

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE Fe, Li, Pb, Mn, V, Y Zn EN SUELOS URBANOS DE MORELIA, MICHOACÁN, MÉXICO

Carmen DELGADO^{1*}, Isabel ISRADE ALCÁNTARA², Francisco BAUTISTA³, Avto GOGICHAISHVILI¹,
Ciro MÁRQUEZ⁴, Rubén CEJUDO¹, Juan MORALES¹ e Isamar GONZÁLEZ⁵

¹Laboratorio Universitario de Geofísica Ambiental, Instituto de Geofísica, Unidad Michoacán, Universidad Nacional Autónoma de México. Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Colonia Ex-Hacienda de San José de la Huerta. Morelia, Michoacán, México, C. P. 58190

²Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Ciudad Universitaria, Edificio U-III. Francisco J. Mújica, Colonia Felicitas del Río, Morelia, Michoacán, México, C. P. 58030

³Laboratorio Universitario de Geofísica Ambiental, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México. Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Colonia Ex-Hacienda de San José de la Huerta, Morelia, Michoacán, México, C. P. 58190

⁴Facultad de Química, Universidad Nacional Autónoma de México. Avenida Universidad 3000, Circuito exterior, Colonia Universidad, Ciudad de México, México, C. P. 04510

⁵Instituto Tecnológico Superior de Tacámbaro. Avenida Tecnológico 201, Zona El Gigante, Tacámbaro, Michoacán, México, C. P. 61650

*Autor para correspondencia: meladc56@yahoo.com.mx

(Recibido enero 2017; aceptado octubre 2017)

Palabras clave: contaminación, metales pesados, Normas Oficiales Mexicanas, geoestadística

RESUMEN

Morelia Michoacán, México es la ciudad más poblada del estado Michoacán, con alto tráfico vehicular y poca industrialización. En Morelia se ha reportado la presencia de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en los suelos urbanos entre los cuales el Fe, Mn, Pb y V rebasaron los límites establecidos por las normas ambientales mexicanas y estadounidenses. Para la toma de decisiones se requiere la localización de los sitios de mayor contaminación mediante la elaboración de mapas con la distribución espacial de los EPT. El objetivo de este trabajo fue analizar la distribución espacial de Fe, Li, Mn, Pb, V y Zn en los suelos urbanos de Morelia para identificar las zonas de mayor concentración. Se colectaron cien muestras de suelo superficial. La concentración de los EPT fue medida con espectrometría de plasma acoplado inductivamente de tipo óptico. Se hizo un análisis geoestadístico con kriging ordinario (KO) para conocer la distribución de los EPT y con kriging indicador (KI) para identificar las zonas con mayor probabilidad de contaminación. Los variogramas del Fe, Mn, Li y Zn con KO mostraron valores de $R^2 \geq 0.8$. Las zonas con mayor probabilidad de rebasar las normas ambientales son: el centro por Fe y Pb, el este por Fe y V, el suroeste por Mn y el oeste por Fe. En el centro y este de la ciudad existe la mayor contaminación.

Key words: contamination, heavy metals, Official Mexican standards, geostatistics

ABSTRACT

Morelia, Michoacán, Mexico is the most populated city in the state of Michoacán, with high vehicular traffic and little industrialization. In Morelia, the presence of potentially toxic elements (PTE) has been reported in urban soils, among which Fe, Mn, Pb and V exceeded the limits established by the Mexican and US environmental standards. For the decision making it is necessary the location of the sites of greater contamination by the elaboration of maps with the spatial distribution of the PTE. The principal aim of this work was to analyze the spatial distribution of Fe, Li, Mn, Pb, V and Zn in the urban soils of Morelia to identify the areas with the highest concentration. In total, one hundred of top soil samples were collected. The analysis of the PTE was performed by inductively coupled optical plasma spectrometry. A geostatistical analysis was performed with ordinary kriging (OK) to know the distribution of PTE and with indicator kriging to identify the areas with the highest probability of contamination. The models of the variograms of Fe, Mn, Li and Zn with OK yielded values of $R^2 \geq 0.8$. The areas most likely to exceed environmental norms are: the downtown for Fe and Pb, the east by Fe and V, the southwest by Mn and the west by Fe. In the downtown and east of the city there is the greatest contamination.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del suelo urbano con elementos potencialmente tóxicos (EPT), que se dispersan por diferentes vías, proviene de las actividades humanas como la industria (Su y Wong 2003, Madrid et al. 2008, Testiati et al. 2013), el tráfico vehicular (Aguilar et al. 2012, Sánchez-Duque et al. 2015) y la construcción (Morton et al. 2001, Chen et al. 2005).

El ingreso de los EPT a las cadenas alimentarias depende de la fuente de emisión, el pH, la solubilidad y tamaño de la partícula que contiene a los EPT que los hace biodisponibles y con riesgo para la salud humana (Rawlins et al. 2005, Jordao et al. 2006, Laing et al. 2014).

El Pb es nefrotóxico (Granero y Domingo 2002, Sabath y Robles-Osorio 2012). El Mn daña el sistema nervioso, el V el cardiorrespiratorio, nervioso y digestivo, el Fe y el Li el ocular y respiratorio y el Zn el digestivo y cardiovascular (ATDSR 2010, Chen et al. 2015, Lenntech 2016). En México existe legislación ambiental para prever efectos en la salud.

La legislación ambiental mexicana mediante la norma oficial mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (SEMARNAT 2007) establece los límites máximos permitidos (LMP) en suelo de uso residencial para el Pb (400 mg/kg) y V (78 mg/kg). La legislación estadounidense los establece para el Fe (23 000 mg/kg), Li (1 600 mg/kg), Mn (1 800 mg/kg) y Zn (23 000 mg/kg) (USEPA 2004).

En estudios previos de contaminación de suelos por EPT en Morelia, Michoacán, se concluyó que provienen del tráfico vehicular y vialidades primarias (Aguilar et al. 2013); el Pb y V rebasaron los LMP por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (SEMARNAT 2007) y el Fe y Mn los establecidos por la USEPA (2004). No se encontraron diferencias significativas por tipos de uso de suelo o vialidad (Delgado et al. 2015).

Se requiere la elaboración de mapas precisos de las zonas contaminadas para ser atendidas por las autoridades mediante intervenciones efectivas de saneamiento ambiental.

El diseño de mapas precisos con validez matemática, que muestren la distribución espacial de los contaminantes, se puede realizar mediante métodos geoestadísticos como el kriging ordinario que tiene mínimo error en la estimación. La limitante es que sólo proporciona una visión general de la distribución espacial sin delimitar los niveles de probabilidad de rebasar un LMP.

Con el método kriging indicador se pueden señalar en el mapa los sitios precisos con los diferentes niveles de probabilidad de rebasar los LMP. Este método consiste de una transformación binaria de los datos (0-1) para que el estimador sea menos sensible a los datos extremos (Webster y Oliver 1990, Goovaerts 1999).

El objetivo de este trabajo fue analizar la distribución espacial de Fe, Li, Mn, Pb, V y Zn en los suelos urbanos de la ciudad de Morelia y la zona conurbada para identificar las zonas de mayor concentración

mediante dos técnicas de interpolación: kriging ordinario y kriging indicador.

MATERIALES Y MÉTODOS

La ciudad de Morelia se ubica en el centro-norte del estado de Michoacán, a 1920 msnm. El clima es templado subhúmedo con una temperatura media anual de 17.5 °C y una precipitación de 773 mm anuales. Los vientos dominantes proceden del suroeste y noroeste. Presenta 648 ha de reservas ecológicas urbanas y 134 ha de áreas verdes. Los grupos de suelos son: Vertisoles, Luvisoles, Acrisoles, Leptosoles y Andosoles (PDUCPM 2010).

El basamento de la ciudad está conformado por rocas ignimbríticas; en el este y oeste existe una secuencia de depósitos lacustres, fluvio-lacustres y epiclásticos del Mioceno superior y Plioceno superior (Garduño-Monroy et al. 1999).

El municipio de Morelia tiene las siguientes actividades económicas: comercio, turismo y servicios (63.7 %), industria de la construcción y manufacturera (25.9 %), agricultura (10.4 %) (INECC-SEMARNAT 2010).

