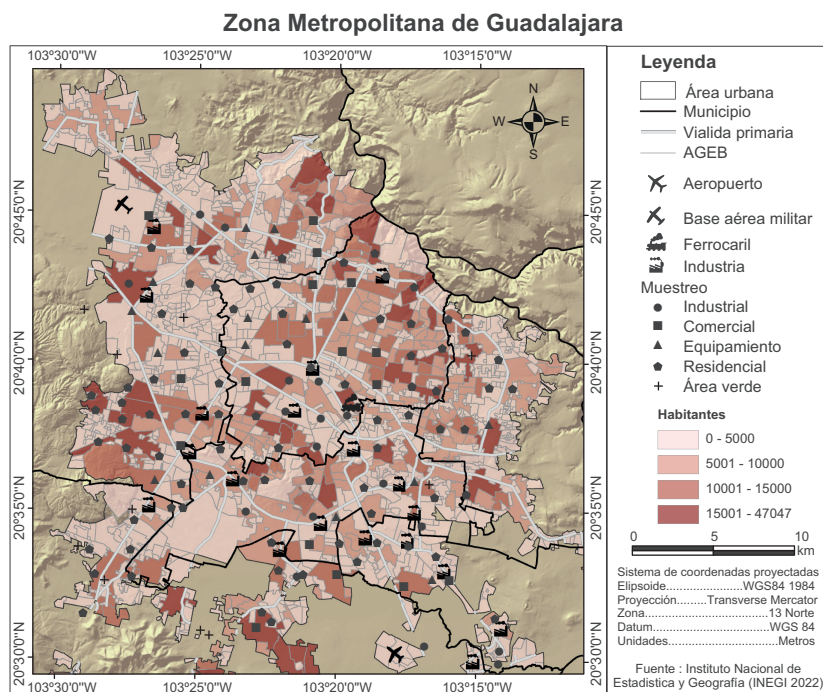


Fig. 1. Sitios de muestreo de suelo urbano en la Zona Metropolitana de Guadalajara y población en las áreas geográficas básicas (AGEB) en 2015.

(áreas que tienen mercados, plazas comerciales o venta de consumo), equipamiento (escuelas, centros de recreación, áreas deportivas, iglesias y hospitales), industrial (áreas con fábricas) y habitacional (viviendas).

En el laboratorio, las muestras fueron secadas a temperatura ambiente (20-22 °C), humedad relativa de (30 a 50 %) y en ausencia de luz por dos semanas en charolas plásticas. Una vez secada la muestra, se destruyen los agregados con mazo de madera y se retiran los fragmentos de piedra y plantas. Seguidamente, la muestra fue tamizada con redes plásticas: ASTM núm. 10 (ISO: 2 mm), ASTM núm 40 (ISO: 0.425 mm) y ASTM núm 200 (0.075 mm), con el fin de homogenizar el tamaño de partícula a 0.075 mm, procedimiento basado en la Norma Mexicana NMX-AA-132-SCFI-2006 (SE 2017).

Análisis elemental

La determinación del contenido de elementos se efectuó con espectroscopia de fluorescencia de rayos X (FRX), usando un espectrómetro portátil FRX Genius 9000, marca Skyray. Se colocaron 3 g de material tamizado dentro de un portamuestras cilíndrico hueco con ventana de mylar (portamuestras espacial para el análisis). Las mediciones se realizaron por triplicado y se reportó el valor promedio como el dato de concentración. El espectrómetro se configuró para determinar la concentración de Cr, Cu, Pb, Ni, V y Zn en suelo, con 30 s de exposición, voltaje de 45 keV, corriente de 40 μ A y temperatura de 32.7 °C. Las curvas de calibración fueron construidas con cuatro estándares (IGLs-1, IGLa-1, IGLsy-2 y IGLgb-3) del Instituto de Geología de la Universidad Nacional Autónoma de México (Lozano y Bernal 2005).

Análisis de propiedades magnéticas

Cada muestra tamizada se colocó dentro de un contenedor cúbico de acrílico de 8 cm³, el cual no interfirió con las mediciones magnéticas. Todas las muestras fueron pesadas en una balanza con susceptibilidad de 0.01 g. Seguidamente, se midió la susceptibilidad magnética a baja (κ_{lf} : 0.7 kHz) y alta frecuencia (κ_{hf} : 4.7 kHz) con un equipo Bartington MS3 con sensor dual MS2B a temperatura ambiente (22 °C). Estos valores se normalizaron con la densidad (ρ en kg/m³) para determinar los parámetros magnéticos de susceptibilidad específica ($\chi_{lf} = \kappa_{lf}/\rho$) y el porcentaje de susceptibilidad dependiente de la frecuencia ($\chi_{df}\% = ([\kappa_{lf} - \kappa_{hf}]/\kappa_{lf}) \times 100$), parámetros que proporcionan información sobre el contenido de material magnético y la presencia de partículas finas superparamagnéticas (< 30 nm), respectivamente (Dearing 1999, Evans y

Heller 2013). Cada muestra se midió por triplicado, con un error < 1 %.

La magnetización remanente isotérmica de saturación (MRIS) se obtuvo mediante la aplicación de un pulso de campo magnético de corriente continua (CC) de 1000 mT con un magnetizador de pulso IM-10-30, ASC Scientific. La magnetización remanente se midió con un magnetómetro de giro JR6 Agico. Posteriormente, se aplicó un campo magnético de CC invertido de 300 mT y se midió la magnetización de remanencia (IRM₋₃₀₀). Con esta medición, se determinó el parámetro S_{-300} ($S_{-300} = \text{IRM}_{300 \text{ mT}}/\text{MRIS}$), el cual permite identificar la presencia de materiales de baja coercitividad ($S_{-300} \geq 0.7$) o ferrimagnéticos (MFM), y de alta coercitividad ($S_{-300} < 0.7$) o antiferrimagnéticos (MFAM; Thompson y Oldfield 1986). Todas las mediciones se realizaron en el Laboratorio Universitario de Geofísica Ambiental de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Análisis estadístico

El análisis estadístico se hizo con Statgraphics Centurion XVI y el programa R. El valor de C_{FT} se obtuvo de los datos de concentración clasificados por uso de suelo de tipo residencial (la distribución de datos de suelo de área verde está sesgada al suroeste de la ZMG) y usando el criterio de la Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, que considera concentración de fondo la media de la población cuando se presenta distribución normal, o la mediana para una distribución diferente (SEMARNAT 2007). A cada grupo de uso de suelo se le aplicó una prueba de normalidad Kolmogorov-Smirnov (KS) con corrección de Lilliefors para comprobación de supuestos estadísticos (linealidad, normalidad, homocedasticidad e independencia). Para encontrar diferencias entre grupos, se usaron una prueba no paramétrica (prueba de Kruskal-Wallis) y una prueba ad-hoc (prueba de Dunn).

Evaluación del enriquecimiento de elementos

El factor de enriquecimiento (FE) se usó para evaluar el incremento de concentración de cada elemento en el suelo urbano, y se calculó de acuerdo con McKenzie et al. (2008):

$$FE = \frac{C_{m_i}}{C_{FT}} \quad (1)$$

donde C_{m_i} es el valor de la concentración del elemento en la muestra i y C_{FT} representa la concentración de fondo total del elemento. Se empleó la escala propuesta por Sutherland (2000) para la evaluación: $FE < 2$: enriquecimiento bajo; $FE \in [2, 5)$: enriquecimiento

moderado; $FE \in [5, 20]$: enriquecimiento alto y $FE > 20$: enriquecimiento muy alto.

El índice de carga de contaminación (PLI) de Tomlinson et al. (1980), que permite evaluar la contaminación de un sitio como contaminado o no contaminado, se calcula en función de los FE como:

$$PLI = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n FE_i} \quad (2)$$

donde PLI es igual a la raíz n del producto de los FE analizados. La interpretación del índice según Tomlinson et al. (1980) indica que si $PLI \leq 1$ no hay contaminación, pero si $PLI > 1$ hay una degradación del sitio o está contaminado. En este estudio se amplía la clasificación y se consideran tres niveles para valores de $PLI > 1$, con el fin de evaluar mejor el incremento de elementos en el suelo: si $PLI \in (1, 2]$: moderadamente contaminado; si $PLI \in (2, 3]$: altamente contaminado y Si $PLI > 3$: muy altamente contaminado.

Análisis espacial

Para determinar un modelo de distribución espacial estacionario con predictor de estimación lineal insesgado se utilizó un conjunto de datos normalizados. El análisis geoestadístico consta de tres etapas: análisis exploratorio de datos (AEO), análisis estructural (AE) y un modelo de estimación o interpolación (en este estudio se usó un modelo de interpolación de tipo Kriging ordinario [KO]). En el AEO se verifican los parámetros de tendencia (media, mediana y coeficiente de asimetría), se identifican los valores atípicos y se evalúa la normalidad de la variable. Cuando no se cumplen con los supuestos de normalidad se procede a un cambio de variable de tipo log, inverso u otro, y se repite el AEO. Las variables que no cumplen con los criterios de normalidad son rechazadas para el análisis geoestadístico.

