Ciencia Nicolaita 92: 76-84; Diciembre de 2024 doi:10.35830/cn.vi92.795

Propiedades químicas e índice de amortiguamiento a la contaminación de suelos urbanos

Chemical properties and cushioning index to urban soil pollution

Mariela Casillas Corona[1]*, María Alcalá De Jesús[1], Francisco Bautista Zúñiga[2], Bertha Aguilar Reyes[3], Avto Goguitchaichvili[3], Ma. del Carmen Delgado[2], Thomas Ihl[†]

[1] Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
[2] Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, UNAM, Campus Morelia
[3] Instituto de Geofísica, UNAM, Campus Morelia

Historial
Manuscrito recibido: 7 de febrero de 2024
Manuscrito aceptado: 25 de octubre de 2024
Manuscrito publicado: diciembre 2024

***Autor para correspondencia**
Mariela Casillas Corona
e-mail: mariela.casillas@umich.mx
ORCID: 0009-0000-2841-852X

Resumen

La retención de metales pesados en el suelo tiene una relación directa con sus propiedades como el contenido de materia orgánica, pH y capacidad de intercambio catiónico. Con estas propiedades se desarrolló un índice de amortiguamiento (IA) a la contaminación y un mapa de distribución para Morelia, Michoacán. Las propiedades del suelo presentaron valores bajos que influyeron en la obtención de una clase de IA baja (0.31 a 0.42) en 75.50% de la superficie de la ciudad. Esto significa que la capacidad amortiguadora del suelo ante los metales pesados al ser baja, incrementa el daño a la población humana expuesta a las partículas de suelo y polvo contaminado.

Palabras clave: capacidad-amortiguadora, capacidad de intercambio catiónico, materia orgánica, suelo urbano.

Abstract

The retention of heavy metals in the soil is directly related to their properties such as organic matter content, pH and cation exchange capacity. With these properties, a damping index (AI) to pollution was developed, and a distribution map for Morelia, Michoacán. Soil properties had low values that influenced the obtaining of a low AI class (0.31 to 0.42) in 75.50% of the city surface. This means that the soil's buffering capacity against heavy metals is low, increasing the damage to the human population exposed to contaminated soil particles and dust.

Keywords: buffering capacity, cation exchange capacity, organic matter, urban soil.

Introducción

La contaminación ambiental representa un problema en el aire, agua y suelo, en gran parte se debe al crecimiento de la mancha urbana y como resultado de esto, incrementan los desechos por la gasolina, humo de los vehículos y pinturas que emiten humo saturado de metales pesados que contaminan el ambiente y afecta tanto a suelos como a polvos urbanos, lo cual es grave para la salud humana y para los ecosistemas (Puga *et al*., 2006; Machado *et al*., 2008; Alcalá *et al.,* 2009 y Covarrubias y Peña, 2017). En la ciudad de México, se han reportado concentraciones altas de los siguientes metales: Zn (114.50 a 741.70 mg kg^{-1}), Pb (8.10 a 1188. mg kg^{-1}), Cu (28.90 a 98.20 mg kg^{-1}), y Cd (1.00 a 1.60 mg kg^{-1}) (Morton-Bermea, 2006). Delgado *et al*. (2019) mencionan que la mayoría de los polvos en la ciudad de México depende de fuentes antropogénicas y presentan concentraciones de Cu, Ni, Pb, V y Zn. Además, Delgado *et al.* (2015) reportan concentraciones de Pb de 450 mg kg^{-1}, V 96 mg kg^{-1} y Zn 373 mg kg^{-1} que atribuyen a la afluencia vehicular de la ciudad de Morelia.

El mercurio (Hg), arsénico (As), plomo (Pb), y cromo (Cr) son metales que se reportan para México debido a su abundancia y toxicidad de importante riesgo para la salud y para el medio ambiente (Fernández-Bremauntz *et al*., 2004; Volke-Sepulveda *et al.,* 2005; Romero y Gutiérrez-Ruiz, 2010). El riesgo depende de la solubilidad y biodisponibilidad de los metales pesados

Copyright © Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo • ISSN 2007-7068

en el suelo; este es influenciado por factores como el pH, materia orgánica, y capacidad de intercambio catiónico, entre otras (Lee *et al*., 2001; Galán y Romero 2008; Jordanova *et al*., 2013). Los metales pesados en ambientes urbanos pueden ser ingeridos y llegar a constituirse en un problema de salud, ya que muchos de ellos ocasionan enfermedades graves, como el Pb en los niños (Bautista *et al.,* 2017; Flores-Ramírez *et al*., 2012). Los estudios de la contaminación del suelo en zonas urbanas son principalmente sobre el diagnóstico por metales pesados; sin embargo, se ha realizado escasa investigación atendiendo a la prevención de la contaminación.

Las propiedades de los suelos como materia orgánica (MO), pH y capacidad de intercambio catiónico (CIC) juegan un papel importante en la retención de los metales, ya que presenta la posibilidad de retenerlos de forma intercambiable y aportar a la solución del suelo productos que favorecen la formación de quelatos y la disponibilidad de los metales (McCauley *et al*., 2009; Zeng *et al*., 2011)**.** Existen reportes que indican una relación directa entre la retención de Pb y Zn con la MO, y con la CIC (Castro *et al.,* 2007; Méndez-Romero *et al*., 2003), sin embargo, en éstos trabajos no se muestra información cuantitativa que exprese la concentración en que se presentan las propiedades de los suelos, no obstante que de éstas depende la disponibilidad y el intercambio de los iones, así como la retención de los metales pesados por la MO y las arcillas al jugar un papel en la capacidad amortiguadora de los suelos (Galán y Romero, 2008).