El muestreo se realizó en la ciudad de Morelia y su área conurbada colindante con el municipio de Tarímbaro, con 672 069 habitantes, donde circulan 332 381 automóviles (INEGI 2010, 2014) cuya verificación de los gases generados no es obligatoria (INECC-SEMARNAT 2010).

Muestreo

El muestreo fue sistemático de 100 puntos, se realizó en febrero en época de secas (**Fig. 1**). Se colectó una muestra superficial de suelo bajo de árboles maduros. Se introdujo un cilindro de policloruro de vinilo de 100 cm³. Se retiró la hojarasca, piedras y gravas y el suelo se depositó en bolsas de plástico.

Las muestras se etiquetaron con las referencias geográficas registradas con un sistema geoposicionador (GPS) (Garmin GPS Map 76) calibrado bajo proyección Universal Transversal Mercator (UTM), elipsoide y datum horizontal Sistema Geodético Mundial (WGS84).

Análisis químicos

Las muestras de suelo se secaron a la sombra y temperatura ambiente; se tamizaron con malla de 2 mm y la porción fina se pesó, dividió en cuatro y

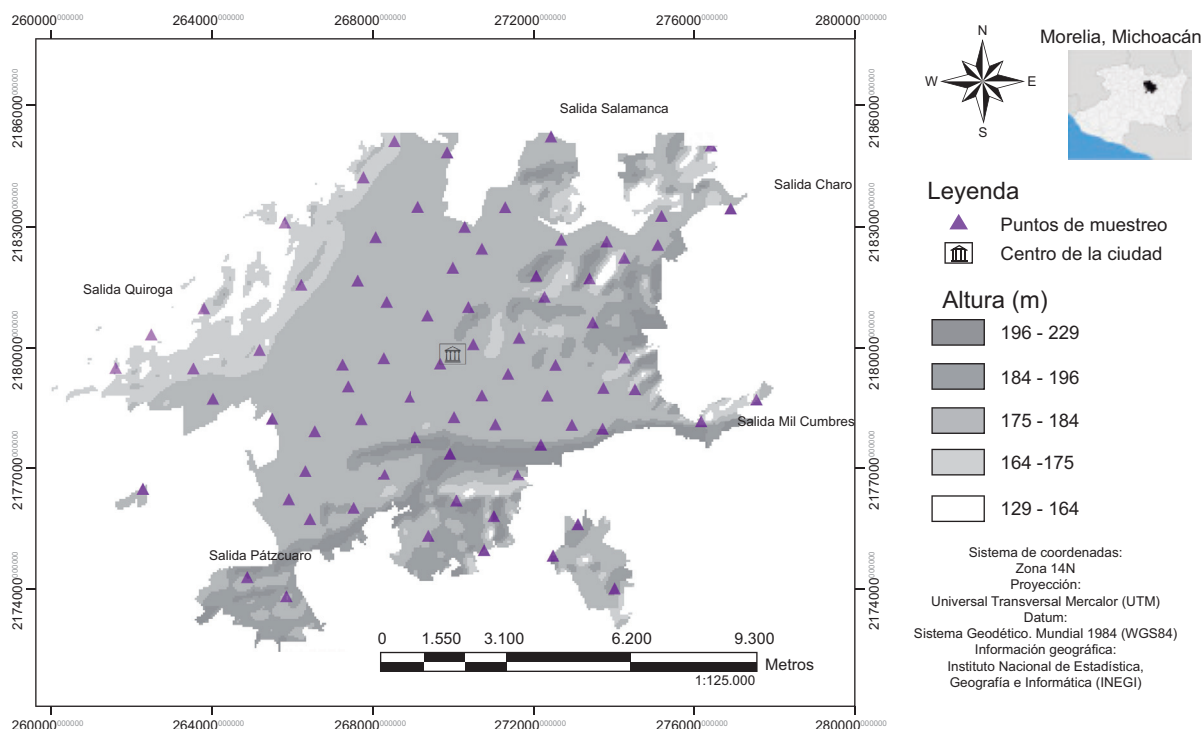


Fig. 1. Sitio de estudio, Morelia, Michoacán, México

una porción se molió y tamizó con malla de 125 μm (tamices de acero inoxidable W.S Tyler).

La digestión de las muestras se realizó en un horno de microondas (modelo MarsXpress™) de acuerdo con el método EPA 3051A, colocando 0.1 g de muestra de suelo con HNO_3 y H_2O_2 (10:1 mL) en matraces con aforo de 100 mL; el testigo fue sólo con reactivos.

La determinación de la concentración de los metales pesados fue mediante espectrometría de emisión con plasma acoplado inductivamente de tipo óptico (ICP-OES). Las concentraciones se reportaron en mg/kg.

Para asegurar la medición correcta de las muestras se realizó una curva de calibración con 0.0, 0.1, 1.0 y 10 mg/L de Pb, Zn, Fe, Mn, Li, y V ($r = 0.999$). Al inicio y después de cada 40 mediciones se analizaron las soluciones estándar de 0.0 y 1.0 mg/L.

Análisis espacial

Los mapas de la distribución espacial de los EPT se diseñaron a partir de un análisis geoestadístico utilizando el programa Geostatistics for the environmental sciences (GS⁺) (Robertson 2008) que consistió de las siguientes etapas:

- 1) Análisis exploratorio de datos para corroborar una distribución normal; en caso de no existir se hace algún tipo de transformación de los datos para mejorarla.
- 2) Autocorrelación espacial. Se ajusta el semivariograma a los datos medidos. Los criterios para la elección del modelo son: el coeficiente de determinación (R^2), el porcentaje de la varianza estructural y la distancia a la cual se alcanza la varianza máxima (D). El semivariograma se calcula de la manera siguiente:

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

En donde:

$\gamma(h)$ significa el valor del semivariograma experimental para todos los pares de datos del EPT a una distancia h , $Z(x_i)$ es la concentración del EPT en un sitio georreferenciado x_i , $Z(x_i + h)$ es la concentración del EPT en otro sitio separado de x_i a una distancia h , $N(h)$ es el número de pares de sitios medidos y separados por una distancia h .

- 3) Estimación de los valores del EPT. Se hizo mediante kriging ordinario, utilizando los promedios ponderados a partir de la siguiente ecuación (Isaaks y Srivastava 1989, Webster y Oliver 1990, Hernández-Stefanoni y Ponce-Hernández 2006):

$$Z(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i)$$

En donde:

λ_i es la suma de los pesos óptimos seleccionados, que debe ser igual a 1, a partir de un conjunto de $n + 1$ ecuaciones lineales simultáneas (Webster y Oliver 1990), $Z(x_i)$ son los valores medidos del EPT en un sitio y $Z(x_0)$ es la estimación no sesgada del EPT.

Los mapas del Fe, Mn, Pb y V también se realizaron con el método de interpolación kriging indicador para ubicar las zonas donde se rebasaron los LMP de acuerdo con la NOM 147-SEMARNAT/SSA1-2004 (SEMARNAT 2007) y USEPA (2004). El método acepta la no normalidad de los datos. El valor de 1 indica la máxima probabilidad de que la concentración del EPT sea igual o mayor que el LMP, los valores menores de 1 pero mayores de 0 indican algún grado de probabilidad de rebasarlo. Se calcula de la siguiente manera (Goovaerts 1999):

$$I(x_i; z_k) = \begin{cases} 1, & \text{cuando } Z(x_i) \leq Z_k \\ 0, & \text{cuando } Z(x_i) \geq Z_k \end{cases} \quad k=1, \dots, K$$

En donde:

$I(x_i; z_k)$ es la variable indicadora, $Z(x_i)$ es la variable medida y Z_k es el umbral deseado.

El semivariograma indicador experimental,

$$\lambda_I^*(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [I(x_i; z_k) - I(x_i + h; z_k)]^2$$

En donde:

$N(h)$ es el número de pares indicadores que transforman a $I(x_i; z_k)$ e $I(x_i + h; z_k)$ separados por una distancia h . La función de distribución acumulativa condicional en el sitio x_0 es:

$$F\left(\frac{x_0; z_k}{N}\right) = I^*(x_0; z_k) = \sum_{i=1}^N \lambda_i I(x_0; z_k)$$

En donde:

$I^*(x_0; z_k)$ es el nivel del indicador estimado en el sitio no medido y λ_i es el peso asignado al valor del indicador conocido $I(x_i; z_k)$.