En el AE, se determina la correlación espacial que hay entre los datos de una variable para el área específica y el grado de influencia que existe entre los datos cercanos. Se determina el semivariograma, que es una media aritmética de la diferencia cuadrática de la variable Z mediada en un punto y a una distancia determinada (h), evaluada como:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(X_i) - Z(X_i + h)]^2 \quad (3)$$

donde $\gamma(h)$ representa el valor de la función de semivarianza experimental, $N(h)$ los pares de observación entre ubicaciones a una distancia h , $Z(X_i)$ el valor medido de la variable Z en X_i y $Z(X_i + h)$ el valor de la variable X_i a una distancia h . Los valores de

X son las posiciones georreferenciadas de los sitios de muestreo (Webster y Oliver 1990, Hernández-Stefanoni y Ponce-Hernández 2006)

Los parámetros estructurales se determinan a partir del modelo de semivariograma teórico que mejor se ajusta al variograma experimental. El valor de Nugget o varianza pepita (Co) es intercepto con el eje de la semivariograma; representa la variabilidad de las variables a distancias que no presentan relación con la distancia y designa la varianza no explicada. El sill o meseta ($Co + C$) es el límite del semivariograma cuando la varianza estructural alcanza su valor máximo; se puede presentar como meseta finita o no finita. El rango (A_0) corresponde a la distancia a partir de la cual dos observaciones son independientes, donde las variables pierden su relación espacial. La varianza estructural relativa ($VE = C/[Co + C]$) se define como la proporción de la varianza no explicada (nugget) entre la varianza estructural (sill). Cuando el modelo se ajusta a los datos de semivariograma teórico, la suma de los residuales cuadráticos (RSS) se reduce y los coeficientes de determinación (R^2) se incrementan (Isaaks y Srivastava 1989, Webster y Oliver 1990, Delgado et al. 2010). En la tercera etapa, estiman los datos mediante interpolación Kriging ordinaria, una técnica que proporciona el mejor estimador lineal insesgado.

La comparación entre las capas o modelos de interpolación se efectuó mediante un análisis de geoprocesamiento (álgebra de mapas) para identificar las zonas que presentan una vinculación espacial entre parámetros magnéticos y concentración de elementos (Tomlin 1994). Los modelos y geoprocesamientos se obtuvieron con el software GS+ 9.0 (GD 2015) y la representación espacial fue editada en arcMAP de ArcGIS (ESRI 2004).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Parámetros magnéticos

Los resultados de los parámetros magnéticos, clasificados por uso de suelo, se presentan en el **cuadro I**. Los parámetros de dispersión (rango, desviación estándar) indican fluctuaciones entre los datos de los parámetros magnéticos de χ_{lf} , $\chi_{df}\%$ y MRIS, que revelan que la concentración de material magnético no es homogénea en el suelo de la ZMG (**Cuadro I**).

Los valores de χ_{lf} en varios suelos de tipo industrial y comercial son altos (mayores que 1.39 y $1.32 \mu\text{m}^3/\text{kg}$, respectivamente), en comparación con los suelos de tipo equipamiento, residencial y de área verde ($< 0.9 \mu\text{m}^3/\text{kg}$), indicando un aumento

CUADRO I. RESUMEN ESTADÍSTICO DE PARÁMETROS MAGNÉTICOS DE 140 MUESTRAS DE SUELO DE LA ZONA METROPOLITANA DE GUADALAJARA.

Parámetro		Uso de suelo					
		Industrial	Comercial	Equipamiento	Residencial	Área verde	Total
		(20)	(15)	(16)	(78)	(11)	(140)
χ_{lf} ($\mu\text{m}^3/\text{kg}$)	Rango	0.19-4.22	0.6-3.34	0.54-3.29	0.18-4.8	0.52-2.37	0.18-4.8
	Prom \pm SD	1.71 \pm 0.98	1.37 \pm 0.68	1.11 \pm 0.72	1.09 \pm 0.71	1.01 \pm 0.64	1.21 \pm 0.77
	Mediana	1.39	1.32	0.83	0.90	0.84	0.95
$\chi_{df}\%$ (%)	Rango	0.3-4.4	0.5-5.2	1.2-4.4	0.6-6.0	1.3-4.3	0.3-6.0
	Prom \pm SD	2 \pm 1.1	2.7 \pm 1.3	2.6 \pm 0.9	2.5 \pm 1.0	3.1 \pm 0.9	2.5 \pm 1.1
	Mediana	1.9	2.7	2.4	2.5	3.4	2.5
MRIS mA m ² /kg	Rango	4.4-78.01	5.38-32.38	7.93-48.95	4.32-55.34	5.97-40.01	4.32-78.01
	Prom \pm SD	21.72 \pm 16.22	16.92 \pm 8.86	17.77 \pm 12.87	15.81 \pm 10.8	15.17 \pm 11.25	16.95 \pm 11.82
	Mediana	17.81	15.65	12.49	12.78	9.44	13.14
S ₃₀₀ AD	Rango	0.28-1.00	0.87-0.99	0.85-1.00	0.42-1.00	0.89-0.95	0.28-1.00
	Prom \pm SD	0.89 \pm 0.15	0.93 \pm 0.03	0.92 \pm 0.04	0.93 \pm 0.13	0.92 \pm 0.02	0.92 \pm 0.12
	Mediana	0.92	0.93	0.91	0.92	0.91	0.92

χ_{lf} : susceptibilidad específica; $\chi_{df}\%$: porcentaje de susceptibilidad dependiente de la frecuencia; MRIS: magnetización remanente isotermal de saturación; Prom: promedio; SD: desviación estándar; AD: adimensional.

importante de material magnético para este tipo de suelos, diferencia que se comprobó posteriormente mediante la prueba de Kruskal-Wallis (KW) (**Cuadro I**). Se observaron valores atípicos en suelos de áreas verdes, comerciales, de equipamiento y residenciales, que sugieren un enriquecimiento de material magnético por una o varias fuentes antrópicas (**Cuadro I**, **Fig. 2**).

Para identificar las diferencias estadísticas entre los grupos de suelo y, en vista de que no se presenta normalidad entre los datos, se procedió con un análisis no paramétrico (prueba KW). Para los valores de χ_{lf} , el análisis KW mostró un valor de $p < 0.05$ ($p = 0.006$), indicando una diferencia estadísticamente significativa entre los grupos, con un nivel del 95 % de confianza. La prueba de Dunn (análisis post-hoc) reveló que las diferencias se presentan en los grupos de suelo industrial-área verde (valor $p = 0.03$) e industrial-residencial ($p = 0.01$; **Fig. 2**).

El registro de $\chi_{df}\%$ mostró valores de 2 a 3 %, indicando una baja concentración de minerales ferrimagnéticos ultrafinos (< 50 nm) o superparamagnéticos (SP) en el suelo de la ZMG, con presencia de granos gruesos magnéticos, de acuerdo con Dearing (1999). Los suelos del área verde presentan mayor concentración de partículas SP, valor esperado por los procesos de intemperismo o bioquímicos que se producen en el suelo (presencia

de bacterias magnetotáticas), aunque la adición de partículas finas suspendidas que provienen de fuentes antrópicas (partículas ultra finas < 1 μm) puede mostrar valores altos de $\chi_{df}\%$ (Dearing 1999, Mistry et al. 2024). Se observaron valores atípicos de $\chi_{df}\%$ en suelos de tipo residencial (**Cuadro I**). El análisis KW para $\chi_{df}\%$ mostró un valor de $p > 0.05$ ($p = 0.07$), por lo que no existe una diferencia estadísticamente significativamente entre los grupos de suelo para este parámetro (**Fig. 2**).

