

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DEL PLOMO EN EL SUELO URBANO DE CALLAO, PERÚ

Spatial distribution of lead in the urban soil of Callao, Peru

Natalia CASTRO-HINOSTROZA*, Carlos Julian MESTANZA NOVOA,
Guillermo A. VIZARRETA-LUNA, Pedro Pablo GUTIÉRREZ VÍLCHEZ,
Juan Antonio GUERRERO BARRANTES, Julio César NAZARIO RÍOS
y Lily Denise TELLO PERAMÁS

Universidad Nacional Agraria La Molina, Avenida La Molina, La Molina, Lima, Perú.

*Autor para correspondencia: nataliacastrohinostroza@gmail.com

(Recibido: noviembre de 2022; aceptado: septiembre de 2023)

Palabras clave: metal tóxico, suelo superficial, kriging, contaminación ambiental.

RESUMEN

La contaminación por metales pesados en suelos urbanos constituye una gran problemática debido a las graves consecuencias que genera en la salud humana. El objetivo de este estudio fue cuantificar la concentración y distribución espacial del plomo (Pb) en suelo urbano del distrito Mi Perú, en la Provincia Constitucional del Callao, Perú. Se evaluaron 44 puntos de muestreo en un área de 50 ha y se analizó la concentración total de Pb por espectroscopia de absorción atómica. Se identificaron dos puntos de muestreo que excedieron los 140 mg/kg de Pb en suelo (Estándar de Calidad Ambiental peruano para suelos de uso urbano) y se concluyó que el área de estudio no presenta contaminación generalizada por Pb, pero sí contaminación local. No se pudo determinar si la distribución espacial del Pb fue dominada por la dirección del viento, ya que la densidad de datos fue insuficiente para ejecutar una variograma direccional. Se recomienda realizar análisis complementarios para continuar con la evaluación detallada de esta problemática ambiental, como análisis de los precipitados, potencial redox, muestreo de detalle, especiación del Pb, bioaccesibilidad del Pb, evaluaciones de riesgo a la salud y evaluaciones de riesgo ambiental.

Key words: toxic metal, topsoil, kriging, environmental pollution.

ABSTRACT

Heavy metal contamination in urban soils is a major problem due to the serious consequences it generates on human health. The objective of this study was to quantify the concentration and spatial distribution of lead in the urban soil of the Mi Perú district in the Constitutional Province of Callao, Peru. Forty-four sampling points in an area of 50 ha were evaluated, and the total concentration of lead was analyzed by atomic absorption spectroscopy. Two sampling points were identified that exceeded 140 mg/kg of lead in the soil (Peruvian Environmental Quality Standard for urban soil) and it was concluded that the study area does not present generalized lead contamination, but it does present local contamination. Since the data density was insufficient to run a directed variogram, it was impossible to determine if the spatial distribution of Pb was dominated by the direction of the wind. It is recommended to carry out complementary

analyses to continue with the detailed evaluation of this environmental problem, such as analysis of the precipitates, redox potential, detail sampling, lead speciation, lead bioaccessibility, health risk assessments, and environmental risk assessments.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del suelo por metales pesados es un problema global que genera graves consecuencias en la salud humana (Qin et al. 2021). Los metales de mayor impacto son el plomo (Pb), cadmio (Cd), arsénico (As), níquel (Ni), zinc (Zn) y cromo (Cr), los cuales se encuentran en el suelo de forma natural debido a procesos como la meteorización de rocas y minerales, y emisiones volcánicas (Kabata-Pendias 2010). La contaminación de Pb en el suelo es causada principalmente por actividades antrópicas como la generación de residuos urbanos, el uso de agroquímicos y plaguicidas, la producción de energía, soldaduras y pinturas, la fabricación de baterías, la generación de lodos de depuración y las emisiones mineras, industriales y vehiculares (Adriano 2001, Kabata-Pendias 2010, Ding et al. 2016, Adimalla 2020).

La sedimentación atmosférica es una de las principales formas de transporte de los metales pesados presentes en la atmósfera hacia las superficies terrestres y los ecosistemas acuáticos (Feng et al. 2019), siendo la sedimentación húmeda (lluvia o nieve) uno de los mecanismos más relevantes (Stankwitz et al. 2012). La mayor parte del Pb emitido es transportada largas distancias por el aire como partículas ultrafinas (Steinnes 2013), que luego son depositadas sobre la superficie del suelo y pueden reintroducirse en la atmósfera por acción de las fuerzas del viento (Wark y Warner 2013). El Pb es adsorbido en el suelo por reacciones de adsorción rápidas y lentas, resultando en diferentes especies químicas con distribuciones dependientes de reacciones como la precipitación y disolución de minerales, intercambio iónico, adsorción-desorción, formación de complejos acuosa, inmovilización biológica, y absorción por organismos (Kushwaha et al. 2018).

La causa principal de la contaminación por Pb en suelos es la expansión de las zonas urbanas (Ashraf et al. 2014), la cual se asocia con el uso de pinturas con base en Pb y emisiones del sector transporte (FAO/UNEP 2021). La contaminación en suelos urbanos es reducida en comparación con suelos agrícolas (Zhang et al. 2018); sin embargo, los suelos urbanos son los más afectados por las actividades humanas (Gąsiorek et al. 2017) y son una vía importante de exposición

humana al Pb (Steinnes 2013). Las personas que viven en áreas urbanas están expuestas a la contaminación por Pb, especialmente los niños que tienen contacto directo con el suelo, ya que pueden ingerir o inhalar las partículas contaminadas provenientes del polvo o químicos con Pb (Weil y Brady 2017, Clay et al. 2019). La presencia de Pb en la sangre es dañina para la salud humana. Incluso concentraciones menores o iguales a 10 $\mu\text{g/dL}$ tienen efectos negativos en las funciones neurológicas de niños y madres lactantes (ATSDR 2020). Se ha informado que la toxicidad del Pb en niños es mayor que en adultos debido a que los tejidos internos y externos de los primeros son más blandos en comparación con los tejidos adultos (Wani et al. 2015).