Los umbrales fueron los siguientes: Pb (400 mg/kg), V (78 mg/kg), Mn (1 800 mg/kg); Fe (23 000 mg/kg).

Finalmente, se realizó el mapa de integración donde se identificaron las zonas con mayor número de EPT con el nivel más alto (0.8 – 1) de probabilidad de rebasar los LMP por las normas para que sean atendidas por las autoridades con mayor prioridad. Se usó el programa ArcGis 9 (ESRI 2004).

CUADRO I. PARÁMETROS GEOESTADÍSTICOS (KRIGING ORDINARIO) DE LOS ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN LOS SUELOS URBANOS DE MORELIA, MICHOACÁN, MÉXICO

EPT (mg/kg)	n	Semivariograma	R ²	Varianza estructural (%)	D (m)
Fe	100	Exponencial	0.9	61	12474
Zn	99	Gaussiano	0.9	65	8192
Mn	97	Esférico	0.8	70	3600
Li	99	Exponencial	0.8	61	12341
V	80	Esférico	0.05	94	710
Pb	74	Gaussiano	0.01	79	503

EPT = elementos potencialmente tóxicos, D = distancia

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La validez de las interpolaciones

El Pb y V tuvieron variogramas con valores bajos de R² y de distancia (D) (**Cuadro I**), lo cual indica que los modelos son tipo “efecto pepita” ya que la máxima varianza se alcanza a distancia muy corta y significa baja dependencia espacial y alta variabilidad debida al azar (Sommer et al. 2000, Hernández-Stefanoni y Ponce-Hernández 2006, Delgado et al. 2010). Por ello se descartaron para hacer mapas.

El Fe, Li, Mn y Zn tuvieron semivariogramas con valores de R² mayores de 0.8, lo que permitió elaborar mapas precisos de distribución espacial. La varianza estructural fue del 61 al 70 %, la distancia (D) de 3600 a 12 474 m, lo que indica que son los límites hasta donde los modelos explican la distribución espacial de los EPT (**Cuadro I**, **Fig. 2**).

Mapas de las concentraciones de los EPT

De acuerdo con los mapas de distribución de Fe, en Morelia se pudo observar que las concentraciones obtenidas (23 000 hasta 41 000 mg/kg) rebasaron los LMP de la USEPA (2004) en el centro y el este de la ciudad con dirección al sur, hacia la salida a Mil cumbres (**Fig. 3**).

Las concentraciones de Fe deben estar por debajo de los LMP porque el Fe irrita las mucosas. Los óxidos de hierro causan neumoconiosis benigna, el hierro pentahidratado compite con organismos vivos por el oxígeno (Lenntech 2016). Lu et al. (2007) reportan valores máximos de 43 000 mg/kg en suelos urbanos de Guangzhou, China, dos veces más altos que en Morelia.

El origen del Fe en los suelos de la zona centro de Morelia podría ser antrópico considerando el alto grado de densidad poblacional y el flujo vehicular. En la región este se encuentra la zona industrial más grande de la ciudad y alto flujo vehicular y en el

sureste la densidad poblacional es media y con alto flujo vehicular.

En Guangzhou, China se reportan los mayores valores de Fe en los parques urbanos (45 000 mg/kg) y con alto flujo vehicular (Lu et al. 2007). En Morelia, Delgado et al. (2015) encontraron valores de hasta 57 000 mg/kg en el uso de suelo tipo área verde (AV).

El Zn presenta las concentraciones mayores en el centro de la ciudad (200 a 250 mg/kg) y disminuye en las direcciones noroeste y sureste (**Fig. 4**). Es probable que su origen sea principalmente antrópico ya que se distribuye en zonas de alta y media densidad poblacional y con alto flujo vehicular, sin embargo, no rebasa los LMP de la USEPA (2004).

El Mn presenta las concentraciones mayores (3640 mg/kg) al suroeste de la ciudad en un área natural protegida pero que rodea a una industria papelera y 2202 mg/kg en un uso de suelo de baja densidad poblacional. También en el centro y centro-este las concentraciones son mayores, así como en el oeste en la salida a Quiroga (**Fig. 5**).

El Mn supera con mucho los LMP de 1800 mg/kg de las normas norteamericanas (USEPA 2004). Lu et al. (2007) reportan en Guangzhou, China valores de 479 mg/kg, 10 veces menores a los encontrados en este estudio.

El Li presenta las concentraciones mayores (15 a 18 mg/kg) en la parte este, noreste y sureste (**Fig. 6**) pero no rebasa los LMP (1600 mg/kg) de la norma USEPA (2004).

Mapas de los umbrales de contaminación de los EPT

Otra forma de mostrar la distribución espacial de la contaminación de manera más específica es mostrando las zonas con mayor probabilidad (nivel de 0.8 – 1) de que los EPT excedan los LMP de la NOM 147-SEMARNAT/SSA1-2004 (SEMARNAT 2007) y USEPA (2004).

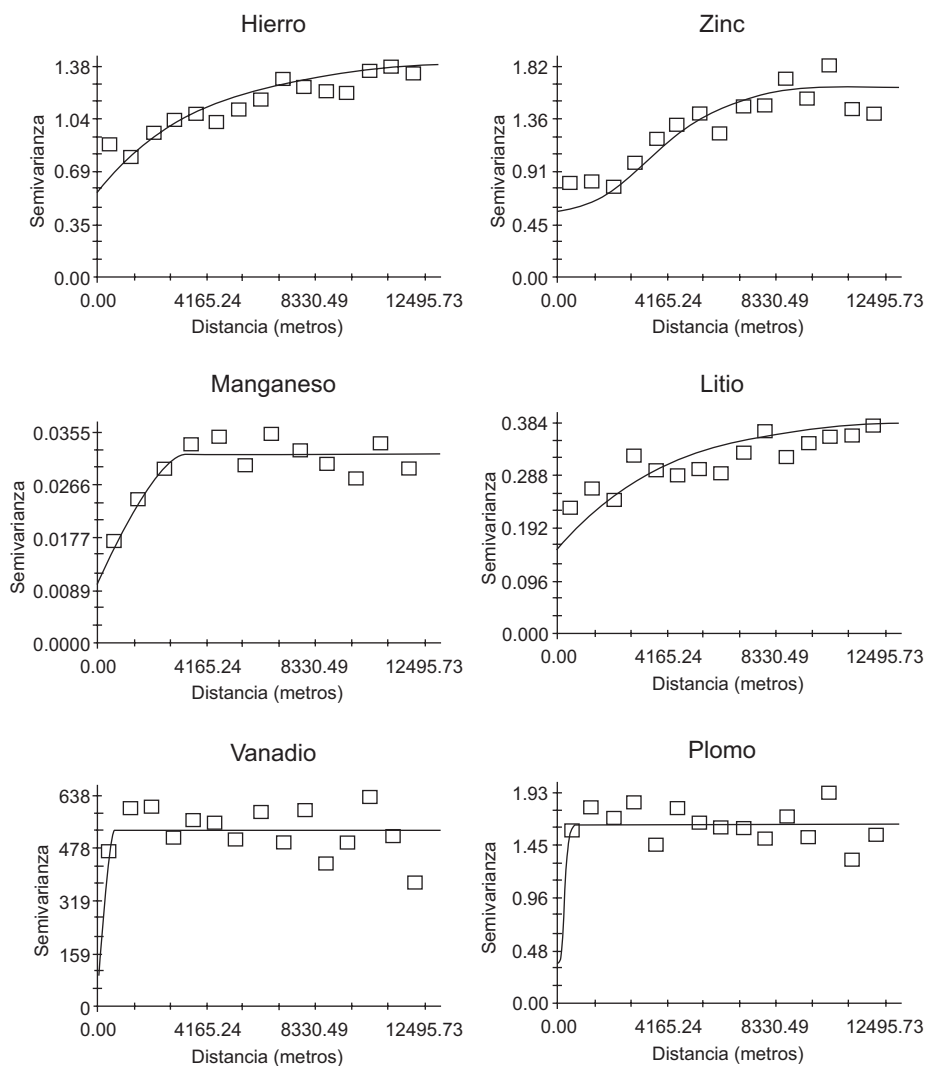


Fig. 2. Modelos de los variogramas de los elementos potencialmente tóxicos en suelos urbanos de Morelia, Michoacán, México. Exponencial en el Li y Fe, esférico en el Mn y V, gaussiano en el Zn y Pb

El mapa del Fe presenta el nivel más alto (0.8 a 1) de probabilidad de rebasar los LMP en el este de la ciudad, en el centro y en una pequeña zona en el oeste; con una superficie total de 14.49 km² correspondiente al 10 % de la superficie muestreada (**Fig. 7, Cuadro II**).