Los resultados de la MRIS (concentración de material magnético de baja coercitividad o ferrimagnéticos [MFM]) indicaron varios suelos de tipo comercial e industrial con alto contenido de MFM (> 17.81 mA m²/kg), en comparación con los suelos del área verde y residencial (< 2.5 mA m²/kg). El aumento de la MRIS en el suelo urbano está relacionado con la adición de partículas de material procedente de fuentes antrópicas, debido a que se observa una mayor concentración de MFM en su composición que en las fuentes naturales (Evans y Heller 2013). Se observó la presencia de valores atípicos en los suelos de área verde, residencial, de equipamiento e industrial (MRIS > 32 mA m²/kg), los cuales exhibieron un enriquecimiento de material magnético de baja coercitividad importante en algunos sitios de la ZMG (**Cuadro I**). El análisis KW para MRIS mostró un valor de $p > 0.05$ ($p = 0.14$), por lo que no existe

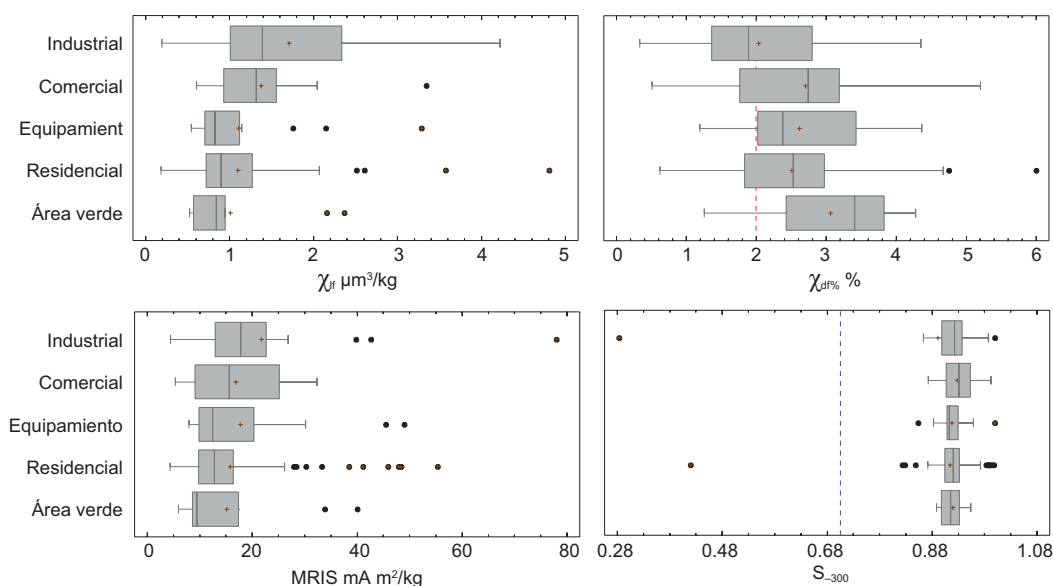


Fig. 2. Gráfico box-plot de valores de los parámetros magnéticos: susceptibilidad específica (χ_{lf}), porcentaje de susceptibilidad magnética dependiente de la frecuencia ($\chi_{af}\%$), magnetización remanente isotermal de saturación (MRIS) y cociente S_{300} de muestras de suelo superficial de la Zona Metropolitana de Guadalajara, agrupados por uso de suelo. Las barras indican la variación de los datos fuera de los cuartiles superior e inferior, en tanto que los valores atípicos se muestran en círculos negros fuera de las barras. La línea roja punteada en $\chi_{af}\%$ indica el límite para las muestras que contienen concentraciones bajas de partículas superparamagnéticas (< 2 %; Dearing 1999). La línea azul punteada en S_{300} , indica el límite que clasificar muestras con mayor contenido de minerales ferrimagnéticos ($S_{300} > 0.7$) o antiferromagnéticos ($S_{300} < 0.7$; Aguilar et al. 2013).

una diferencia estadísticamente significativamente entre los grupos de suelo (**Fig. 2**).

Los suelos de la ZMG mostraron valores de S_{300} entre 0.70 y 1.00 que revelaron la presencia de minerales de baja coercitividad (ferrimagnéticos), responsables de la señal magnética, cuyo origen es probablemente antrópico. Se reportan dos muestras de suelo (residencial e industrial) con valores de $S_{300} < 0.70$, valor indicativo de suelos que presentan un alto grado de intemperismo y baja perturbación antrópica debido a una elevada concentración de minerales antiferromagnéticos (MAFM) o de alta coercitividad (Evans y Heller 2003; **Cuadro I, Fig. 2**). El análisis KW para S_{300} , mostró un valor de $p > 0.05$ ($p = 0.82$); por lo tanto, no existe una diferencia estadísticamente significativamente entre los grupos de suelo (**Fig. 2**).

Comparando el valor de la mediana de χ_{lf} y MRIS de este estudio con los resultados reportados de suelos y polvo urbanos (PU) de ciudades mexicanas, se encontró que la χ_{lf} de los suelos urbanos de la ZMG ($0.95 \mu m^3/kg$) fue similar a la de suelos de Mérida (Aguilar et al. 2011) y el PU de Mexicali (Sánchez-Duque et al. 2015), y menor para suelos de Morelia (Aguilar et al. 2013) y Ciudad de México (Cejudo et al. 2015a), y PU de Ciudad de México (Cejudo et

al. 2015a, 2022), Villahermosa (Cejudo et al. 2017) y Ensenada (Cortés et al. 2017). Esta comparación sugiere que el contenido de material magnético varía entre las ciudades de México, en que la combinación de factores geológicos y antrópicos dan características particulares de acumulación (**Fig. 3 y Cuadro II**).

Los valores de MRIS en los suelos de la ZMG son mayores que en suelos de Mérida (Aguilar et al. 2011), los cuales exhibieron mayor contenido de material ferromagnético. Sin embargo, el factor geológico puede ser un indicador de esta diferencia. En Mérida, la mayor parte de las rocas son calizas (bajo contenido de MFM), a diferencia de la ZMG, que está asentada sobre roca volcánica (rica en MFM). Por otra parte, la comparación de valores de MRIS en la ZMG con suelos y polvo de Morelia (Aguilar et al. 2013), Ciudad de México (Cejudo et al. 2015a, b, 2022) y Ensenada (Cortés et al. 2017), indica que éstos son menores, aun cuando las condiciones geológicas son similares (**Cuadro II**). Por lo tanto, el aporte de minerales ferrimagnéticos en las ciudades se debe a otro tipo de fuentes (antrópicas o ambientales) que provocan variaciones en el contenido de los minerales magnéticos en el suelo.

La comparación de valores medios de MRIS en suelos de la ZMG, y PU en Mexicali (Sánchez-Duque

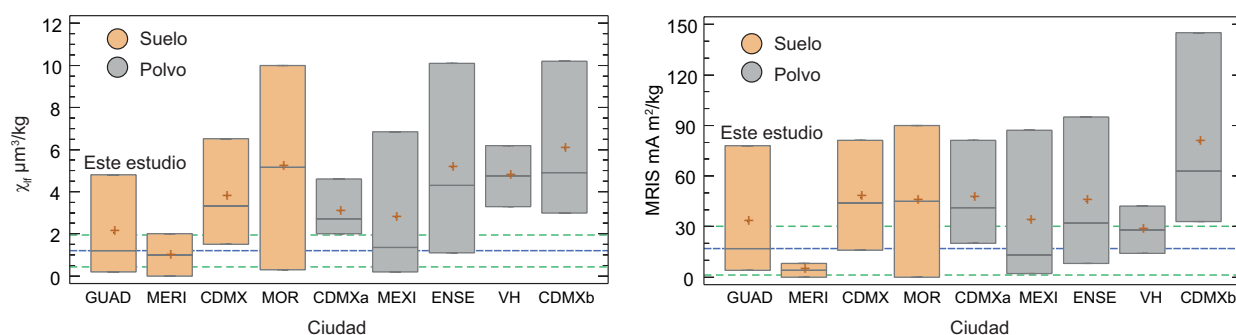


Fig. 3. Valores promedio de susceptibilidad específica (χ_f) y magnetización remanente isotermal de saturación (MRIS) en suelos y polvo, reportados en diferentes ciudades de México: Guadalajara (GUAD; este estudio), Mérida (MERI), Ciudad de México (CDMX), Morelia (MOR), Mexicali (MEXI), Ensenada (ENSE) y Villahermosa (VH). En la figura se representa el valor medio y su desviación estándar para cada parámetro magnético del suelo de la Zona Metropolitana de Guadalajara con líneas de colores azules y verdes, respectivamente. (CDMXa y CDMXb: resultados reportados en 2015; CDMX: resultados reportados en 2022.)

CUADRO II. RESUMEN ESTADÍSTICO DE PARÁMETROS MAGNÉTICOS REPORTADO EN VARIAS CIUDADES DE MÉXICO.

Parámetro	Ciudad	Tipo	n	Prom	Min	Max	Referencia
χ_f $\mu\text{m}^3/\text{kg}$	ZMG	Suelo	140	1.2	0.2	4.8	Este estudio
	Mérida	Suelo	90	1.0	0.0	2.0	Aguilar et al. 2011
	Morelia	Suelo	98	5.2	0.3	10.0	Aguilar et al. 2013
	CDMXa	Suelo	88	2.7	2.0	4.6	Cejudo et al. 2015a
	CDMXb	Polvo	89	4.9	3.0	10.2	Cejudo et al. 2015b
	CDMX	Polvo	374	3.3	1.5	6.5	Cejudo et al. 2022
	Mexicali	Polvo	108	1.4	0.2	6.9	Sánchez-Duque et al. 2015
	Ensenada	Polvo	86	4.3	1.1	10.1	Cortés et al. 2017
	Villahermosa	Polvo	82	4.8	3.3	6.2	Cejudo et al. 2017
	CDMX*	Suelo	135	3.38	0.49	1.21	Morton-Bermea et al. 1999*
MRIS $\text{mA m}^2/\text{kg}$	San Luis Potosí**	Polvo	100	0.0003	0.000001	0.0034	Aguilar et al. 2020**
	ZMG	suelo	140	16.95	4.32	78.1	Este estudio
	Mérida	Suelo	90	4.00	0.00	8.00	Aguilar et al. 2011
	Morelia	Suelo	98	45.00	0.00	90.00	Aguilar et al. 2013
	CDMX a	Suelo	88	41.10	19.90	81.10	Cejudo et al. 2015a
	CDMX b	Polvo	89	62.90	33.20	144.90	Cejudo et al. 2015b
	CDMX	Polvo	374	44.28	16.40	81.43	Cejudo et al. 2022
	Mexicali	Polvo	108	12.51	1.61	87.27	Sánchez-Duque et al. 2015
	Villahermosa	Polvo	82	28.30	14.30	42.30	Cejudo et al. 2017
	Ensenada	Polvo	86	31.50	7.70	95.00	Cortés et al. 2017
	San Luis Potosí**	Polvo	100	0.002	0.0006	0.04	Aguilar et al. 2020**

n: número de muestras; Prom: promedio; Min: mínimo; Max: máximo; χ_f : susceptibilidad específica; MRIS: magnetización remanente isotermal de saturación; ZMG: Zona Metropolitana de Guadalajara; CDMX: Ciudad de México.