Con el fin de contar con un diagnóstico sobre la contaminación del medio, es necesario elaborar índices que incluyan a las propiedades de los suelos que amortiguan la contaminación por metales pesados; la amortiguación es la capacidad que tienen los suelos para controlar los efectos negativos de los contaminantes y volverlos inocuos o inactivos (Galán y Romero 2008). El objetivo de este trabajo fue desarrollar un índice de amortiguamiento (IA) a la contaminación del suelo por metales pesados a partir de sus propiedades químicas y hacer un análisis de la distribución espacial de estas en la ciudad de Morelia, Michoacán.

Materiales y métodos

Zona de estudio

La ciudad de Morelia se localiza en la región centro-norte del estado de Michoacán, a una altitud de 1920 m. El clima es templado subhúmedo con temperatura media anual de 17.6 °C y precipitación de 773.5 mm anuales. Se define fisiográficamente por el corredor Tarasco y sierra de mil Cumbres pertenecientes al Cinturón Volcánico Transmexicano (CVTM), está rodeada por el vulcanismo cuartanario (Quinceo-Las Tetillas y El águila) y volcanes del mioceno (Atécuaro y Punhuato); La geología pertenece a un complejo andesítico e ignimbritas "Cantera de Morelia" (Garduño, 2004). Los principales suelos son Acrisoles, presentan migración de arcilla y un horizonte árgico; Luvisoles, suelos con mayor contenido de arcillas en el suelo subsuperficial y una saturación de bases mayor a 50%; Andosoles, derivados de cenizas volcánicas ricas en vidrio y Vertisoles, suelos fértiles con alto contenido de arcillas expandibles (DETENAL, 1979; WRB 2015).

Las muestras de suelo urbano se obtuvieron de una investigación previa realizada por Bautista *et al*. (2007), las cuales se georeferenciaron. La localización de la zona de estudio se presenta en la **Figura 1**.

Se colectaron 98 muestras en áreas con diferente uso de suelo, de las cuales, 82 corresponden al suelo urbano localizadas en los usos de suelo conocidas como equipamiento, habitacional, industrial, mixto; cinco en la zona de reserva ecológica y 11 pertenecen a polvo urbano.

Las muestras de suelo fueron colectadas con cilindros de PVC de 5.0 cm de alto por 5 cm de diámetro, y los polvos, se tomaron del piso urbano en cuadrantes de 25 cm^2. Las muestras de suelo se secaron a la sombra, se trituraron y se pasaron por un tamiz de 2 mm de diámetro, para determinar la materia orgánica (MO) por combustión húmeda (Walkley y Black), el pH en H_2O relación suelo agua 1:2 y la capacidad de intercambio catiónico (CIC) con acetato de amonio; la metodología para obtener estos parámetros químicos y su clasificación se llevó a cabo con base en la Norma Oficial Mexicana de suelos (NOM-023-SEMARNAT-2001). Aunque a los polvos urbanos no se les considera suelos (Carrasquero-Durán, 2006), en el presente estudio se les dio el mismo tratamiento que a los suelos. Los resultados de MO, pH y CIC de cada uno de los usos de suelo se procesaron en el programa Statgraphics plus 5.1 para obtener el ANOVA simple, mediante el cual se relacionó el uso de suelo con cada propiedad química. Se estimó el índice de amortiguamiento (IA) de los suelos estudiados a partir de las propiedades químicas analizadas a las que se les asignó un valor de ponderación con base en 1.0 (Ecuación 1), el más alto para la CIC que es la propiedad que tiene mayor relación con la capacidad amortiguadora de los suelos (Aguilar *et al.,* 2011; Ortiz-Villanueva y

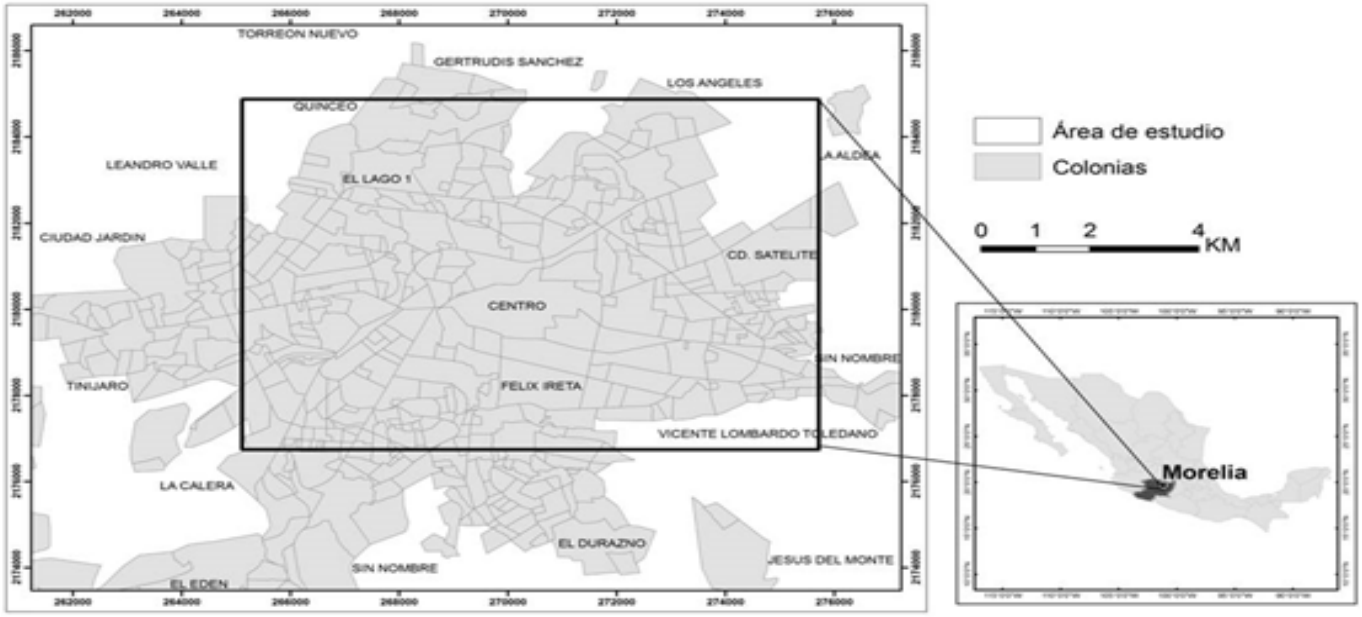

Figura 1. Localización de la zona de estudio.