El Ministerio del Ambiente de Perú (MINAM) determinó que en el distrito Mi Perú la concentración de Pb en el aire excedió el Estándar de Calidad Ambiental para Aire de 0.5 $\mu\text{g/m}^3$ anualmente y 1.5 $\mu\text{g/m}^3$ mensualmente (MINAM 2017a), así como el estándar de calidad ambiental para aire para metales de Ontario, Canadá (AAQC, por su sigla en inglés), de 0.5 $\mu\text{g/m}^3$ para 24 horas y 0.2 $\mu\text{g/m}^3$ mensualmente (MECP 2020). El Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental del Perú (OEFA 2019) reportó concentraciones diarias de Pb en el aire en el rango de 0.57-1.45 $\mu\text{g/m}^3$ durante 2018 y 2019, valores que exceden los AAQC. Las concentraciones en suelos excedieron los 140 mg/kg, superiores a los valores establecidos por el Estándar de Calidad Ambiental de Suelos de uso residencial peruano (ECA-suelo) (MINAM 2017b, DIGESA 2018). Según Morales et al. (2018), en 2017 la concentración media de Pb en la sangre de niños del distrito Mi Perú fue de 8.59 $\mu\text{g/dL}$ (DE = 5.30 $\mu\text{g/DI}$; mín = 3.30 $\mu\text{g/DI}$; máx = 53.00 $\mu\text{g/dL}$).

La Organización Mundial de la Salud (OMS 2022) afirma que no existe un nivel de Pb en sangre seguro. Concentraciones tan bajas como 5 $\mu\text{g/dL}$ también pueden causar daños a la salud. Los Centros para el Control y Prevención de Enfermedades de Estados Unidos (CDC) utilizan un valor referencial de Pb en sangre de 3.50 $\mu\text{g/dL}$ para identificar a niños con niveles altos de Pb y afirman que un nivel de Pb en sangre por debajo de este valor de referencia también puede causar daños (Tsoi et al. 2016, CDC 2021). Los niveles promedio de Pb en sangre en la población

del distrito Mi Perú fueron de 2.066 $\mu\text{g}/\text{dL}$ ($\text{DE} = 2.196$) en mujeres y 2.732 $\mu\text{g}/\text{dL}$ ($\text{DE} = 2.160$) en hombres (Chávez-Quispe 2018). La causa principal de contaminación por Pb en las personas del distrito es generada por la zona industrial de Ventanilla, donde el contaminante es transportado por el viento con dirección suroeste (DIGESA 2018, OEFA 2018).

Las estrategias de mitigación consideran que las concentraciones de Pb en suelo se distribuyen de manera homogénea; sin embargo, en las ciudades los metales pesados están muy relacionados con su localización espacial (Fu et al. 2022). Un plan de mitigación debe considerar identificar las ubicaciones con mayores concentraciones de Pb. La interpolación geoestadística contiene una serie de herramientas que permiten modelar la distribución espacial de metales pesados (Li et al. 2022). Kim et al. (2019) presentan resultados favorables utilizando kriging ordinario para obtener la distribución espacial del Pb. La ventaja de este método sobre otros radica en que sólo requiere la información de la variable y su posición en el espacio.

La evidencia sugiere que abordar la problemática de contaminación por Pb en el distrito Mi Perú requiere identificar si los niveles de Pb son homogéneos en toda el área de estudio o si existen sitios con niveles superiores a los recomendados que deben ser mitigados de forma específica. Por ello, se planteó determinar la distribución espacial de los niveles de Pb en el suelo del distrito Mi Perú. El mapa producido permitirá identificar adecuadamente el origen de la contaminación y formular planes para reducir su impacto sobre la población aledaña.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio abarca 50 ha dentro de la zona sur del distrito Mi Perú, de la provincia constitucional del Callao-Perú (Fig. 1; véase también el Cuadro C1 en el material complementario), y se ubica al norte y noreste de la zona industrial del distrito Ventanilla. El distrito Mi Perú cuenta en la actualidad con

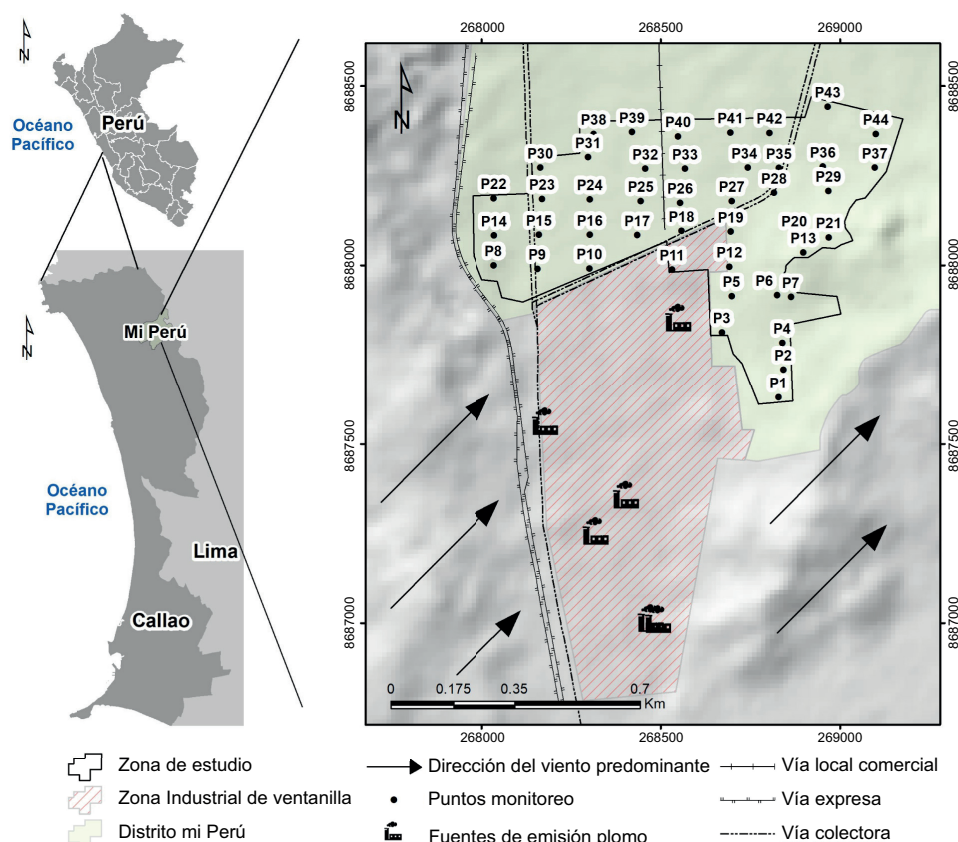


Fig 1. Ubicación de la zona de estudio.