*Susceptibilidad reportada en valores $\times 10^{-8}$ de acuerdo con el Sistema Internacional de Unidades; **valores no comparables; CDMXa y CDMXb, valores reportados en 2015.

et al. 2015) y Villahermosa (Cejudo et al. 2017), indica que no hay diferencias significativas. Sin embargo, esta igualdad puede ser sólo coincidente, ya que las matrices de las muestras provienen de condiciones geológicas y ambientales diferentes, por lo que es necesario hacer más estudios para verificar este resultado.

Los parámetros magnéticos reportados en polvo y suelo en diferentes ciudades en México presentan una gran variabilidad, lo que dificulta establecer un valor estándar para determinar la concentración de material magnético como referencia o contaminante (**Cuadro II** y **Fig. 3**). Sin embargo, existen propuestas en biomonitores para generar modelos basados

en aprendizaje automatizado, que podrían utilizarse tanto en suelo como en polvo para estandarizar el uso de parámetros magnéticos como proxys de contaminación (Salazar-Rojas et al. 2023, Chaparro et al. 2024). Hay otros trabajos que reportan datos magnéticos para la Ciudad de México (Morton-Bermea et al. 2009) y San Luis Potosí (Aguilera et al. 2020). No obstante, una falta de estandarización en el uso de unidades dificulta su comparación con la literatura existente (**Cuadro II**).

Concentración de elementos

Los resultados de la concentración de elementos (Cr, Cu, Pb, V y Zn) y el factor de enriquecimiento de los usos de suelo en la ZMG se presentan en el **cuadro III**. Los valores de concentración de fondo total (C_{FT}) se obtuvieron del suelo de tipo residencial (58 muestras), debido a su amplia distribución en la ZMG y con base en el criterio de la Norma Mexicana NMX-AA-132-SCFI-2006 (SE 2017). Los valores de Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn, fueron 13, 18, 10, 26, 36 y 269 mg/kg, respectivamente (**Cuadro III**).

Las pruebas de normalidad (Kolmogorov-Smirnov con corrección de Lilliefors) no se satisficieron para los resultados de la concentración de elementos (Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) clasificados por uso de suelo. La comparación entre los valores de las medianas indicó que el contenido de elementos en suelos de la ZMG disminuye en el siguiente orden: $Zn > V > Pb > Cu > Cr > Ni$ (**Cuadro III**).

Contrastando los valores de las medianas para Ni, Pb y V (14, 10, 27 mg/kg, respectivamente) con la concentración de referencia total (C_{RT}) de suelos contaminados para uso agrícola/residencial/comercial de la Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT (Ni, Pb y V: 1600, 400 y 78 mg/kg, respectivamente), se observó que; la mayor parte de suelos de la ZMG se clasifican como no contaminados (SEMARNAT 2007). Sin embargo, se observó que algunos suelos de tipo industrial y residencial presentan valores superiores a los valores de C_{RT} para Pb y V que requieren de atención (**Cuadro III**).

Los FE obtenidos con las C_{FT} de este trabajo indicaron un incremento en la concentración de varios

CUADRO III. RESUMEN ESTADÍSTICO DE CONCENTRACIÓN DE ELEMENTOS (mg/kg) Y PLI EN MUESTRAS DE SUELO DE LA ZONA METROPOLITANA DE GUADALAJARA.

Elemento	n	Uso de suelo					Total	FE
			Industrial	Comercial	Equipamiento	Residencial	Área verde	
Cr	106	Rango	10-41	7-32	10-55	7-63	8-22	7-63
		Prom \pm SD	19 \pm 9	17 \pm 8	19 \pm 13	16 \pm 9	15 \pm 6	17 \pm 9
		Mediana	16	18	14	13 (58)	14	15
Cu	110	Rango	11-682	7-80	7-166	7-159	7-28	7-682
		Prom \pm SD	126 \pm 185	36 \pm 23	32 \pm 44	30 \pm 31	18 \pm 7	48 \pm 90
		Mediana	44	34	18	18 (58)	19	22
Ni	103	Rango	7-20	8-15	7-46	7-22	7-10	7-46
		Prom \pm SD	12 \pm 4	11 \pm 3	14 \pm 10	11 \pm 3	9 \pm 2	11 \pm 5
		Mediana	12	10	10	10 (58)	9	10
Pb	138	Rango	15-531	14-292	14-330	8-305	11-59	8-531
		Prom \pm SD	94 \pm 124	60 \pm 72	68 \pm 89	46 \pm 56	31 \pm 14	56 \pm 75
		Mediana	46	37	28	26 (76)	31	28
V	42	Rango	10-86	9-51	15-68	8-123	11-11	8-123
		Prom \pm SD	47 \pm 27	36 \pm 19	29 \pm 21	43 \pm 28	11 \pm 0	41 \pm 26
		Mediana	48	43	19	36 (19)	11	35
Zn	140	Rango	178-1768	140-716	123-1348	79-1215	109-316	79-1768
		Prom \pm SD	641 \pm 364	363 \pm 161	337 \pm 301	325 \pm 213	220 \pm 75	367 \pm 264
		Mediana	556	378	244	269 (78)	203	283
PLI	140	Rango	0.8-5.2	0.8-2.0	0.4-5.3	0.5-3.4	0.6-1.3	0.4-5.3
		Prom \pm SD	2.0 \pm 1.1	1.3 \pm 0.3	1.3 \pm 1.1	1.2 \pm 0.6	0.9 \pm 0.2	1.3 \pm 0.8
		Mediana	1.7	1.3	1.0	1.0	0.9	1.0

n: número de muestras; Prom: promedio; SD: desviación estándar; FE: factor de enriquecimiento; PLI: índice de carga contaminante. Las cifras en negritas representan los valores de concentración de fondo total propuestos para la Zona Metropolitana de Guadalajara.

elementos, principalmente Cu, Pb y Zn, cuyos valores de FE estuvieron entre 5 y 20 y, fueron categorizados como enriquecimiento medio, alto y muy alto. Se observaron muestras de suelos con $FE > 5$ para Pb, en suelo de tipo residencial, comercial y equipamiento, lo que representa un peligro para las personas que habitan cerca de estos lugares (**Fig. 4** y **Cuadro III**).

Las pruebas de KW y Dunn mostraron que los FE de Cu, Pb y Zn presentan diferencias entre grupos en el siguiente orden: industrial > comercial-equipamiento > residencial-área verde (**Fig. 4**); por lo tanto, suelos de uso industrial-comercial-equipamiento requieren mayor vigilancia sobre el monitoreo de elementos.

La estimación de valores de PLI en los suelos de la ZMG mostró valores de 0.4 a 5.3; por lo tanto,

hay suelos considerados no contaminados, con contaminación moderada a muy altamente contaminados (residencial, equipamiento e industrial; **Cuadro III**).

Correlaciones de los FE de los elementos, índice de carga contaminante y propiedades magnéticas

Se hizo un análisis exploratorio de datos y aplicación de transformación logarítmica a los datos de χ_{lf} , MRIS y FE de Cr, Cu, Pb, Zn y PLI, los cuales satisfacen la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov con corrección de Lilliefors, con valores de $p \geq 0.05$ para obtención de correlaciones significativas (**Cuadro IV**). Los valores de V y Ni no cumplen con las pruebas de normalidad y se excluyeron de los análisis.