Ortiz, 1990). Se realizaron mapas de distribución de las propiedades químicas y del IA editados en el programa geoestadístico ArcGIS 9.

Ecuación 1:

$IA = (V_{muestra}\ CIC/V_{max}\ CIC)\ (0.4) + (V_{muestra}\ MO/V_{max}\ MO)\ (0.3) + (V_{muestra}\ pH/V_{max}\ pH)\ (0.3)$.

En donde: IA es el Índice de amortiguamiento de los suelos; $V_{muestra}$, valor de la muestra para cada propiedad del suelo; V_{max}, valor máximo de la propiedad química correspondiente a los 98 sitios de colecta; 0.4 y 0.3 son los valores de ponderación de cada propiedad química; CIC, capacidad de intercambio catiónico; MO, materia orgánica y pH del suelo.

Resultados y discusión

Características de las propiedades químicas

El pH de los suelos varía de 6.0 a 7.8 (**Figura 2a**), predominando los de alcalinidad media, favorables para la adsorción de los metales pesados (Rodríguez *et al*., 2019); al aumentar el pH los metales disminuyen la solubilidad y su biodisponibilidad (Alloway, 2013); la movilidad de los metales es afectada por los cambios de pH (Tandy *et al.,* 2004; Uchimiya *et al.,* 2010 y Rodríguez *et al*., 2019). La movilidad aumenta a pH ácido (Dijkstra *et al*., 2004; Hauser *et al*., 2005; Vogeler y Thayalakumaran, 2005; Martín-Ortiz *et al*., 2010; Polubesova *et al*., 2010; Porsche *et al*., 2010).

La MO varía de muy baja (0.9%) a muy alta (26.6%), predominando valores de 4% a 9% (**Figura 2b**). Ortiz-Villanueva y Ortiz (1990) menciona que los suelos con más de 20% de MO se les consideran orgánicos. He *et al.* (2015); Jaramillo (2002) y Alloway (2013) indican que la MO es un componente reactivo que adsorbe tan fuerte a algunos elementos tóxicos formando complejos órgano mineral y dejándolos no disponibles, por su capacidad de formar quelatos. Al disminuir la MO en los usos del suelo habitacional, industrial, reserva y polvo urbanos, el pH es más alcalino.

La CIC presentó clase baja (6.4) a muy alta (54.6) cmol (+) kg^{-1}, dominan valores entre 10 cmol (+) kg^{-1} y 40 cmol (+) kg^{-1}, de los cuales, los polvos urbanos presentaron los mejores valores de CIC (**Figura 2c**). De acuerdo con Ortiz-Villanueva y Ortiz (1990) entre más alto es el contenido de MO, mayor es la capacidad de intercambio catiónico. Pérez *et al*. (2017) y Sánchez (2003) hacen notar que cuanto mayor sea la CIC, mayor será la capacidad del suelo para fijar metales y a su vez, la capacidad amortiguadora será alta; además, de que la CIC depende del tipo de arcillas y pH. Yong *et al*. (1990) menciona que la CIC es un indicador de la capacidad amortiguadora de los suelos.