62 mil pobladores situados en el casco urbano y en 44 asentamientos humanos en la periferia (DIRESA/GORE 2019, MDMP 2020). El clima se caracteriza por ser caluroso, húmedo y con escasas precipitaciones. Tiene una temperatura media anual de 19 a 20 °C, con una mínima de 6 °C durante el invierno y una máxima de 30 °C en verano (MCPNSMMP 2014). El distrito es afectado frecuentemente por lloviznas (con gotas de 0.5 mm de diámetro) que suelen ser de larga duración, pero de poca densidad (no mayor a 1 mm por hora). Esta precipitación varía desde 0.0 hasta 10 mm promedios mensuales, y en verano hay presencia de lluvias ocasionales (MDMP 2018). El distrito Mi Perú se encuentra a una altitud de 0 a 95 msnm y se considera como una llanura coluvio aluvial con pendientes que varían desde 5 % en el cercado y sus alrededores hasta 50 % en la parte alta de la zona norte y en el extremo este y sureste (MCPNSMMP 2014). La dinámica del viento en el área de estudio está fuertemente influenciada por la presencia de vientos alisios provenientes del suroeste (MDMP 2018), de acuerdo con estudios del Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA), la dirección predominante del viento en la zona de estudio proviene del suroeste (OEFA 2018, 2019, 2021).

La zona de estudio es un área urbana con vías locales en su mayoría (MPC 2010). En Perú, este tipo de vías se caracteriza por tener un flujo vehicular de 20 a 100 vehículos por hora. Además, cuenta con dos vías colectoras (MML 2001), las avenidas Cuzco y Víctor Haya de la Torre, en las cuales el flujo varía de 400 a 1200 vehículos por hora, y una vía local comercial, avenida Ayacucho, con 100 a 600 vehículos por hora, aproximadamente. Al oeste de Mi Perú se encuentra la vía expresa Néstor Gambeta, que se caracteriza por tener más flujo que el tipo de vías antes mencionadas, de 6000 a 7000 vehículos por hora. En Perú, el Pb en la gasolina 95 RON se prohibió en 1998; sin embargo, la gasolina 84 RON contó con una concentración baja de Pb hasta 2005, año a partir del cual se prohibió totalmente el Pb en todos los tipos de gasolina (MTC 1998, 2003).

Muestreo de suelos

El muestreo se realizó en febrero de 2020 (época de lluvias) mediante una rejilla irregular en función del viento predominante de la zona. Este proviene del suroeste, por lo que el muestreo se realizó al noreste del área industrial de Ventanilla. La ubicación de las muestras se ajustó a su accesibilidad. Se tomaron 44 muestras georreferenciadas en los sistemas de coordenadas UTM 18S y DATUM WGS84, con base en los lineamientos descritos por el Ministerio del

Ambiente del Perú para muestreo de identificación con áreas de 50 ha (MINAM 2014). La profundidad del muestreo fue de 5 cm (capa de contacto oral o dermal de contaminantes) y se extrajeron 600 g de suelo que fueron almacenados en bolsas de polietileno denso. De cada muestra se extrajeron 100 g para formar una muestra compuesta que fue enviada al laboratorio para realizar el análisis de caracterización promedio del área de estudio. Se utilizaron dos equipos receptores de posicionamiento global (GPS) modelo Map 64s y Oregon 750, de la marca Garmin, y la ubicación de las muestras en la zona de estudio se elaboró con el programa QGIS 3.16.14.

Análisis de suelos

El análisis de suelos de las 44 muestras georreferenciadas y la muestra compuesta se realizó en el Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Agua y Fertilizantes (LASPAF) de la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM).

Preparación de las muestras

Las muestras fueron secadas al aire bajo sombra a temperatura ambiente de 24 °C (SENAMHI 2023), y se tamizaron a 2 mm de diámetro, obteniéndose la tierra fina seca al aire. El método de extracción fue digestión húmeda. Se colocaron 5 g de tierra fina seca al aire, correspondiente a cada una de las muestras georreferencias, en un matraz Erlenmeyer y se adicionaron 20 mL de solución de ácido nítrico y ácido perclórico en proporción 5:1. El envase se calentó en la plancha de digestión, modelo Type 2200 de la marca Thermo Scientific, a 180-200 °C por 2 h, para acelerar la reacción y disolver todo el componente sólido. La solución fría se transfirió a una fiola y se aforó con 25 mL de agua desionizada. Se extrajo una alícuota de 1 mL y se mezcló con 9 mL de agua. Se tomaron en cuenta las recomendaciones de las guías de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos 3050B (US-EPA 1996) y 3051A (US-EPA 2007a), y los manuales de los equipos utilizados.

Determinación de la concentración de Pb total

La lectura de la concentración de Pb total de las muestras puntuales se realizó en un espectrofotómetro de absorción atómica marca Perkin Elmer AAnalyst 200, siguiendo las recomendaciones del método 7000B (US-EPA 2007b), así como las guías de manejo del equipo.

Para las lecturas de Pb se preparó una curva de calibración de 1, 2 y 3 mg Pb/L, siendo las absorbancias de 0.026, 0.053 y 0.057, respectivamente. El coeficiente de correlación de las curvas fue de 0.9965.

El límite de detección fue de 0.00674 y el límite de cuantificación de 0.0204. Se usó un blanco analítico para analizar todas las muestras.