El mapa del Mn presenta el nivel más alto en el suroeste de la ciudad; abarca una superficie de 1 km² que corresponde al 0.69 % de la superficie total muestreada (**Fig. 8, Cuadro II**).

El mapa del Pb presenta el nivel más alto en el centro de la ciudad, por lo que seguramente su origen es antrópico; abarca una superficie de 0.25 km² que

corresponde al 0.17 % de la superficie muestreada (**Fig. 9, Cuadro II**).

El mapa del V presenta el nivel más alto en el centro-norte y al este de la ciudad en pequeñas áreas. En estas zonas se encuentran densidades de población mediana y alta con alto flujo vehicular, por lo que seguramente el V es de origen antrópico. Abarca una superficie de 2.23 km² que corresponde al 1.54 % de la superficie muestreada (**Fig. 10, Cuadro II**).

El mapa que integra al V, Pb, Fe y Mn con los niveles de mayor probabilidad (0.8 a 1) de rebasar los LMP se presenta en la **figura 11**.

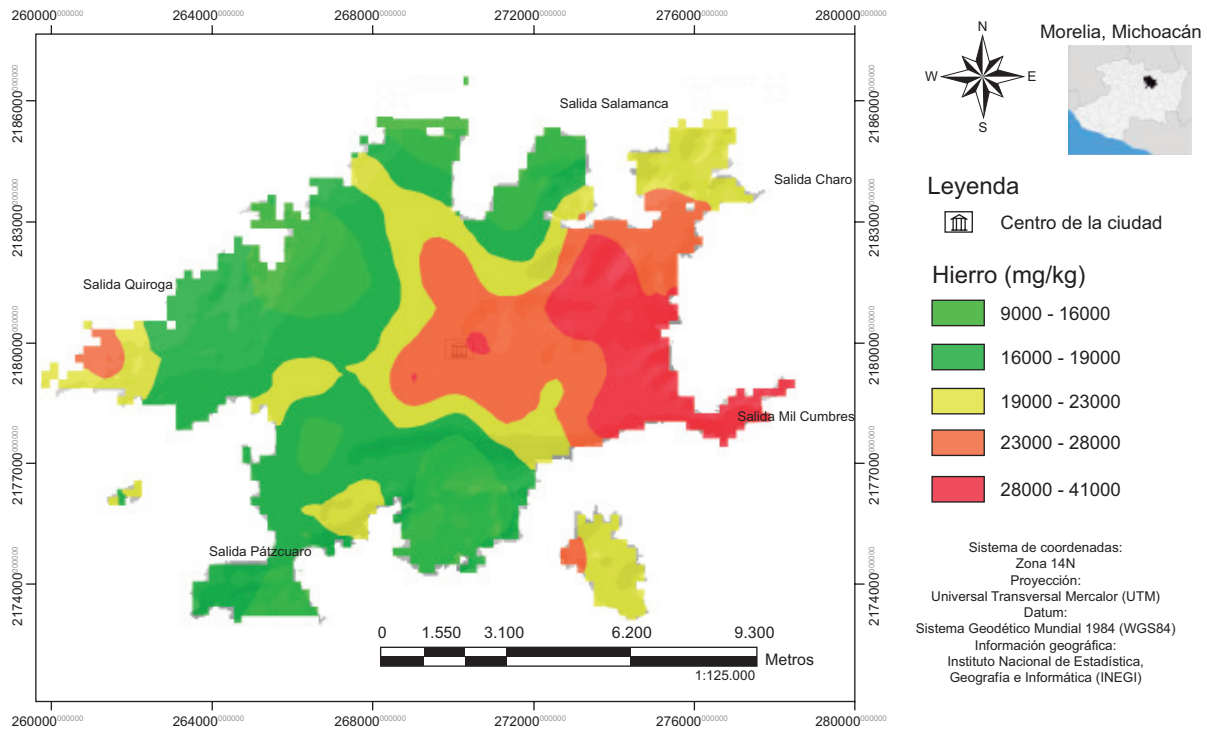


Fig. 3. Distribución espacial del Fe en los suelos urbanos de Morelia, Michoacán, México

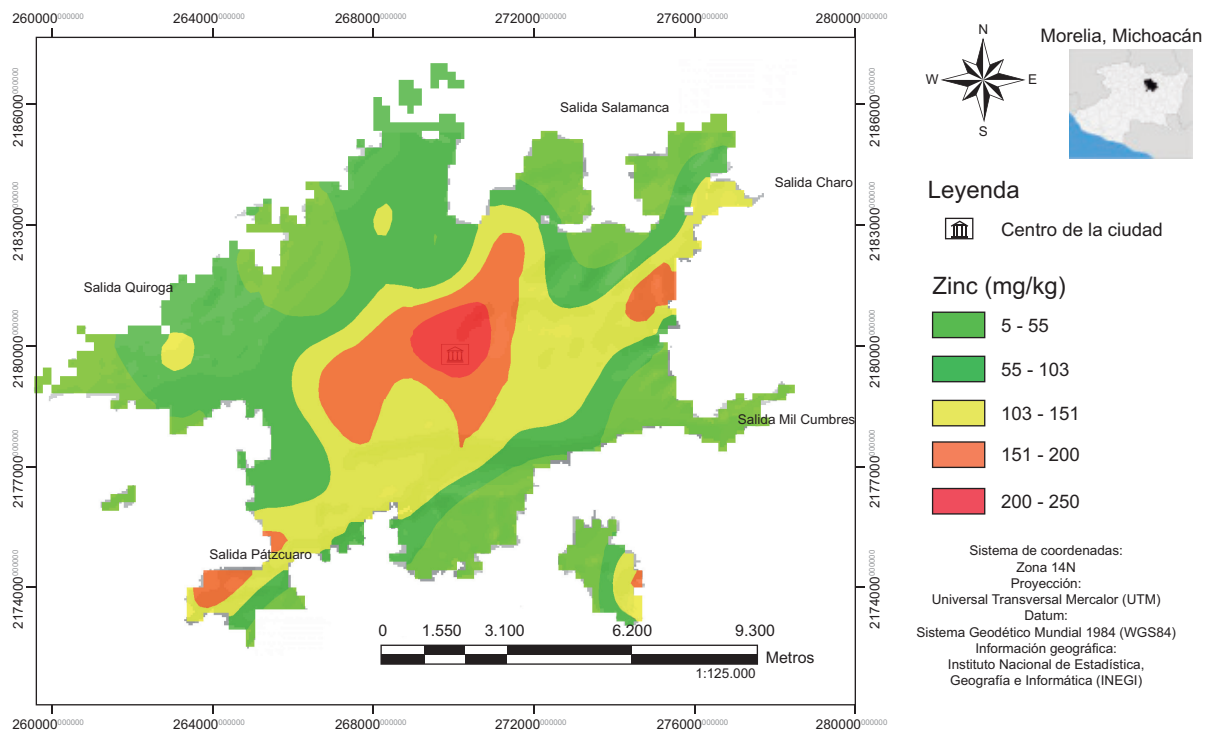


Fig. 4. Distribución espacial del Zn en los suelos urbanos de Morelia, Michoacán, México