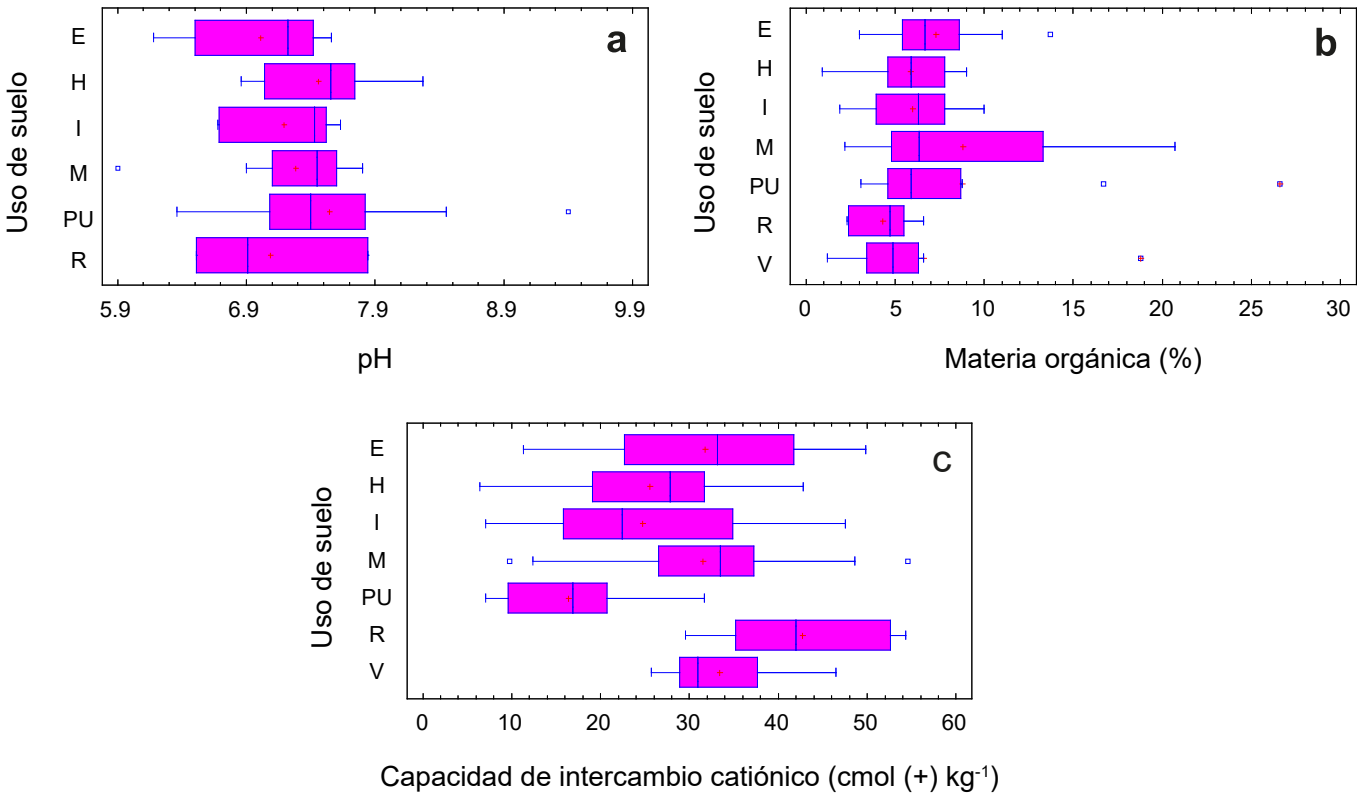

Figura 2. Uso del suelo y propiedades químicas de los suelos volcánicos. E: equipamiento, H: habitacional, I: industrial, M: mixto, PU: polvo urbano, R: reserva y V: área verde.

A partir del análisis de ANOVA, el test de Kruskal-Wallis en relación con la igualdad de medianas, la CIC en los diferentes usos de suelo obtuvo un valor de $p < 0.05$ con una confianza de 95%, lo cual indica que existen diferencias estadísticamente significativas, a excepción del pH y MO en donde el valor de p fue > 0.05.

Distribución espacial de las propiedades químicas

pH. Se obtuvieron cinco clases de pH, desde ácidos (6.5) a alcalinos (7.7). Las clases con pH de 7.2 a 7.4 se distribuyen en 58% del área, los neutros (7.0 a 7.2), principalmente en los extremos de la ciudad y los básicos medios (7.4 a 7.7) al centro-oeste y norte (**Figura 3**).

Se presentaron cinco clases de MO, desde muy baja a muy alta (**Figura 4**). La clase dominante fue la baja, distribuida en 82.7% de la superficie del área de estudio, la clase media se localiza en la zona centro de norte a sur, en cambio, las clases alta y muy alta, se distribuyen en zona puntuales en los usos de suelo mixto, área verde y polvo urbano.

Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

Se presentan cinco clases de CIC, de muy baja (9.6 a 17.6 cmol (+) kg^{-1}) a muy alta (41 a 50 cmol (+) kg^{-1}) (**Figura 5**). Las clases baja y media ocupan 62% ubicadas de la parte central de la ciudad de Morelia hacia el exterior, lo cual, disminuye su capacidad para fijar metales. La clase alta y muy alta ocupan 28.7% de la superficie y se encuentran al centro y sur de la ciudad en espacios pequeños cerca de las colonias Vista Bella, Centro y Obrera de la ciudad de Morelia en donde se aprecia que entre más alto es el contenido de MO, mayor es el de la CIC, lo cual coincide con lo señalado por Ortiz-Villanueva y Ortiz (1990) quien hace notar que entre más alto es el contenido de MO mayor disponibilidad habrá de intercambiar cationes, lo cual influye en la capacidad del suelo para fijar metales.

Índice de Amortiguamiento y su distribución espacial

Se obtuvieron cinco clases del IA (**Figura 6**), el de clase baja ocupa 75.5% de la superficie y se distribuye junto con la clase muy baja en áreas con menor influencia