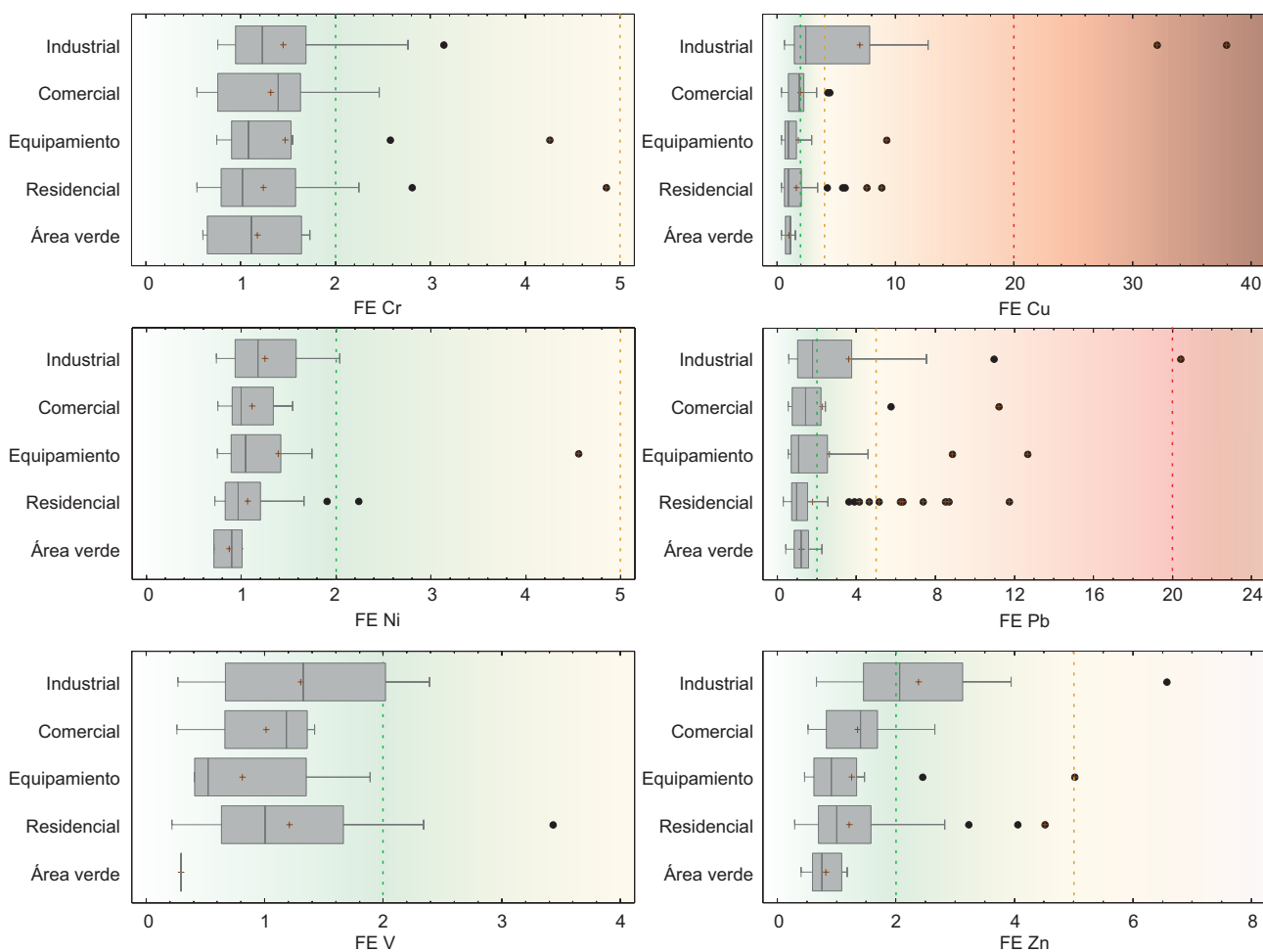


Fig. 4. Diagramas de caja para factores de enriquecimiento (FE) de Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn (eje x) para los distintos usos de suelo (eje y) en la Zona Metropolitana de Guadalajara. Las líneas punteadas representan los valores de la escala propuesta por Sutherland (2000) para evaluar el factor de enriquecimiento ($FE < 2$: sin enriquecimiento; $FE \in [2,5)$: enriquecimiento moderado; $FE \in [5,20)$: alto enriquecimiento; $FE > 20$: muy alto enriquecimiento). Las barras indican la variación de los datos fuera de los cuartiles superior e inferior, en tanto que los valores atípicos se muestran en círculos negros fuera de las barras.

CUADRO IV. CORRELACIONES ENTRE FACTORES DE ENRIQUECIMIENTO DE LA CONCENTRACIÓN DE ELEMENTOS, ÍNDICE DE CARGA CONTAMINANTE Y PARÁMETROS MAGNÉTICOS DE SUELOS URBANOS DE LA ZONA METROPOLITANA DE GUADALAJARA.

	Log(Fe Cr)	Log(Fe Cu)	Log(Fe Pb)	Log(Fe Zn)	Log(PLI)	Log(χ_{if})	Log(MRIS)
Log(Fe Cr)							
Log(Fe Cu)	0.25						
Log(Fe Pb)	0.39	0.48					
Log(Fe Zn)	0.26	0.68	0.62				
Log(PLI)	0.56	0.82	0.80	0.80			
Log(χ_{if})	0.37	0.56	0.53	0.48	0.70		
Log(MRIS)	0.25	0.50	0.43	0.36	0.54	0.80	

Log: logaritmo; PLI: índice de carga contaminante; χ_{if} : susceptibilidad específica; MRIS: magnetización remanente isotermal de saturación.

Las cifras en negritas indican correlación válida con valor $p < 0.05$.

Las variables transformadas de los parámetros magnéticos (χ_{if} , MRIS) con los factores de enriquecimiento de Cr, Cu, Pb, Zn y PLI mostraron coeficiente de correlación bajo ($R^2 \in (0.3, 0.5]$) y medio ($R^2 \in (0.5, 0.7]$; **Cuadro IV**). La transformación de χ_{if} mostró una baja correlación con los factores de enriquecimiento de Cr y Zn, y media con Cu, Pb y PLI, en tanto que la transformación de MRIS exhibió una baja correlación con Cu, Pb y Zn, y media con PLI (**Cuadro IV**).

Dada la correlación observada entre los parámetros magnéticos con el PLI, se proponen dos modelos, para χ_{if} : $\text{Log(PLI)} = 0.94 + 0.89 \times \chi_{if}$, $R^2 = 0.57$); y MRIS: $\text{Log(PLI)} = -1.0 + 0.42 \times \text{Log(MRIS)}$, $R^2 = 0.35$) como proxy para la evaluación o monitoreo de la contaminación en el suelo de la ZMG. Estos modelos satisfacen los supuestos de linealidad (media de los residuos: -8.8×10^{-8} y 3.1×10^{-18}), normalidad ($p = 0.09$ y 0.59), homocedasticidad ($p = 0.35$, 0.14) e independencia (estadístico Duvin-Watson: 1.75, 1.21).

Los valores equivalentes de χ_{if} y PLI para categorizar el incremento de elementos fueron los siguientes: sin contaminación, $< 1.20 \mu\text{m}^3/\text{kg}$; contaminación moderada, de 1.20 a $1.69 \mu\text{m}^3/\text{kg}$; contaminación alta, de 1.70 a $2.30 \mu\text{m}^3/\text{kg}$; y contaminación muy alta, $> 2.30 \mu\text{m}^3/\text{kg}$. En el caso del MRIS: sitios sin contaminación, $< 13.0 \text{ mA m}^2/\text{kg}$; con contaminación moderada, de 13.0 a $20.0 \text{ mA m}^2/\text{kg}$; con contaminación alta, de 20.1 a $25.0 \text{ mA m}^2/\text{kg}$; y con contaminación muy alta $> 25.0 \text{ mA m}^2/\text{kg}$. Los valores de clasificación de sitios contaminados para los parámetros magnéticos en la ZMG son diferentes a los propuestos para la Ciudad de México por Morton-Bermea et al. (2009) y por Cejudo et al. (2022) (χ_{if} : $4.0 \mu\text{m}^3/\text{kg}$; MRIS: $38 \text{ mA m}^2/\text{kg}$), debido a las diferencias geológicas

(tipos de suelos, fisiología y clima) y sociales (variación de la densidad de población y fuentes antrópicas), que aportan cantidades variables de materiales magnéticos al suelo y polvo urbano.

Análisis espacial

Modelos de distribución espacial

Se construyó una base de datos georreferenciados para los parámetros magnéticos (χ_{if} y MRIS), factores de enriquecimiento (FE) de elementos (Cr, Cu, Pb y Zn) e índice de carga contaminante (PLI). Para el análisis geoestadístico (AG) se utilizó el software GS+ (GD 2015). El AG se realizó en tres etapas. La primera consistió en un análisis exploratorio de datos (AEO), cuyo objetivo fue verificar la normalidad de los datos y determinar parámetros de tendencia central, coeficientes de asimetría y valores atípicos. Para este estudio se retiraron los valores atípicos y se usaron los datos transformados por logaritmo de χ_{if} , MRIS, FE de Cu, Cr, Pb, Zn y PLI. Se excluyeron los datos que no presentaron normalidad (V y Ni). En la segunda etapa, se analizaron la correlación espacial y la influencia de los datos cercanos, se usó una función experimental de semivariograma, y se ajustó un modelo teórico. Los resultados de los semivariogramas para los factores de concentración de elementos, parámetros magnéticos y PLI se presentan en el **cuadro V**.

La evaluación de los modelos de semivariogramas teóricos se hizo con los parámetros del nugget o varianza pepita (Co), sill o meseta (Co+C), rango, varianza estructural y coeficiente de determinación (R^2).