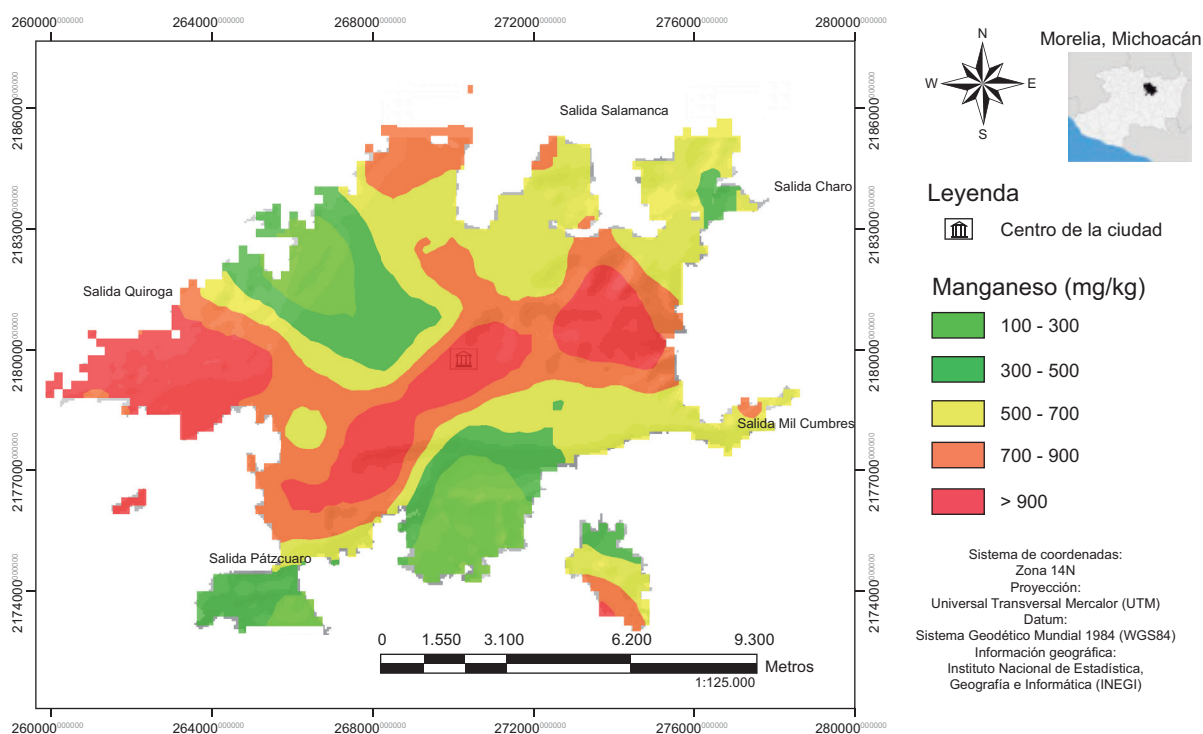


Fig. 5. Distribución espacial del Mn en los suelos urbanos de Morelia, Michoacán, México

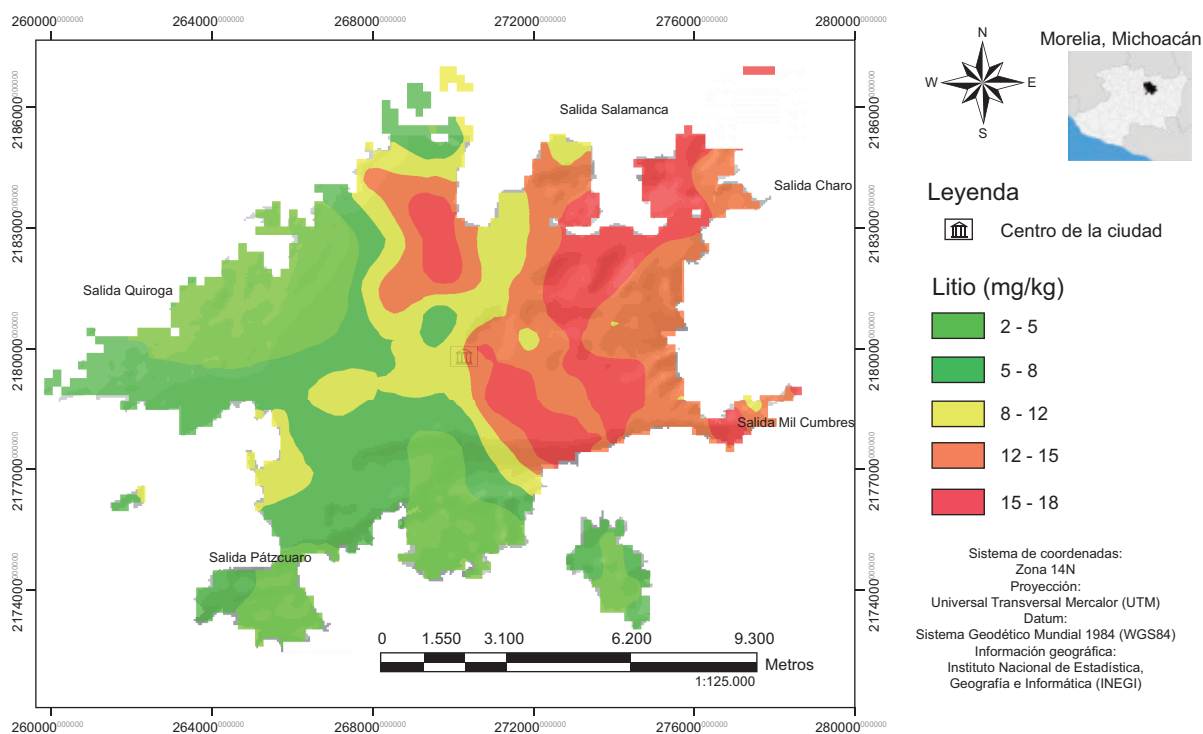


Fig. 6. Distribución espacial del Li en los suelos urbanos de Morelia, Michoacán, México

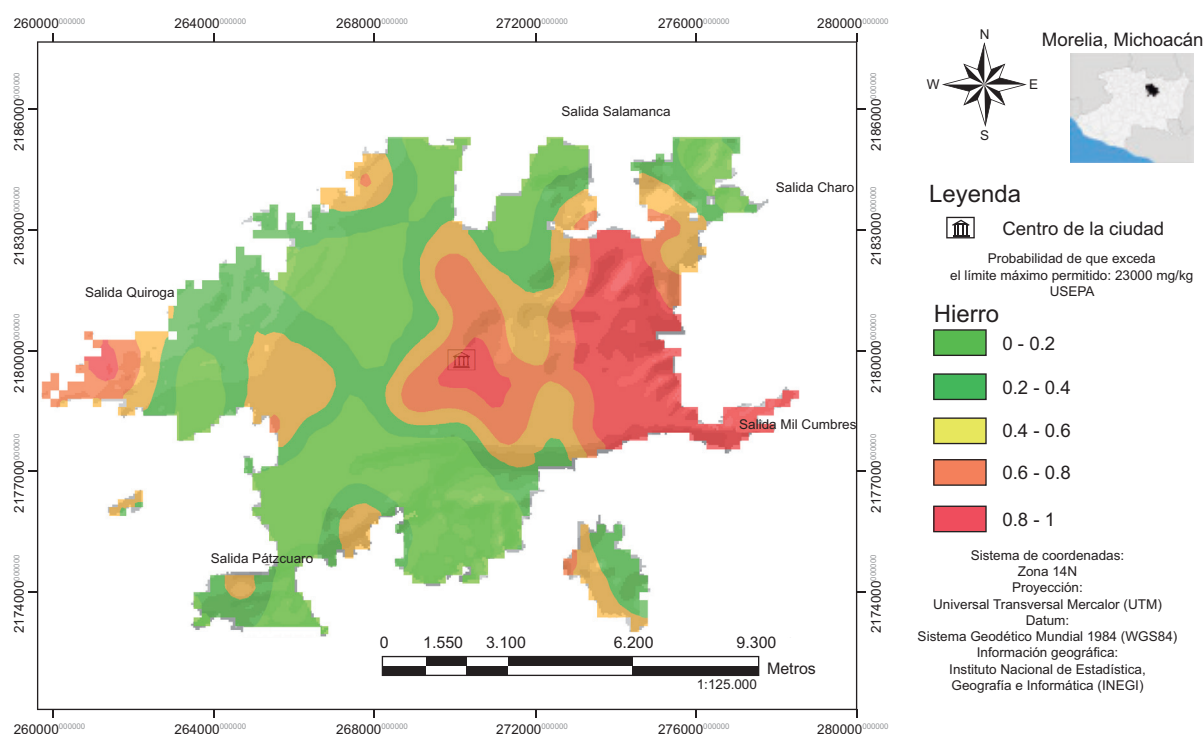


Fig. 7. Distribución del Fe en los suelos urbanos de Morelia, Michoacán, México con los niveles de probabilidad de rebasar los límites máximos permitidos por la norma USEPA (2004)

El mostrar las zonas de intersección de los EPT con las mayores probabilidades de rebasar los LMP, permite señalar las áreas prioritarias para atenderse con acciones de remediación. Se distribuyen de la siguiente manera: Pb y Fe en el centro de la ciudad y el Fe y V en el este.