Caracterización de la muestra compuesta

La muestra compuesta fue sometida a un análisis de caracterización física y química mediante los siguientes parámetros: pH con un potenciómetro Orion Star A111 marca Thermo Scientific, con una relación suelo agua 1:1; conductividad eléctrica (CE, dS/m) del extracto acuoso en la relación suelo agua 1:1 con un conductímetro modelo Orion Star A212 marca Thermo Scientific; carbono orgánico (CO, %) mediante el método de Walkley y Black, que consiste en la oxidación del carbono orgánico con dicromato de potasio; plomo total (Pb, mg/kg), cadmio total (Cd, mg/kg) y cromo total (Cr, mg/kg) con un espectrofotómetro de absorción atómica AAnalyst 200 marca Perkin Elmer.

Análisis de datos

El análisis de datos se realizó utilizando el lenguaje R v. 4.0.4 (RCT 2021) y consistió de cuatro etapas: 1) se comprobó si el nivel promedio de Pb en suelo era similar al límite establecido en el Estándar de Calidad Ambiental peruano utilizando la prueba Z; 2) se procedió a realizar un análisis exploratorio de datos para obtener las estadísticas de resumen y gráficos exploratorios como el histograma de frecuencias; 3) se evaluó la autocorrelación espacial mediante el índice de Moran y se interpolaron los datos para el área de estudio con kriging ordinario, y 4) se diseñó el mapa de Pb del suelo con el programa QGIS 3.16.14 usando como base el raster obtenido por interpolación del paso anterior.

Comprobación del Estándar de Calidad Ambiental del plomo (ECA-Pb)

La comparación entre el nivel medio de Pb del área de estudio y el límite establecido por el Estándar de Calidad Ambiental peruano se realizó con la prueba Z del paquete BSDA del lenguaje R. Se utilizó un valor medio de 140 mg/kg ($\mu = 140$), y una desviación estándar de 30 mg/kg ($s = 30$) para evaluar la hipótesis de que ambos valores son iguales (nivel de significancia $\alpha = 0.05$).

Análisis exploratorio de datos

Se calcularon los parámetros del resumen estadístico: media, mediana, mínimo, máximo y coeficiente de variabilidad para caracterizar los datos de Pb en la zona de estudio. Además, se realizó un histograma de frecuencias para identificar la forma de la distribución y la presencia de datos atípicos.

Autocorrelación espacial

Antes del análisis se realizó una identificación de los datos atípicos, considerándose que los contenidos de Pb mayores a 120 mg/kg podrían ser reemplazados por la media de los datos (51.74 mg/kg). Se evaluó la normalidad de los datos con la prueba de Anderson-Darling del paquete nortest para comprobar el supuesto requerido. Se aplicó la prueba de Moran (moran.mc del paquete spdep) para comprobar la autocorrelación espacial global del logaritmo del Pb. El índice fue diseñado para mostrar la dependencia espacial de las variables. Los valores positivos muestran la presencia de agrupamientos entre valores similares, en tanto que los negativos señalan que los valores altos y bajos tienden a aparecer juntos y valores cercanos a cero indican que no existe dependencia espacial (Zhang y Lin 2016). La prueba se ejecuta bajo la hipótesis nula de que los datos son variables aleatorias, independientes e idénticamente distribuidas (Li et al. 2007); es decir, bajo la presencia de aleatoriedad. Rechazar la hipótesis nula indica que existe autocorrelación espacial.

Interpolación

Para obtener la distribución espacial del Pb se procedió a calcular y graficar el semivariograma empírico utilizando el paquete gstat (Pebesma 2004). Primero se aplicaron regresiones lineales entre la variable respuesta y las coordenadas x , y para verificar si existía alguna asociación mediante el coeficiente estimado. De encontrarse asociación es necesario incluir la coordenada como predictor en el variograma. Se calcularon las distancias euclidianas y la varianza entre grupos de puntos georreferenciados en ubicaciones diferentes con la ecuación 1:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} \frac{1}{|N(h)|} \sum_{N(h)} (Y_{si} - Y_{sj})^2 \quad (1)$$

donde $\gamma(h)$ es el valor de la semivarianza, $N(h)$ es el número de pares de puntos separados por una distancia euclidiana h y Y_{sij} son las concentraciones de Pb en las posiciones i y j , respectivamente.

Utilizando como base la forma descrita por la nube de puntos del variograma se ajustó al modelo exponencial, utilizando como valores iniciales de los parámetros pepita (C_0) de 239.35, rango (R) de 637.82 m y meseta ($C_0 + C$) de 607.82, igual al valor de la varianza total de la concentración de Pb. La estimación de los parámetros para el variograma se realizó utilizando el método propuesto por Cressie y Hawkins (1980) para datos asimétricos, implementado con el paquete gstat. Los parámetros son reportados automáticamente por la función fit.variogram de gstat. El modelo fue caracterizado con base en su

coeficiente de determinación (R^2) calculado como 1 menos la relación entre los residuos cuadrados ponderados (SSE) y la suma total de los cuadrados ponderados (SST), ambos obtenidos directamente del modelo variograma resultante con el paquete gstat.

$$R^2 = 1 - \frac{SSE}{SST} \quad (2)$$

La interpolación de datos se realizó utilizando kriging ordinario considerando una búsqueda de 25 m para cada ubicación y el modelo variograma exponencial ajustado, utilizando la ecuación 3:

$$\gamma(so) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Y_{si} \quad (3)$$

donde $\gamma(so)$ es la predicción de la concentración de Pb en la ubicación nueva (so), λ_i es la ponderación calculada para la ubicación i , Y_{si} es el valor de la concentración de Pb en la ubicación i , y n es el número de muestras. El resultado fue una predicción media y una varianza por cada pixel del ráster obtenido.

Diseño del mapa

El resultado obtenido con kriging ordinario fueron los rásteres para el contenido medio de Pb y la varianza producida por el modelo con una resolución de 5 m. Estos valores fueron proyectados cartográficamente a UTM zona 18S con el sistema datum WGS84 (EPSG 32718). Se utilizó el módulo de composición de impresión del programa QGIS 3.16.14 y la edición de simbología para la producción final de los mapas presentados.