Los factores de enriquecimiento de Cr, Cu, Pb, Zn, PLI y los parámetros magnéticos son representados por semivariogramas de tipo esférico y exponencial (**Cuadro V**), con un valor de R^2 de 0.82 a 0.95 y una

CUADRO V. SEMIVARIOGRAMAS EXPERIMENTALES PARA LA CONCENTRACIÓN DE ELEMENTOS DEL SUELO DE LA ZONA METROPOLITANA DE GUADALAJARA E ÍNDICE DE CARGA CONTAMINANTE.

Variable	Modelo	Varianza pepita	Meseta	Rango	Varianza estructural relativa	Modelo
		Co	Co + C	(m)	C/(C + Co) (%)	R ²
FE (Cr)	Exponencial	0.0064	0.0675	1770	91	0.93
FE (Cu)	Exponencial	0.0840	0.5050	9990	83	0.90
FE (Ni)*	—	—	—	—	—	—
FE (Pb)	Esférico	0.0010	0.5950	2530	99	0.95
FE (V)*	—	—	—	—	—	—
FE (Zn)	Exponencial	0.0157	0.1174	5310	86	0.82
χ_{lf}	Exponencial	0.0063	0.0461	5040	86	0.85
MRIS	Exponencial	0.0340	0.3450	3840	90	0.84
PLI	Exponencial	0.0191	0.0798	6840	76	0.85

χ_{lf} : susceptibilidad específica; MRIS: magnetización remanente isotermal de saturación; PLI: índice de carga contaminante.

*Variables que no cumplen con los criterios de normalidad para interpolación espacial.

varianza estructural relativa entre 76 y 99 %. Esto indicó que la varianza no explicada o varianza pepita es pequeña comparada con el valor de la meseta o sill. El rango indica la distancia en que las variables presentan una correlación espacial; en este estudio, este parámetro varió de 1770 a 9990 m (**Cuadro V**). La distancia de muestreo de este estudio fue de 600 m y el rango obtenido de los semivariogramas tuvo un valor mínimo de correlación de 1770 m, lo cual sugiere un muestreo representativo para las variables medidas en suelos de la ZMG, indicando la viabilidad de usar la interpolación KO para Cr, Cu, Pb, Zn, χ_{lf} , MRIS y PLI (Webster y Oliver 1990, Delgado et al. 2010).

Los modelos de distribución espacial permitieron identificar las zonas de acumulación para los elementos de Cr, Cu, Pb y Zn, la concentración de material magnético (χ_{lf} y MRIS) y las zonas que requieren mayor vigilancia o estudios complementarios para determinar el riesgo potencial debido a la acumulación conjunta de elementos (PLI).

Los mapas de distribución del factor de enriquecimiento de Cr y Zn mostraron que la mayor parte de los suelos urbanos de la ZMG mantiene una baja acumulación de Cr y Zn. En la parte central de la ZMG hay una zona con factor de enriquecimiento medio, muy próxima a una zona industrial, donde el tránsito vehicular es intenso. Estas actividades pueden ser las responsables del enriquecimiento del suelo urbano con Zn, ya que este elemento está asociado con emisiones vehiculares (Huang et al. 1994, Wang et al. 2021; **Fig. 5**)

Los mapas de distribución del FE de Cu y Pb mostraron tres zonas: baja, media y alta. En ambos mapas se observó un gradiente de enriquecimiento alto en el centro de la ciudad que disminuye radialmente hacia la zona periurbana. Las zonas que presentan enriquecimiento medio a alto se expanden sobre polígonos que tienen población alta (> 10 000 habitantes, **Fig. 1**) en la parte central de la ZMG, por lo que ésta se identificó como área de riesgo (**Figs. 1 y 5**). Las zonas con factor de enriquecimiento alto se encuentran próximas a una zona industrial y un patio de maniobras ferroviario, condición que puede incrementar el contenido de Cu y Pb (**Fig. 5**).

El Pb es un elemento altamente tóxico para el ser humano. Este estudio evidencia varias zonas de enriquecimiento alto en suelos de la ZMG, por lo que es necesaria una evaluación mayor para identificar y delimitar el área de potencial riesgo para la salud humana (**Fig. 5**).

Los modelos de distribución espacial de los parámetros magnéticos obtenidos en suelo urbano de la ZMG mostraron un gradiente de concentración radial del contenido de material magnéticos (**Fig. 5**).

Los mapas de χ_{lf} y MRIS mostraron que la zona central (5 % del área de la ZMG) contiene una alta concentración de material magnético, en tanto que el 80 % del área de la ZMG exhibió una concentración moderada de material magnético (**Fig. 5**). Se observó que la ubicación de industrias, áreas de maniobras del ferrocarril y aeropuertos muestran una relación con la adición de material magnético en el suelo, ya que en la proximidad de estos sitios (~ 5 km) la

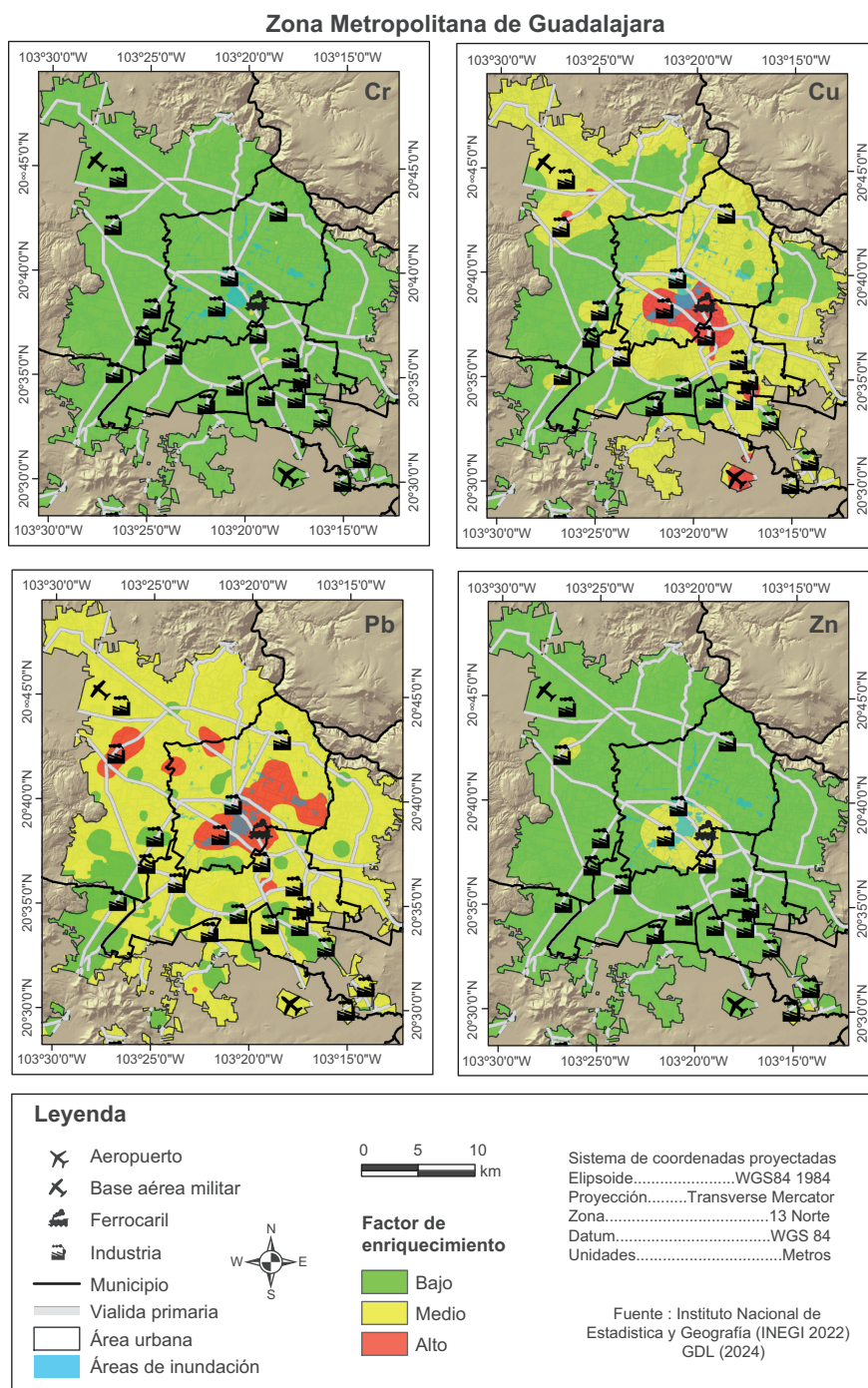


Fig. 5. Distribución de los factores de enriquecimiento de Cr, Cu, Pb y Zn en suelos de la Zona Metropolitana de Guadalajara. (GDL: Gobierno de Guadalajara.)

concentración de material magnético fue moderada a alta (**Fig. 6**).