El área de intersección total del Fe-Pb y el Fe-V es menor del 2 % de la superficie muestreada (**Cuadro II**). Cortés et al. (2017) reportan en Ensenada Baja California, México, un área de intersección de EPT en polvos urbanos correspondiente al 21.26 %.

Perspectivas

Este estudio permitió identificar las zonas contaminadas que deben ser atendidas por las autoridades y es la primera parte de diversas soluciones a la problemática de contaminación de suelos urbanos de Morelia. Las siguientes propuestas complementarán las soluciones al problema:

- realización de estudios de las fracciones químicas de los EPT, del tamaño de las partículas del suelo y su contenido de EPT.
- evaluación de la capacidad amortiguadora de los suelos (Campuzano et al. 2017).

CUADRO II. INTEGRACIÓN DE LA SUPERFICIE CONTAMINADA CON ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN LOS SUELOS URBANOS DE MORELIA, MICHOACÁN, MÉXICO

EPT	Superficie (km ²)	Porcentaje (%)
Vanadio	2.23	1.54
Plomo	0.25	0.17
Hierro	14.49	9.99
Manganeso	1.00	0.69
Área contaminada total	17.94	12.39
Área total	144.96	100

EPT = elementos potencialmente tóxicos

- desarrollo y evaluación de técnicas de diagnóstico rápido y preciso como el magnetismo edáfico (Cejudo et al. 2015) y el color del suelo (Cortés et al. 2017).
- identificación del origen antrópico o natural de los EPT mediante diversos factores de contaminación (Wang y Qin 2007, Ihl et al. 2015).
- el diseño de técnicas de remediación de la contaminación en suelos mediante coloides, modificación del pH y de la estructura edáfica.

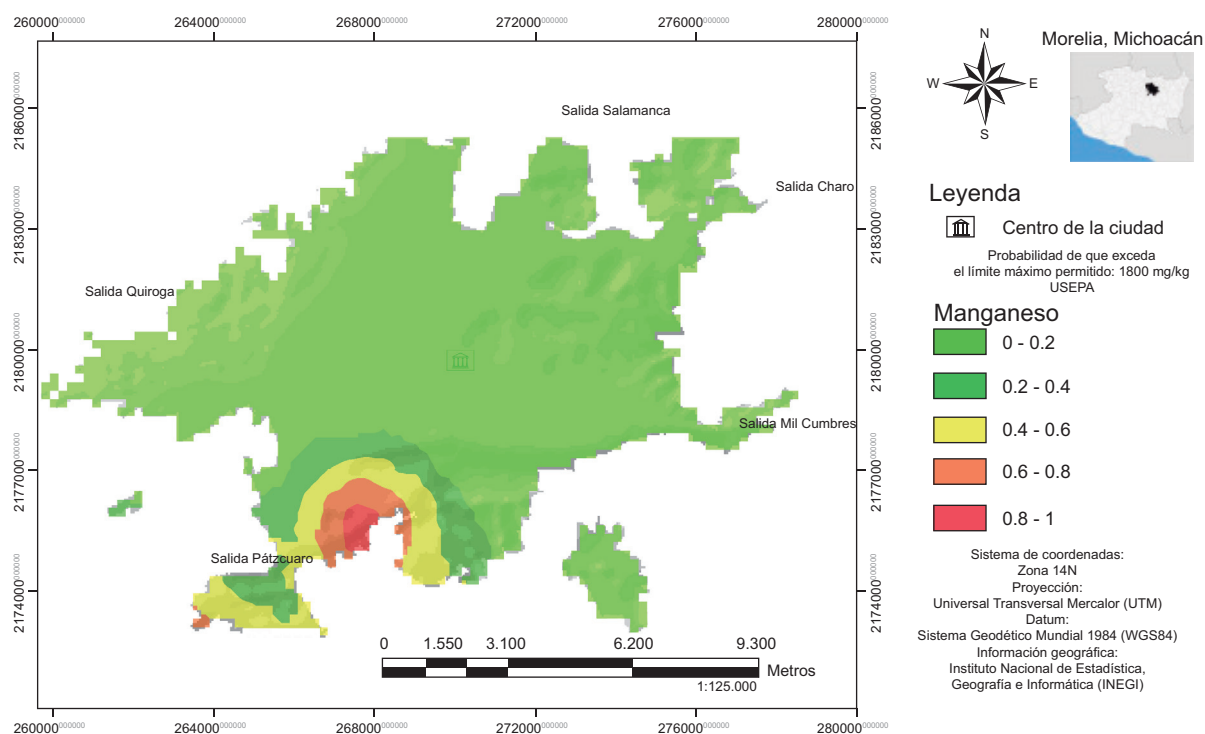


Fig. 8. Distribución del Mn en suelos urbanos de Morelia, Michoacán, México con los niveles de probabilidad de rebasar los límites máximos permitidos por la norma USEPA (2004)