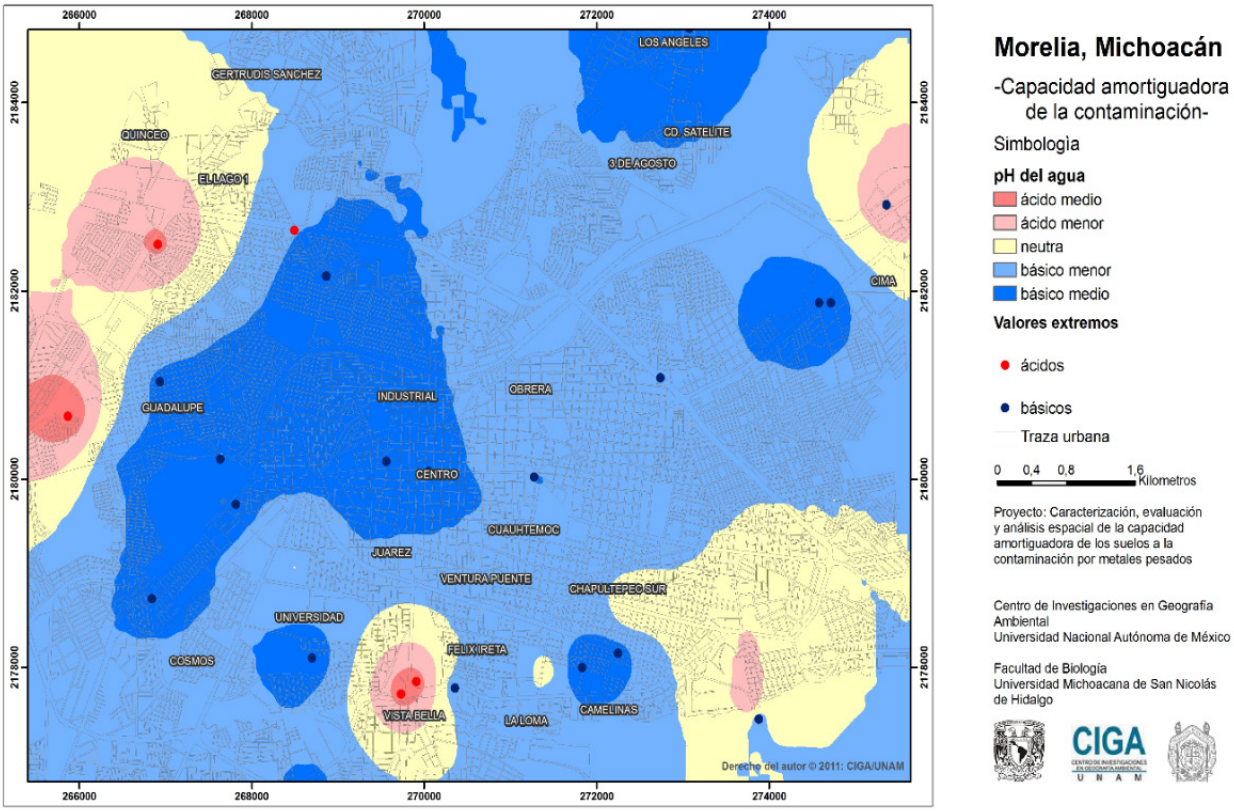

Figura 3. Distribución espacial del pH en H20 de suelos urbanos.

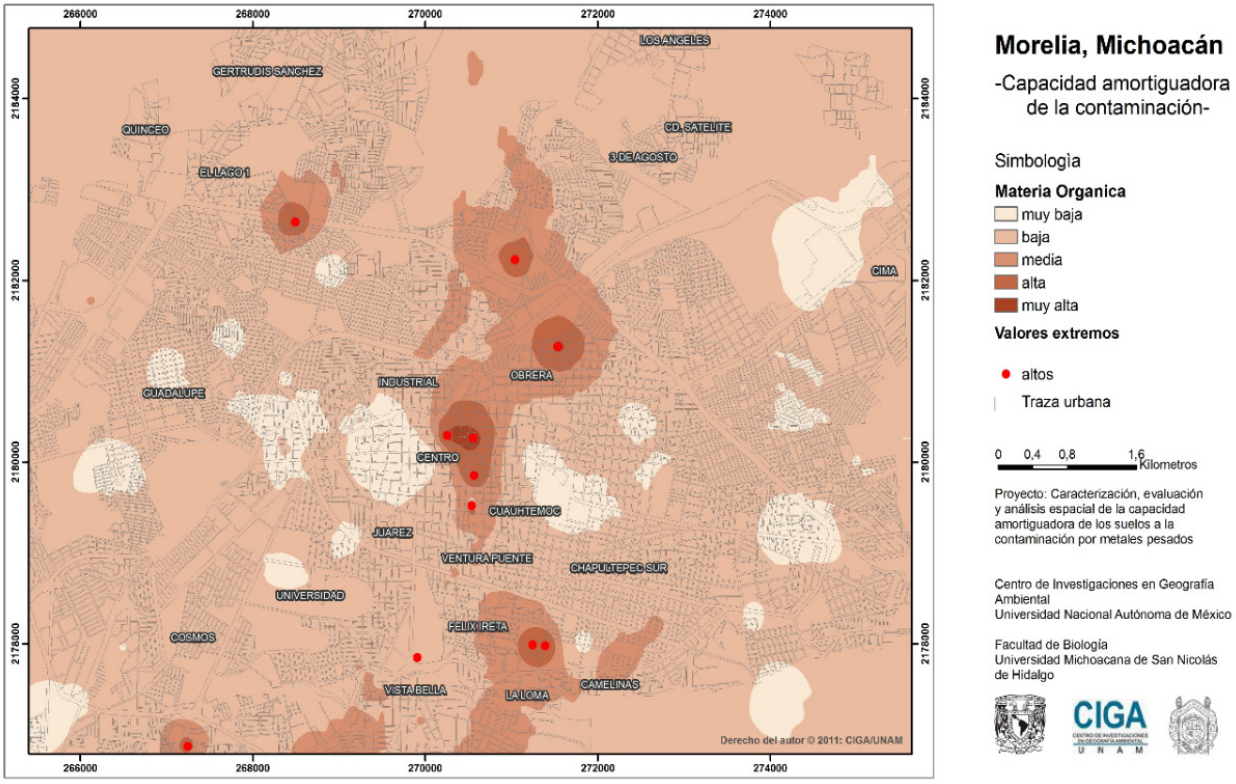

Figura 4. Distribución espacial de materia orgánica en suelos urbanos.