RESULTADOS

Concentración total de Pb en suelo

Resumen estadístico

Para la prueba de Moran se eliminaron los datos atípicos. El índice de Moran tuvo un valor de 0.04 y no se cuenta con suficiente evidencia estadística para rechazar la hipótesis nula (p -valor = 0.32), es decir, el patrón de distribución espacial del Pb en suelo es originado de forma global por procesos aleatorios (Xiao et al. 2018). Sin embargo, la existencia de ubicaciones con valores muy alejados del promedio ($Pb > 80$ mg/kg; **Fig. 2**) sugiere la existencia de una autocorrelación espacial débil que no pudo ser identificada con el índice de Moran. Gao et al. (2016) señalan que valores positivos cercanos a cero del índice se deben a una autocorrelación espacial débil. Esta característica se presenta en otros estudios sobre distribución espacial de Pb como el de Wu et al. (2010).

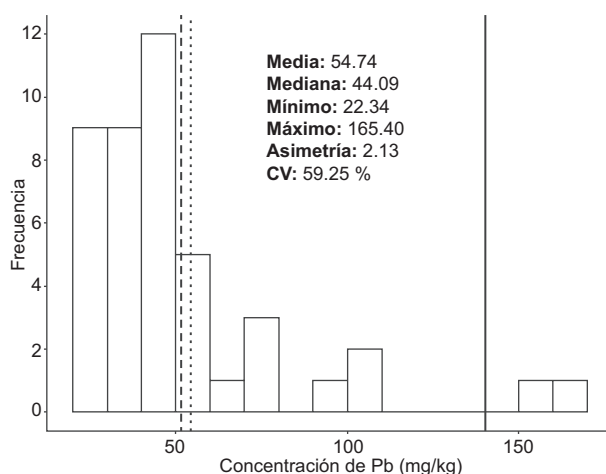


Fig. 2. Histograma de frecuencias de la concentración total de Pb en suelo. La línea intermitente indica el valor medio del Pb, la línea punteada el valor medio de Pb a nivel mundial (54.5 mg/kg) y la línea completa el valor establecido por el estándar de calidad ambiental peruano. Se agregan los parámetros estadísticos de resumen, incluyendo el coeficiente de variabilidad (CV).

Los coeficientes (beta) obtenidos por regresión lineal entre el contenido de Pb y las coordenadas x , y resultaron ser no significativos, por lo que fue innecesario incorporar las coordenadas x , y como predictores del variograma (véanse la **Fig. C1** y el **Cuadro CII** en el material complementario). El variograma se ajustó a un modelo esférico ($R^2 = 0.93$) donde la meseta parcial representa el 60.6 % de la varianza total, es decir, existe una moderada estructura espacial (**Cuadro I**). La representación gráfica del variograma (**Fig. 3**) muestra que los datos alcanzan la meseta o varianza total a un rango de 607.76 m. La estructura espacial (**Fig. 4**) demuestra que la autocorrelación espacial es localizada y se presenta en la zona noreste y suroeste del área de estudio. Los resultados de Atteia et al. (1994) y Pang et al. (2011) demuestran que la contaminación por Pb debida a actividades antrópicas ocurre de forma localizada puntualmente o en pequeños bloques.

La interpolación con kriging ordinario permitió estimar los datos en sitios no medidos del área de estudio (**Fig. 4**). El área de estudio se caracteriza por colindar al suroeste con las industrias que emiten Pb debido a sus procesos productivos, como la fundición o fabricación de baterías (DIGESA 2018). El Pb es emitido a través de chimeneas y la fuerza del viento lo dispersa en la atmósfera; luego tiende a precipitarse y almacenarse en el suelo (Wark y Warner 2013). Debido a que los vientos predominantes de la zona provienen del suroeste (DIGESA 2018, OEFA 2018),

CUADRO I. PARÁMETROS DEL SEMIVARIOGRAMA ESFÉRICO.

Parámetros	Valores	%
Pepita o varianza al azar (C_0)	239.35	39.4
Meseta parcial o varianza estructural (C)	368.41	60.6
Meseta o varianza total (C_0+C)	607.76	100
Rango o distancia a la cual se alcanza la máxima varianza (R)	637.82	---
Coefficiente de determinación (R^2)	0.93	---

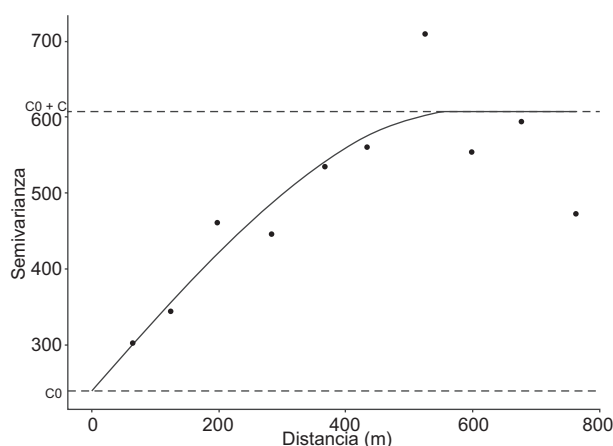


Fig 3. Semivariograma experimental esférico ($R^2 = 0.93$) de la distribución espacial del Pb en el suelo del distrito Mi Perú. Las líneas punteadas muestran los parámetros efecto pepita (C_0) y meseta (C_0+C) del variograma.

los puntos de muestreo que registraron mayores concentraciones de Pb se encuentran hacia el noreste de la zona industrial de Ventanilla; por ejemplo, el punto de muestreo P44 (**Fig. 1**) tiene una concentración alta (165.4 mg/kg) muy superior al valor medio. Se observa un comportamiento similar en los puntos de muestreo P3 (153.4 mg/kg), P5 (70.3 mg/kg), P11 (94.7 mg/kg) y P18 (71 mg/kg), los cuales se encuentran cercanos a la zona industrial. Además, en el mismo sector existe mayor ocurrencia de zonas con valores entre 50 y 100 mg/kg, lo que sugiere que la acción del viento está relacionada con la acumulación de Pb en el suelo.