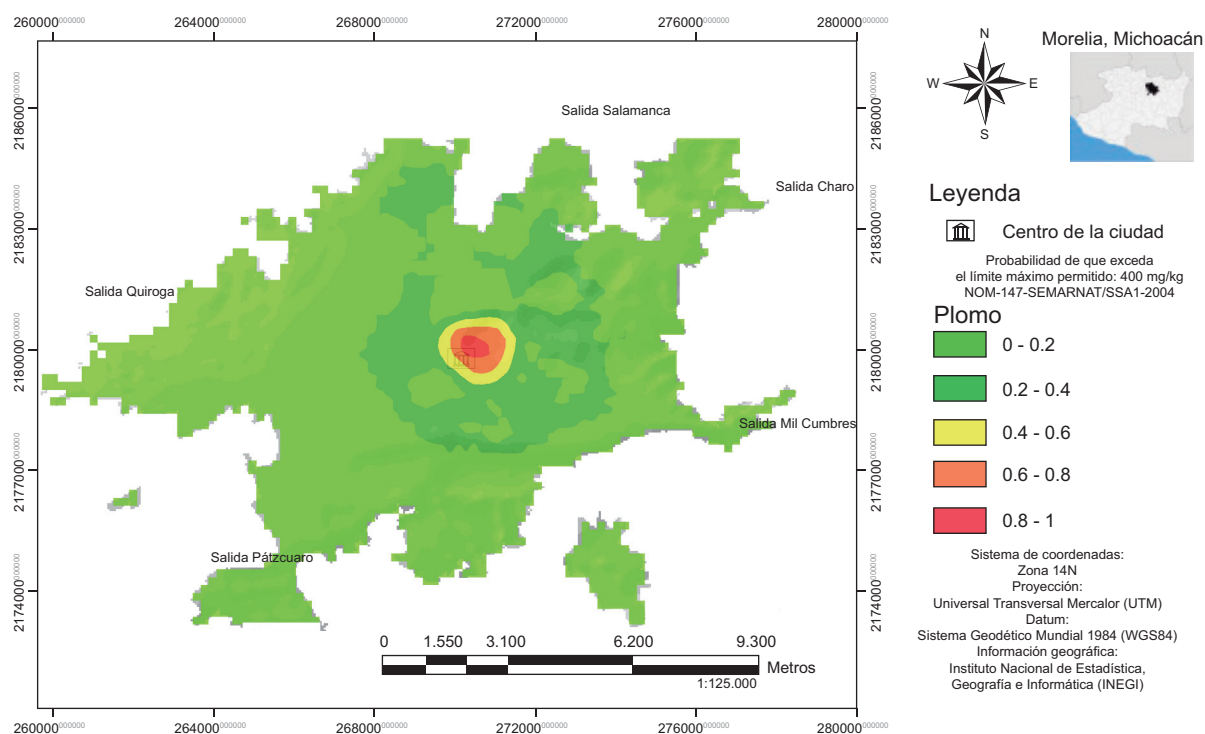
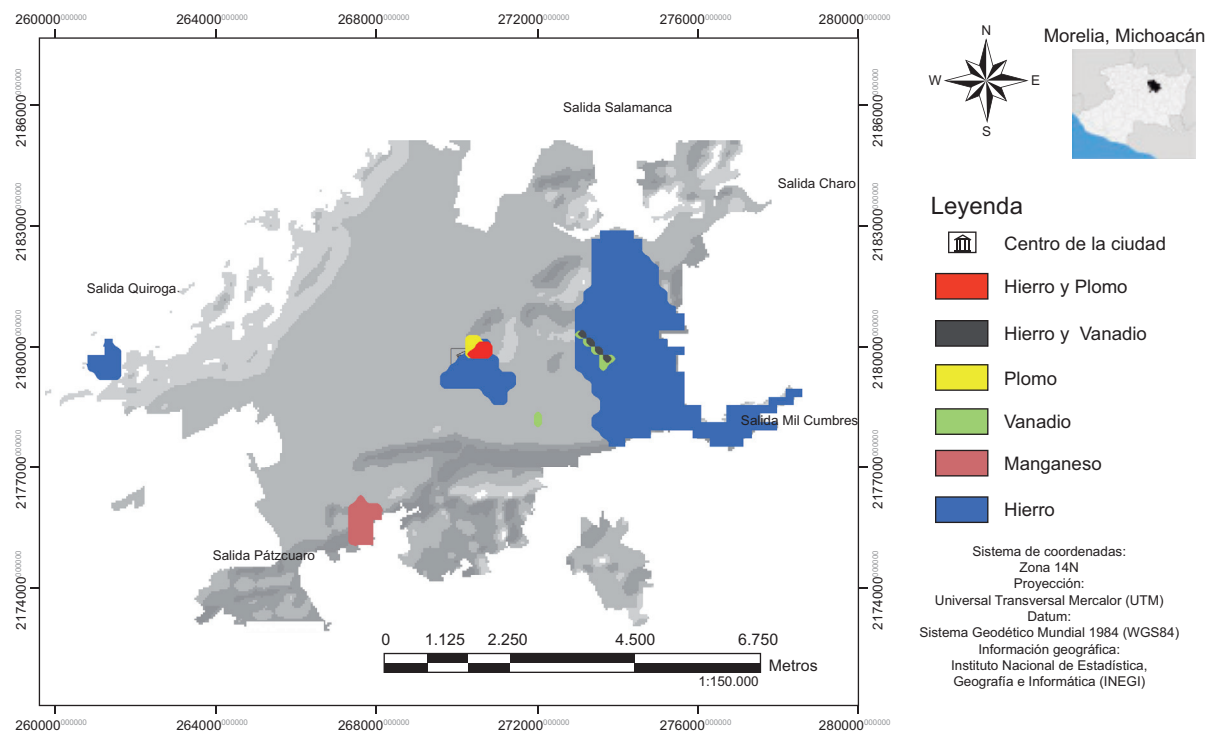
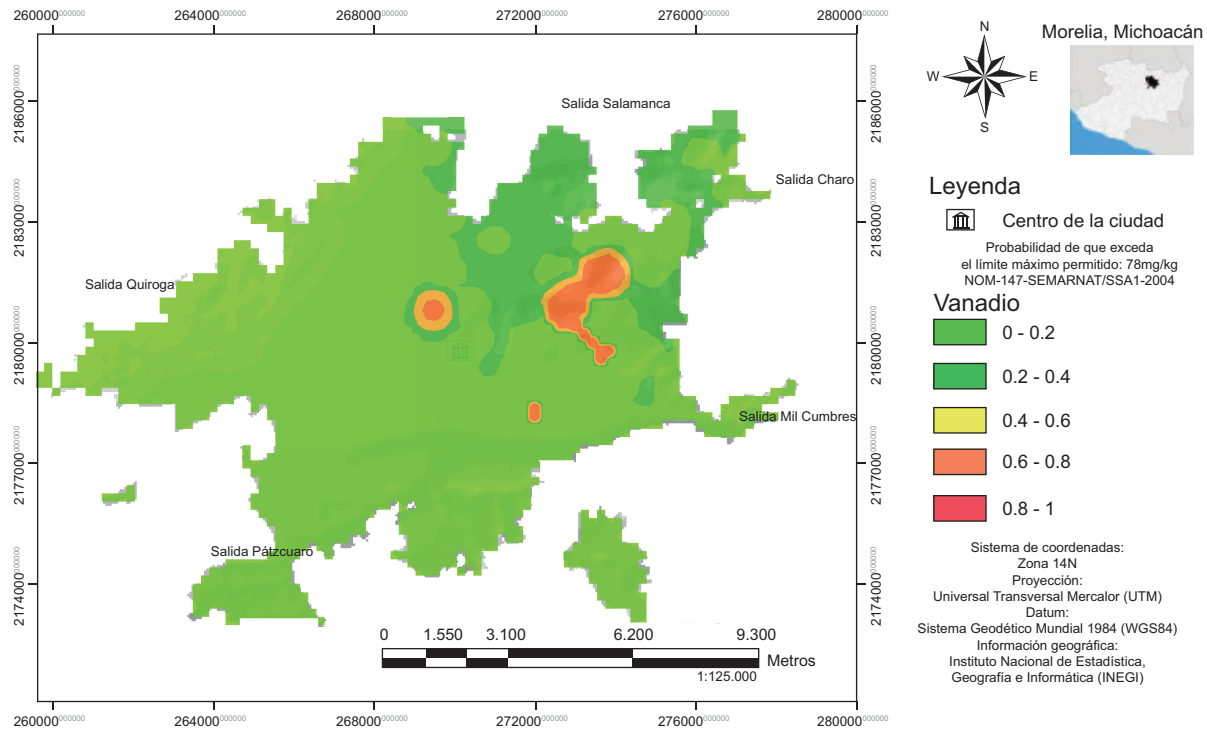


Fig. 9. Distribución del Pb en los suelos urbanos de Morelia, Michoacán, México con los niveles de probabilidad de rebasar los límites máximos permitidos por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (SEMARNAT 2007)



CONCLUSIONES

La contaminación de los suelos urbanos de la ciudad de Morelia y su zona conurbada está determinada por la presencia del Fe, Mn, Pb, V, Li y Zn. Considerando las concentraciones máximas permisibles los elementos que las rebasan son el Fe, Mn, Pb y V, en ese orden de importancia teniendo en cuenta la concentración y el porcentaje de superficie. Las concentraciones del Li y Zn no rebasaron los valores establecidos por las normas. El este de la ciudad, en donde se ubica la zona industrial más grande, tiene la mayor superficie con suelos contaminados por Fe y en menor proporción por V. El suroeste, en donde se encuentra otra zona industrial, se encuentra contaminada por Mn. El oeste por Fe. El norte es la única zona en donde ninguno de los EPT rebasa las normas. Los suelos del centro de la ciudad están contaminados con Fe y Pb. Esta zona está rodeada por usos de suelo con la mayor densidad de población por lo que debería tener prioridad para ser atendida.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca posdoctoral del primer autor y por el soporte financiero del proyecto CB-2011-01-169915. A la M en C. Hilda Rivas Solórzano del Centro de Investigación en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, por la asesoría en la digestión de las muestras. Francisco Bautista agradece el apoyo económico de la Dirección General de Asuntos del Personal Académico de la Universidad Nacional Autónoma de México para su estancia sabática en el Centro de Edafología y Biología Aplicada del Seguro del Consejo Superior de Investigación Científica, España.