Las áreas de la ZMG con mayor concentración de elementos se determinaron con el modelo de distribución del PLI (**Fig. 6**). Los suelos de la zona centro

fueron los más contaminados ($PLI > 3$). Las zonas de contaminación moderada ($PLI \in (2,3]$) se extienden desde la parte central en dirección noreste-sureste ($\sim 80\%$ del área de la ZMG). Se observa que los parques industriales, así como las instalaciones

Zona Metropolitana de Guadalajara

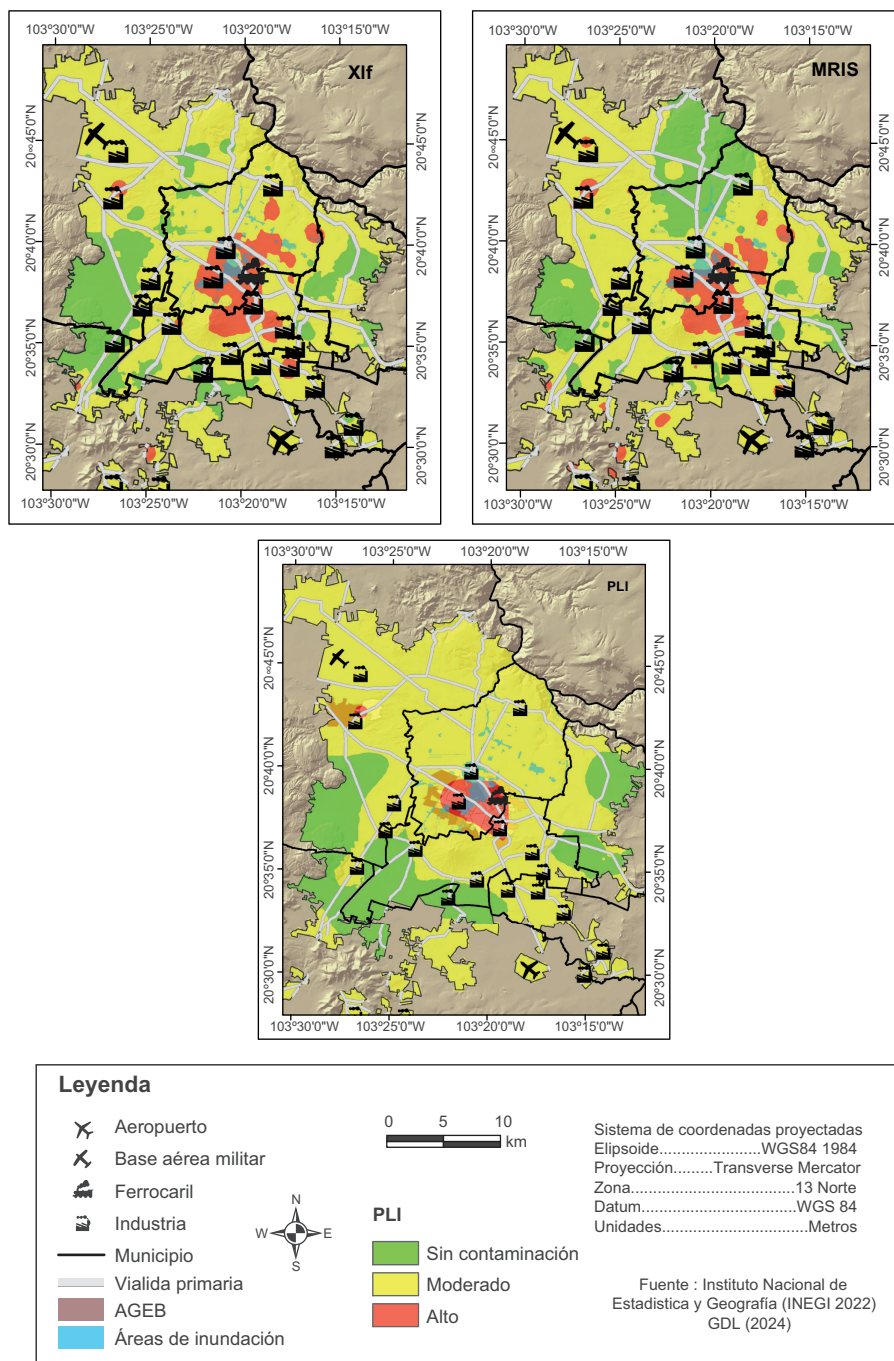


Fig. 6. Distribución espacial de parámetros magnéticos e índice de carga contaminante (PLI, por su sigla en inglés) en suelos de la Zona Metropolitana de Guadalajara. (GDL: Gobierno de Guadalajara.)

aeroportuarias y del ferrocarril, son un factor influyente (**Fig. 6**). Las zonas sin contaminación ($PLI \leq 1$) se encontraron en la periferia de la ZMG (**Fig. 6**).

De acuerdo con censo de población de 2020, la zona con alta contaminación registra una población de casi 300 000 habitantes, que equivale al 6.3 %

de la población total de la ZMG (~ 5 millones de habitantes), por lo que hay un riesgo potencial para la población que habita en esta área (INEGI 2022a; Fig. 6).

La comparación de superficies de zonas de clasificación de PLI con los parámetros magnéticos en los mapas de distribución mostraron que hay una correspondencia espacial, que para la χ_{lf} fue del 79 % del área. Para la MRIS la correspondencia fue del 71 % del área. Por otra parte, la comparación espacial de las zonas de distribución de Pb con los parámetros magnéticos fue de 75 % para la χ_{lf} y de 72 % para la MRIS; para el Cu fue < 60 % para ambos parámetros (Figs. 5 y 6). Por lo tanto, los parámetros magnéticos de χ_{lf} y MRIS pueden usarse como proxys de monitoreo para estimar valores de PLI y contenido de Pb en suelos urbanos de la ZMG.

CONCLUSIÓN

Se logró determinar el contenido de elementos en suelos urbanos de la Zona Metropolitana de Guadalajara (ZMG) y establecer valores de concentración de referencia local para Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn.

El contenido de elementos de los suelos urbanos de Guadalajara disminuye de la siguiente forma: Zn > V > Pb > Cu > Cr > Ni. Se observaron varios sitios en las zonas centro y noroeste de la ciudad con áreas densamente pobladas que exhiben concentraciones altas de Cu, Pb y Zn, por lo cual se requieren mayores estudios y vigilancia en estas áreas, ya que existe un riesgo potencial para la salud de la población.

Hay indicios de que las altas concentraciones de Cu, Pb y Zn están relacionadas con los usos de suelo en el siguiente orden: industrial > comercial-equipamiento > residencial-área verde en la ZMG, siendo necesarios más estudios para identificar las fuentes.

Los suelos de la ZMG presentan concentraciones variables de material magnético, siendo los suelos industrial y comercial los que contienen mayor cantidad de minerales ferrimagnéticos de baja coercitividad.

La susceptibilidad magnética y magnetización remanente isoterma de saturación mostraron una relación con la concentración de elementos de forma espacial y estadística, por lo que es viable su uso como indicadores proxy de contaminación, principalmente para acumulación de Pb e identificación de sitios contaminados por acumulación de elementos.

Los resultados de este estudio ayudarán a mejorar las evaluaciones ambientales para las concentraciones de Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn en suelos de la ZMG y apuntan al uso de los parámetros magnéticos como

alternativa de monitoreo en suelos, lo cual permitiría disminuir costos o priorizar áreas de estudio para el beneficio de la población.