Sin embargo, la dirección y acción del viento no son los únicos factores determinantes en la distribución del Pb en suelo. Quizá al realizar más muestreos en el barlovento de la zona industrial podría observarse una distribución más clara hacia el noreste. En el área periférica a la zona industrial, que rodea al punto de muestreo P3 (153.4 mg/kg), la Dirección General de Salud Ambiental (DIGESA) reportó concentraciones de Pb de 105 mg/kg (DIGESA 2018) en 2017. La concentración de Pb en esta zona aumentó de 105 a

153.4 mg/kg, lo que indican un incremento de la concentración de Pb entre 2017 y 2019. Es decir, a pesar de contar con acciones de control implementadas por el OEFA, los mecanismos son insuficientes y es necesario implementar nuevas estrategias de mitigación.

La concentración más alta del área de estudio se encuentra ubicada en un campo de fútbol (punto de muestreo P44). La dispersión del Pb en el aire depende no sólo de la distancia a la fuente de emisión, sino también de la velocidad y dirección del viento, la topografía circundante y la estabilidad atmosférica cerca de la superficie (Little y Wiffen 1978, Ren et al. 2021). Se ha reportado que las concentraciones de Pb en suelo tienden a ser más altas en parques infantiles debido a que la cobertura vegetal reduce la acción del viento y permite la acumulación de Pb en suelos superficiales (Peng et al. 2019). El campo de fútbol es un área extensa sin obstáculos en la superficie; es decir, hay menos turbulencia atmosférica, lo cual genera mayor acumulación de contaminantes en el aire y esto podría favorecer la sedimentación de los componentes más pesados del aire, provocando la acumulación de Pb a lo largo de los años. Es decir, las características del campo de fútbol podrían favorecer el incremento de la concentración de Pb en P44.

Por otro lado, en la **figura 4** se puede observar como la vía colectora Cuzco atraviesa el área de estudio, desde el suroeste hasta el límite noreste. Cabe resaltar que los automóviles también emiten Pb debido al desgaste de los frenos y llantas; además, el Pb se encuentra en las baterías de los automóviles y como aditivo en el óleo lubricante (Jahandari 2020, Sager 2020, Verma et al. 2020, Vithanage 2022); por lo tanto, el alto flujo vehicular (de 400 a 1200 vehículos por hora) en la avenida Cuzco podría ser un factor importante en la presencia de altas concentraciones de Pb a lo largo del transecto suroeste-noreste del área de estudio, especialmente en los puntos alejados de la zona industrial. Debido a la baja cantidad de datos no fue posible realizar un semivariograma direccional para evaluar estadísticamente si existe una relación débil de la distribución del Pb con la dirección suroeste.

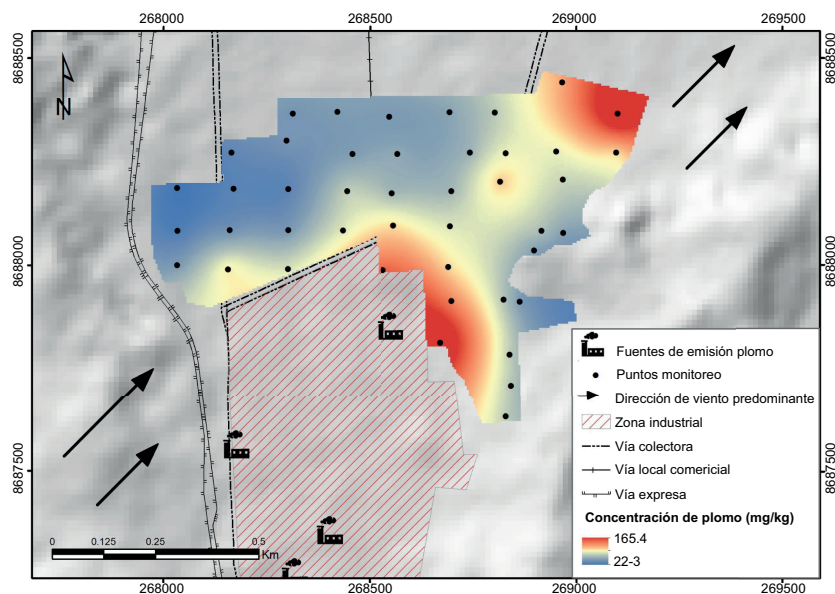


Fig 4. Distribución espacial del Pb en el suelo del distrito Mi Perú.

Análisis de la composición del suelo

La concentración total de Pb en la muestra compuesta es de 44.23 mg/kg, la de Cd es de 2.62 mg/kg y la de Cr es de 4.22 mg/kg. Ningún metal pesado excede el estándar de calidad ambiental peruano de suelo para uso residencial o agrícola. Los resultados del análisis químico del suelo de la muestra compuesta se muestran en el **cuadro II**.

El análisis de la muestra compuesta indicó que el suelo del área de estudio es moderadamente alcalino, ya que tiene un pH de 7.89. Este parámetro influye en la capacidad de adsorción del Pb en los componentes del suelo. Al existir más aniones (OH^-) en la solución, las cargas superficiales del suelo serán negativas, lo que genera mayor afinidad por los cationes de Pb (Jiménez-Ballesta 2017, Ahmed et al. 2019). Por lo tanto, los iones de este metal en la solución podrían adsorberse a las superficies o precipitarse como fosfatos y carbonatos de Pb, dependiendo de si es una solución básica o ácida (Rodríguez-Eugenio et al. 2019).

CUADRO II. ANÁLISIS DE LA MUESTRA COMPUESTA.

Parámetro	Resultado
Potencial de hidrógeno	7.89
Conductividad eléctrica	12.35 dS/m
Carbono orgánico	0.12 %
Plomo total	44.23 mg/kg
Cadmio total	2.62 mg/kg
Cromo total	4.22 mg/kg

La concentración de materia orgánica (MO) en el suelo es de 0.21 %, la cual es considerada baja. La MO tiene una alta capacidad de adsorción específica por el Pb y puede inmovilizarlo mediante enlaces de coordinación, formando complejos orgánico-metálicos (Salomons y Stigliani 1995, Galán-Huertos y Romero-Baena 2008, Jiménez-Ballesta 2017). Según Kushwaha et al. (2018), los complejos de Pb con óxidos hidratados o con iones carbonato o fosfato se precipitan en suelo con una concentración baja de MO y un pH que varía entre 6 y 8. Puede que el césped presente en el punto de muestreo P44 haya inmovilizado y retenido el Pb en la capa superficial, dando como resultado una concentración de Pb que excede los 140 mg/kg, en comparación con los otros puntos de muestreo que no tenían cobertura vegetal.