REFERENCIAS

- Aguilar Reyes B., Cejudo R., Martínez-Cruz J., Bautista F., Gogichaishvili A., Carvallo C. y Morales J. (2012). *Ficus benjamina* leaves as indicator of atmospheric pollution: a reconnaissance study. *Stud. Geophys. Geod.* 56 (3), 879-887. DOI: 10.1007/s11200-011-0265-1
- Aguilar Reyes B., Bautista F., Gogichaishvili A., 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. *Geofis. Int.* 52 (2), 121-133.
- ATSDR (2010). Resúmenes de salud pública Mn, Pb, V. Agencia para sustancias tóxicas y el registro de enfermedades [en línea]. <https://www.atsdr.cdc.gov/es/index.html> 02/05/2016.
- Campuzano E., Delgado C., Bautista F. y Gogichaishvili A. (2017). Índices de adsorción de metales pesados en suelos urbanos: el caso de Morelia, Michoacán. *Bol. Soc. Geol. Mex.* 69 (2), 433-445.
- Cejudo R., Delgado C., Israde I., Bautista F., Gogichaishvili A. y Morales J. (2015). Identificación de zonas presumiblemente contaminadas por elementos tóxicos por técnicas no convencionales en la ciudad de Morelia, Michoacán. *Latinmag Letters* 6, 1-6.
- Cortés J.L., Bautista F., Delgado C., Quintana P., Aguilar D., García A., Figueroa C. y Gogichaishvili A. (2017). Spatial distribution of heavy metals in urban dust from Ensenada, Baja California, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 23 (1), 47-60. DOI: 10.5154/r.rchscfa.2016.02.005
- Chen T., Zheng Y., Lei M., Huang Z., Wu H., Chen H., Fan K., Yu K., Wu X. y Tian Q. (2005). Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere* 60, 542-551. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2004.12.072
- Chen P., Chakraborty S., Mukhopadhyay S., Lee E., Paoliello M.M.B., Bowman A.B. y Aschner M. (2015). Manganese homeostasis in the nervous system. *J. Neurochem.* 134, 601-610. DOI: 10.1111/jnc.13170
- Delgado C., Pacheco A.J., Cabrera S.A., Batllori S.E., Orellana R. y Bautista F. (2010). Quality of groundwater for irrigation in tropical karst environment: The case of Yucatan, Mexico. *Agric. Water Manage.* 97, 1423-1433. DOI: 10.1016/j.agwat.2010.04.006
- Delgado C., Israde I., Bautista F., Gogichaishvili A., Márquez C., Cejudo R., Morales J. y González I. (2015). Metales pesados en suelos urbanos de Morelia, Michoacán: influencia del uso del suelo y del tipo de vialidad. *Ciencia Nicolaita* 65, 120-138.
- ESRI (2004). ArcGIS 9. Getting started with ArcGIS. Environmental Systems Research Institute Inc. ESRI, Redlands, CA, EUA.
- Garduño-Monroy V.H., Rodríguez-Torres G.M., Israde-Alcántara I., Arregue-Rocha E., Canuti P. y Chiesa S. (1999). Efectos del clima El Niño en los fenómenos de fluencia de las fallas geológicas de la ciudad de Morelia. *Geos* 9 (2), 84-93.
- Goovaerts P. (1999). Geostatistics in soil science: State-of-the-art and perspectives. *Geoderma* 89, 1-45. DOI: 10.1016/S0016-7061(98)00078-0
- Granero S. y Domingo J.L. (2002). Levels of metals in soils of Alcalá de Henares, Spain: Human health risks. *Environ. Int.* 28, 159-164. DOI: 10.1016/S0160-4120(02)00024-7

- 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. *Environ. Monit. Assess.* 117, 307-334. DOI: 10.1007/s10661-006-0885-z
- Ihl T., Bautista F., Cejudo R., Delgado C., Quintana P., Aguilar D. y Gogichaishvili A. (2015). Concentration of toxic elements in topsoils of the metropolitan area of Mexico City: a spatial analysis using Ordinary kriging and Indicator kriging. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 31 (1), 47-62.
- INECC-SEMARNAT (2010). Estudio de emisiones y actividad vehicular. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Dirección de Investigación sobre la Contaminación Urbana y Regional (DGICUR), Dirección de Investigación sobre la Calidad del Aire (DICA). Ciudad de México, México, 78 pp.
- INEGI (2010). Censos y conteos de población y vivienda, México. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática [en línea]. http://www.inegi.org.mx/lib/olap/consulta/general_ver4/MDXQueryDatos.asp?#Regreso&c=27770 29/07/2016.
- INEGI (2014). Automóviles registrados en circulación en la ciudad de Morelia Michoacán, México. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática [en línea]. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/biinegi/> 29/07/2016.
- Isaaks E.H. y Srivastava R.M. (1989). An introduction to applied geoestadistics. Oxford University Press. New York, EUA. 561 pp.
- Jordao C.P., Nascentes C.C., Cecon P.R., Fontes R.L.F. y Pereira J.L. (2006). Heavy metal availability in soil amended with composted urban solid wastes. *Environ. Monit. Assess.* 112, 309-326. DOI: 10.1007/s10661-006-1072-y
- Laing J.R., Hopke P.K., Hopke E.F., Husain L., Dutkiewicz V.A., Paatero J. y Viisanen Y. (2014). Long-term particle measurements in Finnish Arctic: Part I. Chemical composition and trace metal solubility. *Atmos. Environ.* 88, 275-284. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2014.01.015
- Lenntech BV (2016). Water treatment solutions. Tabla periódica. Elementos [en línea]. <http://www.lenntech.es/periodica/elementos/fe.htm> 14/01/2017.
- Lu Y., Zhu F., Chen J., Gan H. y Guo Y. (2007). Chemical fractionation of heavy metals in urban soils of Guangzhou, China. *Environ. Monit. Assess.* 174, 429-439. DOI: 10.1007/s10661-007-9634-1
- Madrid F., Biasioli M. y Ajmone-Marsan F. (2008). Availability and bioaccessibility of metals in fine particles of some urban soils. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 55, 21-32. DOI: 10.1007/s00244-007-9086-1
- Morton O., Puchelt H., Hernández E. y Lounejeva E. (2001). Traffic-related platinum group elements (PGE) in soils from Mexico City. *J. Geochem. Explor.* 72, 223-227.
- PDUCPM (2010). Cuatro documentos parciales por zonas del estado de Michoacán, México. Programas de Desarrollo Urbano del Centro de Población Morelia [en línea]. www.morelia.gob.mx/pdfs/IMDUM/PP-DUZOM 24/10/2012.
- Rawlins B.G., Lark R.M., O'Donnell K.E., Tye A.M. y Lister T.R. (2005). The assessment of point and diffuse metal pollution of soils from an urban geochemical survey of Sheffield. *Soil Use Manage* 21, 353-362. DOI: 10.1079/SUM2005335
- Robertson G. P. (2008). GS+: Geostatistics for the environmental sciences. Gamma Design Software. Plainwell, Michigan, EUA, 172 pp.
- Sabath E. y Robles-Orsorio M.L. (2012). Medio ambiente y riñón: nefrotoxicidad por metales pesados. *Nefrología* 32 (3), 279-286. DOI: 10.3265/Nefrología.pre2012.Jan.10928
- Sánchez-Duque A., Bautista F., Gogichaishvili A., Cejudo-Ruiz R., Reyes-López J.A., Solís-Domínguez F.A. y Morales-Contreras J.J. (2015). Evaluación de la contaminación ambiental a partir del aumento magnético en polvos urbanos. Caso de estudio en la ciudad de Mexicali, México. *Rev. Mex. Cien. Geol.* 32 (3), 501-513.
- SEMARNAT (2007). Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 2 de marzo de 2007.
- Sommer I., Fernández P., Rivas H. y Gutiérrez M. (2000). La geoestadística como herramienta en estudios de contaminación de suelos. Análisis de caso: afectación por arsénico, plomo y cadmio contenidos en jales mineros. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 16 (4), 205-214.
- Su D.C. y Wong J.W.C. (2003). Chemical speciation and phytoavailability of Zn, Cu, Ni and Cd in soil amended with fly ash-stabilized sewage sludge. *Environ. Int.* 29, 895-900. DOI: 10.1016/S0160-4120(03)00052-7
- Testiati E., Parinet J., Massiani C., Laffont-Schwob I., Rabier J., Pfeifer H.R., Lenoble V., Masotti V. y Prudent P. (2013). Trace metal and metalloid contamination levels in soils and in two native plant species of a former industrial site: Evaluation of the phytostabilization potential. *J. Hazard. Mater.* 248-249, 131-141. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2012.12.039
- USEPA (2004). A preliminary remediation goals table. Region 9: The pacific southwest. United States Environmental Protection Agency. (en línea) <http://www.epa.gov/region09/waste/sfund/prg/files/04prgtable.pdf> 22/08/2015.

Wang X.S. y Qin Y. (2007). Some characteristics of the distribution of heavy metals in urban topsoil of Xuzhou, China. *Environ. Geochem. Health*. 29, 11-19. DOI: 10.1007/s10653-006-9052-2

Webster R. y Oliver M.A. (1990). *Statistical methods in soil and land resource survey*. Oxford University Press. Nueva York, EUA, 316 pp.