REFERENCIAS

- Aguilar B., Bautista F., Goguitchaichvili A. y Morton O. (2011). Magnetic monitoring of top soils of Mérida (Southern Mexico). *Studia Geophysica et Geodae-tica* 54, 377-388. <https://doi.org/10.1007/s11200-011-0021-6>
- Aguilar B., Bautista F., Goguitchaichvili A., Morales J., Quintana P., Carvallo C. y 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 (2), 121-133. [https://doi.org/10.1016/S0016-7169\(13\)71467-3](https://doi.org/10.1016/S0016-7169(13)71467-3)
- Aguilera A., Morales J., Goguitchaichvili A., García-Oliva F., Armendáriz-Arnez C., Quintana P. y Bautista F. (2020). Spatial distribution of magnetic material in urban road dust classified by land use and type of road in San Luis Potosí, Mexico. *Air Quality, Atmosphere and Health* 13, 951-963. <https://doi.org/10.1007/s11869-020-00851-5>
- Aguilera A., Cortés J., Delgado C., Aguilar Y., Aguilar D., Cejudo R., Quintana P., Goguitchaichvili A. y Bautista F. (2022). Heavy metal contamination (Cu, Pb, Zn, Fe, and Mn) in urban dust and its possible ecological and human health risk in Mexican cities. *Frontiers in Environmental Science* 10, 1-11. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.854460>
- Aguilera A., Gallegos A., Luna V., Hernández L., Gutierrez M., Amaro D., Goguitchaichvili A., Quintana P. y Bautista F. (2024). Higher heavy metal contamination indoors than outdoors during COVID-19 in Mexico City. *Environmental Science and Pollution Research* 31, 6696-16709. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32085-8>
- Ahmad W., Alharthy R., Zubair M., Ahmed M., Hameed A. y Rafique S. (2021). Toxic and heavy metals contamination assessment in soil and water to evaluate human health risk. *Scientific Report* 11 (17006), 1-12. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-94616-4>
- Chaparro M., Chaparro M. y Molinari D. (2024). A fuzzy-based analysis of air particle pollution data: An index IMC for magnetic biomonitoring. *Atmosphere* 15 (4), 435, 1-15. <https://doi.org/10.3390/atmos15040435>
- Cejudo R., Bautista F., Quintana P., Delgado M., Aguilar D., Goguitchaichvili A. y Morales J. (2015a). 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.
- Cejudo R., Goguitchaichvili A., Bautista F., Delgado C., Quintana P., Aguilar D., Ramos S., Morales J., Soler A., Cossio-Pérez I., Hernández A. y López H. (2015b). Caracterización magnética de polvo urbano y plantas de la Zona Metropolitana del Valle de México. *Latinmag Letters* 5 (5), 1-16.
- Cejudo R., Goguitchaichvili A., Morales J., Bautista F., Palma J. y Hernández E. (2017). Propiedades magnéticas y concentración de Cd, Cu, Cr, Fe, Pb y Zn en polvos urbanos con diferentes usos de suelo. *Latinmag Letters* 7 (MA11), 1-5.
- Cejudo R., Bautista F., Goguitchaichvili A. y Cervantes-Solano M. (2022). Parámetros magnéticos y concentración de metales pesados en polvo urbano de la Ciudad de México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 74 (1), 1-20. <https://doi.org/10.18268/BSGM2022v74n1a060821>
- Cortés J., Bautista F., Delgado C., Quintana P., Aguilar D., García A., Figueroa C. y Gogichaishvili 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>
- Dearing J. (1999). *Environmental magnetic susceptibility: Using the bartington MS2 system*. Chi Publishing, Kenilworth, Reino Unido, 54 pp.
- Delgado C., Pacheco J., Cabrera A., Batllori E., Orellana R. y Bautista F. (2010). Quality of groundwater for irrigation in tropical karst environment: The case of Yucatan, Mexico. *Agricultural Water Management* 97 (10), 1423-1433. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.04.006>
- ESRI (2004). *ArcGIS 9. Getting Started with ArcGIS*, ESRI, Nueva York, EUA, 272 pp.
- Evans M. y Heller F. (2013). *Environmental magnetism, principles and applications of enviromagnetics*. Academic Press, San Diego, EUA, 317 pp.
- GD (2015). *Geostatistics for the environmental sciences: GS+ user's guide*. Versión 10. Gama Design Software, Michigan, EUA, 179 pp.
- GDL (2024). *Atlas de riesgo municipal 2019*. Gobierno de Guadalajara [en línea]. https://geomatica.guadalajara.gob.mx/apps/atlas_riesgo/index.html 14/03/2024
- Hernández-Stefanoni J.L. y Ponce-Hernández R. (2006). Mapping the spatial variability of plant diversity in a tropical forest: Comparison of spatial interpolation methods. *Environmental Monitoring and Assessment* 117, 307-334. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-0885-z>
- Huang X., Olmez I., Aras N. y Gordon G. (1994). Emissions of trace elements from motor vehicles: Potential marker elements and source composition profile. *Atmospheric Environment* 28 (8), 1385-1391. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(94\)90201-1](https://doi.org/10.1016/1352-2310(94)90201-1)
- IMEPLAN (2016). Programa de ordenamiento territorial metropolitano del AMG. Junio de 2016. Instituto Metropolitano de Planeación Área Metropolitana de Guadalajara, Guadalajara, México, 59 pp.
- INEGI (2022a). Principales resultados por AGEB y manzana urbana 2020. Instituto Nacional de Estadística y Geografía [en línea] <https://www.inegi.org.mx/app/scitel/Default?ev=10> 03/03/2024.
- INEGI (2022b). Climatología. Instituto Nacional de Estadística y Geografía [en línea]. <https://www.inegi.org.mx/temas/climatologia/> 03/03/2024.
- Isaaks E. y Srivastava R. (1989). *An introduction to applied geostatistics*. Oxford University Press, Nueva York, EUA, 592 pp.
- Kabata-Pendias A. y Mukherjee A.B. (2007). *Trace elements from soil to human*. Springer Berlin, Heidelberg, Berlin, Alemania, 550 pp.
- 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.
- McKenzie E., Wong C., Green P., Kayhanian M. y Young T. (2008). Size dependent elemental composition of road-associated particles. *Science of The Total Environment* 398 (1), 145-153. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.02.052>
- Mirsa I. (2004). *Soil pollution: Origin, monitoring and remediation*. 2a ed. Springer, Dillenburg, Alemania, 310 pp. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-70777-6>
- Mistry K., Markande A.R., Patel J.K. y Perekh K. (2024). Screening, isolation and characterization of aerobic magnetotactic bacteria from Western Ghats forest soil. *Indian Journal of Microbiology* 64, 1257-1265. <https://doi.org/10.1007/s12088-024-01316-4>
- Morton-Bermea O., Hernández-Álvarez E., González-Hernández G., Romero F., Lozano R. y Beramendi-Orosco L.E. (2009). Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the Metropolitan Area of Mexico City. *Journal of Geochemical Exploration* 101 (3), 218-224. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2008.07.002>
- Salazar-Rojas T., Cejudo R. y Calvo G. (2023). Assessing magnetic properties of biomonitors and road dust as a screening method for air pollution monitoring. *Chemosphere* 310, 136795. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136795>
- Sánchez-Duque A., Bautista F., Goguitchaichvili A., Cejudo-Ruiz R., Reyes-López J., Solís-Domínguez F.

- y Morales J. (2015). Evaluación de la contaminación ambiental a partir del aumento magnético en polvos urbanos. Caso de estudio en la ciudad de Mexicali, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 32 (3), 501-513.
- SE (2017). Norma Mexicana NMX-AA-132-SCFI-2016. Muestreo de suelos para la identificación y cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra. Secretaría de Economía, México. Diario Oficial de la Federación, 6 de marzo.
- 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, Recursos Naturales y Pesca, México. Diario Oficial de la Federación, 2 de marzo.
- SGM (2024a). Carta geológico-minera. Guadalajara F13-12. J. Servicio Geológico Mexicano [en línea]. https://mapserver.sgm.gob.mx/Cartas_Online/geologia/65_F13-12_GM.pdf 14/03/2024.
- SGM (2024b). GeoInfoMex 2D. Geología. Servicio Geológico Mexicano [en línea], <https://www.sgm.gob.mx/GeoInfoMexGobMx/#> 03/03/2024.
- Sutherland R.A. (2000). Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology* 39 (6), 611-27. <https://doi.org/10.1007/s002540050473>
- Thompson R. y Oldfield F. (1986). *Environmental magnetism*. Springer, Londres, Reino Unido, 237 pp.
- Tomlin C. (1994). Map algebra: One perspective. *Landscape and Urban Planning* 30 (1-2), 3-12. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(94\)90063-9](https://doi.org/10.1016/0169-2046(94)90063-9)
- Tomlinson D.L., Wilson J., Harris C. y Jeffrey D. (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 33, 566-575. <https://doi.org/10.1007/BF02414780>
- US-EPA (2024) Metals. United States Environmental Protection Agency [en línea]. <https://www.epa.gov/caddis-vol2/metals#checklist> 27/02/2024
- Vareda J., Valente A. y Durães L. (2019). Assessment of heavy metal pollution from anthropogenic activities and remediation strategies: A review. *Journal of Environmental Management* 246, 101-118. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.126>
- Wang J., Jeong C., Hilker N., Healy R., Sofowote U., Debosz J., Su Y., Munoz A. y Evans G. (2021). Quantifying metal emissions from vehicular traffic using real world emission factors. *Environmental Pollution* 268 (115805), 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115805>.
- Wang J., Yu J., Gong Y., Wu L., Yu Z., Wang J., Gao R. y Liu W. (2021). Pollution characteristics, sources and health risk of metals in urban dust from different functional areas in Nanjing, China. *Environmental Research* 201, 111607. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111607>
- Webster R. y Oliver M. (1990). *Statistical methods in soil and land resource survey*. Oxford University Press, Nueva York, EUA, 328 pp.
- WHO (2023). Preventing disease through healthy environments. Exposure to lead: A major public health concern. 3a ed. World Health Organization, Ginebra, Suiza, 7 pp.
- Yap J., Ng Y., Yeo K., Sahlén A., Lam C., Lee V. y Ma S. (2019). Particulate air pollution on cardiovascular mortality in the tropics: Impact on the elderly. *Environmental Health* 18 (34), 1-9. <https://doi.org/10.1186/s12940-019-0476-4>
- Zhang X., Barceló D., Clougherty R., Gao B., Harms H., Tefsen B., Vithanage M., Wang H., Wang Z. y Wells M. (2022). “Potentially toxic element” – Something that means everything means nothing. *Environmental Science and Technology* 56 (17), 11922-11925. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c03056>