Por otro lado, el suelo muestra una conductividad eléctrica de 12.35 dS/m, lo que significa que es fuertemente salino. Esto indica que hay una gran presencia de diversos cationes como sodio y magnesio, y de aniones como cloruros, carbonatos y sulfatos. Esta característica promueve la formación de complejos metal-carbonato (Rábago 2010) y la inmovilización del Pb presente en el suelo. La alta salinidad en suelos propicia que los metales formen complejos de alta estabilidad y solubilidad con cloruros (Cabañas-Mendoza et al. 2020). Estos aniones son usados como mecanismo de extracción de Pb para remediación de suelos contaminados (Yoo et al. 2016), ya que tienen impacto directo en la biodisponibilidad de metales, pudiendo formar sales insolubles como AgCl y PbCl_2 .

o complejos policlorados solubles como $\text{AgCl}_n^{(n-1)}$ y $\text{PbC}_n^{(n-2)}$ (Dołęgowska et al. 2022). Para confirmar la distribución y comportamiento del Pb se deben realizar análisis de la CE y otros complementarios en cada punto de muestreo, como de los precipitados y el potencial redox. Además, para conocer más a fondo la problemática en Mi Perú se recomienda realizar un muestreo con al menos 100 puntos, especiación y bioaccesibilidad del Pb, y determinar si las concentraciones representan un riesgo para la salud para los habitantes de Mi Perú.

CONCLUSIONES

En el suelo urbano del distrito Mi Perú, en la Provincia Constitucional del Callao, no existe contaminación generalizada por Pb, ya que solamente dos sitios excedieron la concentración de 140 mg/g establecida por el Estándar de Calidad Ambiental de Suelos de uso residencial peruano (ECA-suelo). La distribución espacial del Pb en la zona de estudio muestra que los puntos P3 y P44 presentan contaminación puntual que exceden el ECA-suelo, de manera que la contaminación existente es por bloques (P3 y P44). La elevada concentración de Pb en P3 podría deberse a su cercanía con la zona industrial del distrito de Ventanilla, donde existen empresas emisoras de Pb atmosférico. Además, en el P3 se detectó un aparente incremento de la concentración de Pb durante dos años, el cual puede deberse a que el relieve característico de la zona, así como la dirección del viento predominante, son factores importantes que influyen en la acumulación de Pb. Otro emisor relevante de Pb es el parque automotor, lo que podría haber influido en las elevadas concentraciones del punto P44. También hay que tener en cuenta que el alto contenido de MO pudo ser un factor importante en las altas concentraciones de Pb en este punto. Finalmente, no se pudo determinar si la distribución espacial del Pb fue dominada por la dirección del viento, ya que la densidad de datos fue insuficiente para ejecutar una variograma direccional.

Los resultados muestran que incrementar el número de muestras a por lo menos 100 permitiría mejorar el nivel de detalle del mapa resultante y comprobar si existe un efecto de la dirección del viento. Realizar un muestreo de mayor intensidad cerca de las ubicaciones P3 y P44, además de complementar los análisis considerando otras variables como pH, potencial redox, materia orgánica, especiación del Pb y determinación de la bioaccesibilidad del Pb, servirá para la formulación de mejores

indicadores que ayuden en la toma de decisiones de los futuros procesos de gestión de suelos contaminados en la zona de estudio.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su sincero agradecimiento al Comité de Vigilancia Ambiental del Distrito Mi Perú (COVIAC) y al arquitecto Víctor Castro Albarracín por su valioso apoyo durante la realización de esta investigación. Asimismo, extendemos nuestro agradecimiento al Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes (LASPAF) de la Universidad Nacional Agraria La Molina por su respaldo financiero, con el cual hizo posible la realización de este estudio.

REFERENCIAS

- Adimalla N. (2020). Heavy metals pollution assessment and its associated human health risk evaluation of urban soils from Indian cities: a review. *Environmental Geochemistry and Health* 42 (1), 173-190. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00324-4>
- Adriano D.C. (2001). Trace elements in terrestrial environments. Biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals. 2a ed. Springer, Nueva York, 867 pp. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-21510-5>
- Ahmed I.M., Helal A.A., El Aziz N.A., Gamal R., Shaker N.O. y Helal A.A. (2019). Influence of some organic ligands on the adsorption of lead by agricultural soil. *Arabian Journal of Chemistry* 12 (8), 2540-2547. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2015.03.012>
- Ashraf M.A., Maah M.J. y Yusoff I. (2014). Soil contamination, risk assessment and remediation. En: *Environmental risk assessment of soil contamination* (M.C. Hernandez, Ed.). IntechOpen, Londres, Reino Unido, pp. 1-56. <https://doi.org/10.5772/57287>
- ATSDR (2020). Toxicological profile for lead. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, Atlanta, EUA, 583 pp.
- Atteia O., Dubois J.P. y Webster R. (1994). Geostatistical analysis of soil contamination in the Swiss Jura. *Environmental Pollution* 86 (3), 315-327. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)90172-4](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)90172-4)
- Cabañas-Mendoza M.D.R., Santamaría J.M., Sauri-Duch, E. Escobedo-Gracia, Medrano R.M. y Andrade J.L. (2020). Salinity affects Pb and lead availability in two mangrove plant species. *Environmental Research Communications* 2 (6), 1-14. <https://doi.org/10.1088/2515-7620/ab9992>