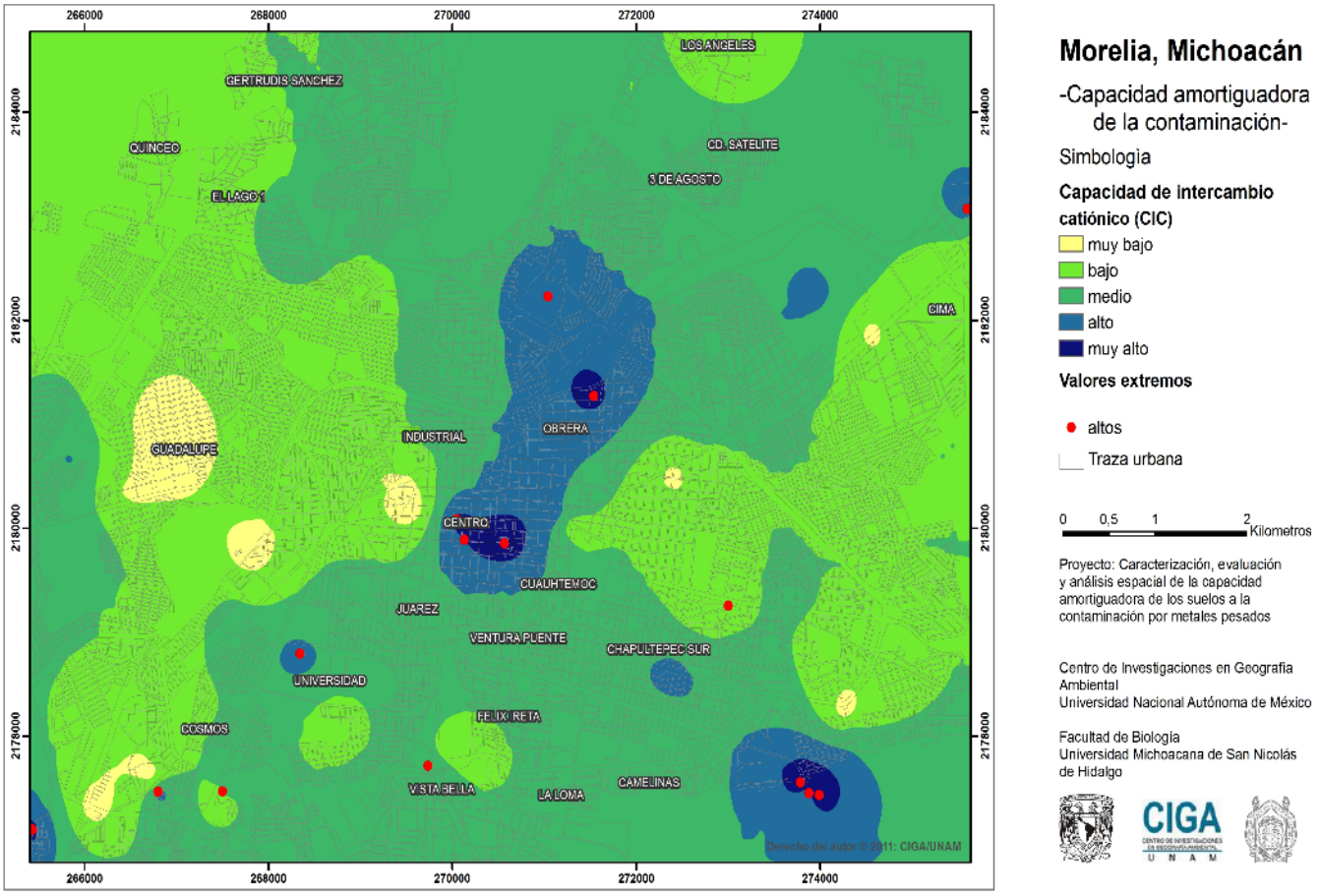

Figura 5. Distribución espacial de la capacidad de intercambio catiónico en suelos urbanos.

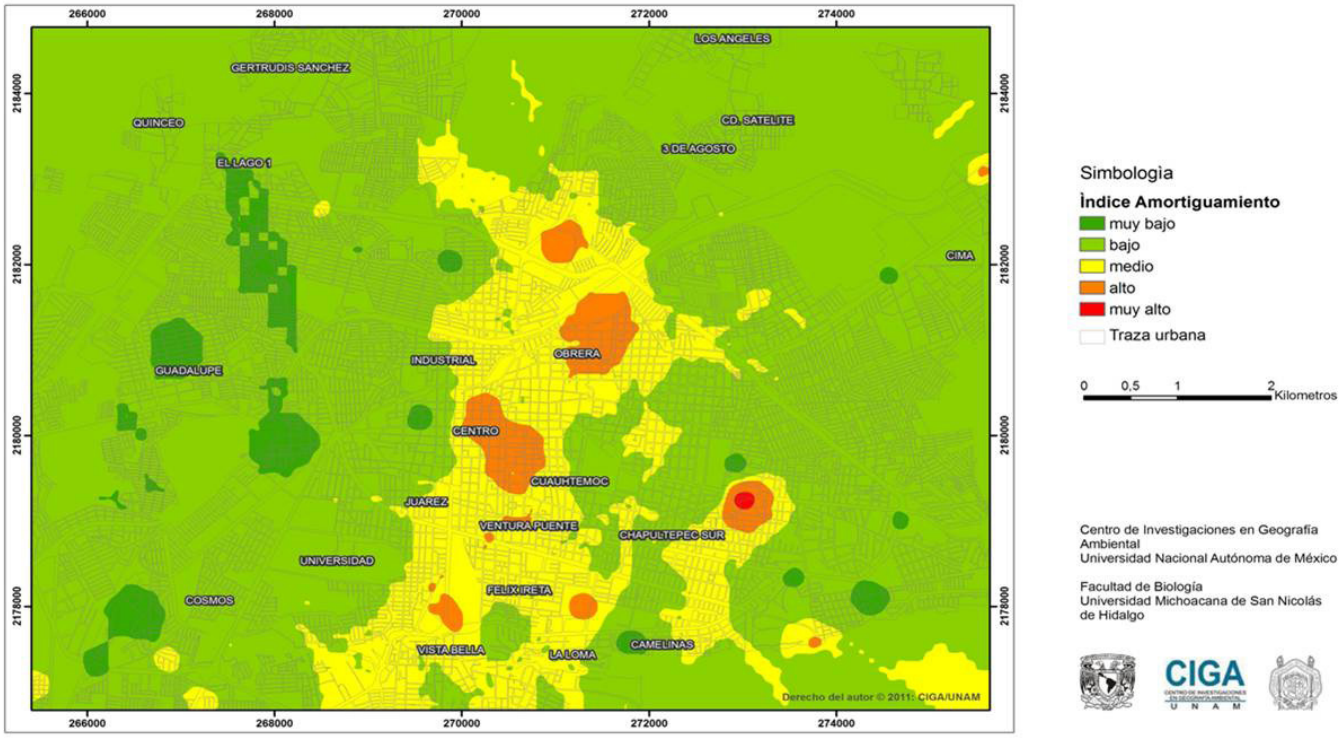

Figura 6. Distribución espacial del índice de amortiguamiento en suelos urbanos.

vehicular en comparación con la franja que va de norte a sur cuyo IA es de clase media, el cual se localiza en el centro y avenidas principales de la ciudad de Morelia en donde los medios contaminantes como el humo vehicular, estacionamientos y abastecimiento de gasolina son frecuentes. Por la superficie que ocupan y su distribución, en las clases del IA bajas (0.31 a 0.42) es más fácil detectar las áreas de contaminación, sin embargo, el daño ocasionado a la población puede ser mayor, dado que la MO en estas zonas es de baja a muy baja y junto con la CIC tienen menor capacidad de amortiguamiento.

Las clases alta (0.58 a 0.75) y muy alta (0.76 a 0.86) del IA, coinciden con las clases alta a muy alta de MO (10.44% a 17.80%) y de la CIC (33.71 cmol kg^{-1} a 49.70 cmol kg^{-1}), tanto en superficie como en ubicación. Pérez *et al.* (2017) mencionan que la capacidad de amortiguamiento del suelo depende tanto de la CIC, pH y de las cargas de las arcillas, sin embargo, los valores altos se presenta en áreas reducidas principalmente en los usos de suelo *área verde, equipamiento, mixto y polvo urbano* en pocas muestras, áreas en las que la contaminación será menos notoria, así como menor será el daño que provoquen a la población, ya que los metales pesados quedan retenidos en las partículas de suelo, debido a la alta capacidad amortiguadora que tienen las propiedades químicas.

Conclusiones

Las propiedades químicas de los suelos en los diferentes usos difieren, el pH que domina es el medianamente alcalino, la clase de MO predominante es la media, se relacionan inversamente con el pH en algunos casos, la CIC oscila de 10 a 40 cmol kg^{-1} clase media a alta y presenta una relación directa con la materia orgánica.

Las clases bajas de MO, CIC e IA dominan en la ciudad de Morelia y limitan la capacidad amortiguadora ante los metales pesados en una mayor área, lo cual incrementa el daño a la población humana expuesta a la contaminación de suelos y polvos urbanos.

Referencias

Alloway BJ (2013). Heavy metals in soils, trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. 3ra edición. Springer, Reading, Reino Unido, 587 pp.

Aguilar Y, Bautista F, Díaz-Pereira E (2011). Soils as natural reactors for swine wastewater treatment. *Tropical and subtropical agroecosystems* 13(2):199-210 Universidad Autónoma de Yucatán Mérida, Yucatán, México.

Alcalá J, Sosa M, Moreno M, Rodríguez JC, Quintana C, Terrazas C, Rivero O (2009). Metales pesados en suelo urbano como un indicador de la calidad ambiental: Ciudad de Chihuahua, México. *Multequina* 18(2):53-69.

Bautista F, Aguilar Y, Marrufo R, Cabañas-Vargas D, Gamboa-Marrufo M (2007). A FAST Diagnostic of urban soils contamination by heavy metals in Merida, Yucatán, México.

Bautista F, Campuzano E, Delgado C, Goguitchaichvili A (2017). Índices de adsorción de metales pesados en suelos urbanos: el caso de Morelia, Michoacán. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 69(2):433-445.

Carrasquero-Durán A (2006). Determinación de los niveles de contaminación con plomo en los suelos y polvo de las calles de la ciudad de Maracay. *Agronomía Trop.* 56:237-252. Disponible en http://www.scielo.org.ve/pdf/at/v56n2/art06.pdf.

Castro BC, Bauer LI, Trinidad SA, Carrillo GR (2007). Cadmio, Plomo, Níquel y Zinc en suelos del parque desierto de los Leones. *TERRA Latinoamericana* 25:95-103.

Covarrubias SA, Peña CJJ (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: Problemática y estrategias de fitorremediación. *Int. Contam. Ambient* 33:7-21. doi: 10.20937/RICA.2017.

Delgado M del C, Israde Alcántara I, Bautista Zuñiga F, Gogichaishvili A, Márquez Herrera C, Cejudo R, Morales J, González I (2015). Metales pesados en suelos urbanos de Morelia, Michoacán: influencia de los usos de suelo y tipos de vialidad. *Ciencia Nicolaita* (65):120–138.

Delgado C, Bautista F, Gogichaishvili A, Cortes JL, Quintana P, Aguilar D, Cejudo R (2019). Identificación de las zonas contaminadas con metales pesados en el polvo urbano de la Ciudad de México. *Rev. Int. Contam. Ambie* 35(1):81-100.

DETENAL (Dirección de Estadística del Territorio Nacional) (1979). Carta Edafológica E14A23 Morelia. Esc. 1:50 000.

Dijkstra JJ, Meeussen J, Comans R (2004). Leaching of Heavy Metals from Contaminated Soils: An Experimental and Modeling Study. *Environmental Science & Technology* 38(16):4390-4395.

ESRI (2004). Arc GIS 9, Getting Started with ArcGIS. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, USA.

Fernández-Bremauntz A, Yarto-Ramírez M, CastroDíaz J (2004). Las sustancias tóxicas persistentes. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales e Instituto Nacional de Ecología. Ciudad de México, México, 260 pp.

Flores-Ramírez R, Rico-Escobar E, Núñez-Monreal JE, García-Nieto E, Carrizales L, Ilizaliturri-Hernández C, Díaz-Barriga F (2012). Children exposure to lead in contaminated sites. *Salud Publica Mex* 54:383-392.

Galán EH, Romero A (2008). Contaminación de suelos por metales pesados. *MACLA, revista de la Sociedad Española de Mineralogía* 10:48-60.

Garduño Monroy VH (2004). Contribuciones a la Geología e impacto ambiental. Morelia, Mich., México. 276 pp.

Hauser L, Tandy S, Schulin R, Nowack B (2005). Column extraction of heavy metals from soils using the biodegradable chelating agent EDDS. *Environmental Science and Technology* 39(17):6819-6824.

He S, He Z, Yang X, Stoffella P, Baligar V (2015). Soil biogeochemistry, plant physiology, and phytoremediation of cadmium contaminated soil. *Advances in Agronomy* 134:135–225.

IUSS Working Group WRB (2015). Base referencial mundial del recurso suelo.6 (2014). actualización e (2015). Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos. Informes sobre recursos mundiales de suelos 106. FAO, Roma.

Jaramillo JDF (2002). Introducción a la ciencia del suelo. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias. Medellín. 613.

Jordanova D, Godu S, Kotsev T, Jordanova N (2013). Contaminación industrial de suelos aluviales cerca del sitio minero de Fe-Pb revelada por estudios magnéticos y geoquímicos. *Geoderma* 192(1):237-248.

Lee C, Chon H, Jung M (2001). Heavy metal contamination in the vicinity of the Daduk Au–Ag–Pb–Zn mine in Korea. *Appl. Geochem.* 16(11-12):1377-1386.

Machado A, García N, García C, Acosta L, Cordova A, Linares M, Giradoth D, Velásquez Y (2008). Contaminación por metales (Pb, Zn, Ni y Cr) en aire, sedimentos viales y suelo en una zona de alto tráfico vehicular. *Rev. Int. Contam. Ambient* 24(4):171-182.

Martín-Ortiz D, Hernández-Apaolaza L, Gárate A (2010). Wheat (*Triticum aestivum* L.) response to a zinc fertilizer applied as zinc lignosulfonate adhered to a NPK fertilizer. *J. Agric. Food Chem.* 58(13):7886-7892.

McCauley A, Jones C, Jacobsen J (2009). Soil pH and organic matter. Nutrient management modules 8. Montana State University Extension Service. http:// store.msuextension.org/ publications/ agandnaturalresources/4449/4449_8.pdf.

Méndez-Romero F, Gisbert-Blanquer J, García-Díaz J, Marqués-Mateu A (2003). Relación estadística entre metales pesados y propiedades de suelos de cultivo regados con aguas residuales no depuradas. *INCI, Caracas* 28(5):281-286.

Morton-Bermea O (2006). Contenido de metales pesados en suelos superficiales de la Ciudad de México. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas* 9(1):45-47.

NOM-021-RECNAT-2000 (2002). Norma Oficial Mexicana de suelos que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación del 31 de diciembre de 2002.

Ortíz–Villanueva B, Ortíz SCA (1990). Edafología. 7ª edición en español. Universidad Autónoma Chapingo. Departamento de Suelos. México.

Pérez RA, Galvis A, Bugarín R, Hernández T, Vázquez MA, Rodríguez A (2017). Cation exchange capacity: description of the silver thiourea method (AgTU+ n). *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 8(1):171-177.

Polubesova T, Eldad Sh, Chefetz B (2010). Adsorption and oxidative transformation of phenolic acids by Fe (III)-montmorillonite. *Environmental Science & Technology* 44(11):4203-4209.

Porsche K, Dippon U, Rijal M, Appel E, Kappler A (2010). In-situ magnetic susceptibility measurements as a tool to follow geomicrobiological transformation of Fe minerals. *Environmental Science & Technology* 44(10):3846-3852.

Puga S, Sosa M, Lebgue T, Quintana C, Campos A (2006). Contaminación por metales pesados en suelo provocada por la industria minera: Heavy metals pollution in soils damaged by mining industry. *Ecología aplicada* 5(1-2):149-155.

Reyez Guzmán M (2010) Comportamiento de los metales pesados en el suelo. *Épsilon* 15:181-189.

Rodriguez N, McLaughlin M, Pennock D (2019). La contaminación del suelo: una realidad oculta. Roma, FAO.

Romero FM, Gutiérrez-Ruiz M (2010). Estudio comparativo de la peligrosidad de jales en dos zonas mineras localizadas en el sur y centro de México. *Bol. Soc. Geol. Mex.* 64:43-53.

Sánchez MI (2003). Determinación de metales pesados en suelos de Medina del campo (Valladolid). Contenidos

extraíbles, niveles de fondo y de referencia. Tesis de Doctorado. Universidad de Valladolid.

Tandy S, Bosart K, Muller R, Ritschel J, Hauser L, Schulin R, Nowack B (2004). Extraction of heavy metals from soils using biodegradable chelating agents. *Environmental Science & Technology* 38(3):937- 944.

Uchimiya M, Lima I, Klasson T, Chang S, Wartelle LH, Rodgers J (2010). Immobilization of heavy metal ions (CuII, CdII, NiII, and PbII) by Broiler Litter-derived biochars in water and soil. *J. Agric. Food Chem.* 58(9):5538-5544.

Vogeler I, Thayalakumaran T (2005). Transport and reactions of ESTA in soils: experiments and modeling. In: Biogeochemistry of Chelating Agents, vol 910. ACS Symposium Series, vol 910. American Chemical Society, pp 316-335. doi:10.1021/bk-2005-0910.ch019.

Volke-Sepulveda T, Velasco-Trejo JA, De la Rosa-Pérez DA (2005). Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. Ciudad de México, México. 144 pp.

Yong RN, Warkentin BP, Phadungchewit Y, Galvez R (1990). Buffer capacity and lead retention in some clay. *Water, Air, and Soil Pollution.* 53:53-67.

Zeng F, Ali S, Zhang H, Ouyang Y, Qiu B, Wu F, Zhang G (2011). The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. *Environmental Pollution* 159(1):84-91.