- CDC (2021). Blood lead reference value. Centers for Disease Control and Prevention, EUA [en línea]. <https://www.cdc.gov/lead-prevention/php/data/blood-lead-surveillance.html> 20/03/2022
- Chávez-Quispe A. (2018). Determinación de niveles de plomo en pobladores adultos del asentamiento humano “Virgen de Guadalupe”, distrito Mi Perú, de la Provincia Constitucional del Callao. Tesis de Licenciatura. Facultad de Farmacia y Bioquímica, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú, 93 pp.
- Clay K., Portnykh M. y Severini E. (2019). The legacy lead deposition in soils and its impact on cognitive function in preschool-aged children in the United States. *Economics and Human Biology* 33, 181-192. <https://doi.org/10.1016/j.ehb.2019.03.001>
- Cressie N. y Hawkins D.M. (1980). Robust estimation of the variogram: I. *Journal of the International Association for Mathematical Geology* 12 (2), 115-125. <https://doi.org/10.1007/BF01035243>
- DIGESA (2018). Informe N° 009-2018/DCOVI/DIGESA. Resultados del monitoreo de la calidad de suelos en el distrito de Mi Perú, Provincia Constitucional del Callao, Agosto. Informe. Dirección General de Salud Ambiental e Inocuidad Alimentaria, Lima, Perú, 12 pp.
- Ding Q., Cheng G., Wang Y. y Zhuang D. (2016). Effects of natural factors on the spatial distribution of heavy metals in soils surrounding mining regions. *Science of The Total Environment* 578, 577-585. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.001>
- DIRESA/GORE (2019). Análisis de situación de salud. DIRESA Callao 2019. Dirección Regional de Salud del Callao y Gobierno Regional del Callao. Informe. Callao, Perú, 280 pp.
- Dolegowska S., Gałuszka A., Migaszewski Z.M. y Krzciuk K. (2022). Bioavailability of selected trace and rare earth elements to *Juncus effusus* L.: The potential role of de-icing chlorides in the roadside environment. *Plant and Soil* 472 (1-2), 641-658. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-05278-0>
- FAO/UNEP (2021). Global assessment of soil pollution. Food and Agriculture Organization of the United Nations/United Nations Environment Programme. Reporte. Roma, Italia, 84 pp. <https://doi.org/10.4060/cb4894en>
- Feng W., Guo Z., Xiao X., Peng C., Shi L., Ran H. y Xu W. (2019). Atmospheric deposition as a source of cadmium and lead to soil-rice system and associated risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 180, 160-167. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.04.090>
- Fu P., Yang Y. y Zou Y. (2022). Prediction of soil heavy metal distribution using geographically weighted regression kriging. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 108, 344-350. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03405-2>
- Galán-Huertos E. y Romero-Baena A. (2008). Contaminación de suelos por metales pesados. *Macla*, 10, 48-60.
- Gao Z., Fu W., Zhang M., Zhao K., Tunney H. y Guan Y. (2016). Potentially hazardous metals contamination in soil-rice system and its spatial variation in Shengzhou City, China. *Journal of Geochemical Exploration* 167, 62-69. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.05.006>
- Gąsiorek M., Kowalska J., Mazurek R. y Pająk M. (2017). Comprehensive assessment of heavy metal pollution in topsoil of historical urban park on an example of the Planty Park in Krakow (Poland). *Chemosphere* 179, 148-158. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.106>
- Jahandari A. (2020). Pollution status and human health risk assessments of selected heavy metals in urban dust of 16 cities in Iran. *Environmental Science and Pollution Research* 27 (18), 23094-23107. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08585-8>
- Jiménez-Ballesta R. (2017). Introducción a la contaminación de suelos. Mundi-Prensa, España, 604 pp.
- Kabata-Pendias A. (2010). Trace elements in soils and plants. 4a ed. CRC Press, Florida, EUA, 548 pp. <https://doi.org/10.1201/b10158>
- Kim H.-R., Kim K.-H., Yu S., Moniruzzaman M., Hwang S.-I., Lee G.-T. y Yun S.-T. (2019). Better assessment of the distribution of As and Pb in soils in a former smelting area, using ordinary co-kriging and sequential Gaussian co-simulation of portable X-ray fluorescence (PXRF) and ICP-AES data. *Geoderma* 341, 26-38. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.031>
- Kushwaha A., Hans N., Kumar S. y Rani R. (2018). A critical review on speciation, mobilization and toxicity of lead in soil-microbe-plant system and bioremediation strategies. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 147, 1035-1045. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.09.049>
- Li H., Calder C.A. y Cressie N. (2007). Beyond Moran's I: Testing for spatial dependence based on the spatial autoregressive model. *Geographical Analysis* 39 (4), 357-375. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.2007.00708.x>
- Li H., Liang F., Qin Z., Zhang J., Wang K. y Jiang M. (2022). Spatial distribution of heavy metals in soil based on kriging interpolation. *Memorias. Advances in Intelligent Data Analysis and Applications, Proceeding of the Sixth Euro-China Conference on Intelligent Data Analysis and Applications*. Arad, Romania, 15-18 de octubre, pp. 141-149. https://doi.org/10.1007/978-981-16-5036-9_16

- Little P. y Wiffen R.D. (1978). Emission and deposition of lead from motor exhausts. II. Airborne concentration, particle size and deposition of lead near motorways. *Atmospheric Environment* 12, 1331-1341. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(78\)90073-2](https://doi.org/10.1016/0004-6981(78)90073-2)
- MCPNSMMP (2014). Plan estratégico de desarrollo concertado del distrito de Mi Perú 2014-2024. Municipalidad del Centro Poblado Nuestra Señora de las Mercedes Mi Perú. Plan. Callao, Perú, 67 pp.
- MDMP (2018). Ordenanza N° 040-2017-MDMP. Aprueban el Plan de Desarrollo Concertado (PDC) del distrito de Mi Perú al 2030. Municipalidad Distrital de Mi Perú. *Diario El Peruano*, Lima, Perú, 29 de diciembre.
- MDMP (2020). Mi Perú. Municipalidad distrital Mi Perú [en línea]. <https://munimiperu.gob.pe/main/mi-peru/21/03/2023>
- MECP (2020). Human toxicology and air standards section, technical assessment and standards development branch. Ontario Ministry of the Environment, Conservation and Parks. Standards. Ontario, Canadá, 45 pp.
- MINAM (2014). Guía para el muestreo de suelos. Ministerio del Ambiente. Guía. Lima, Perú, 72 pp.
- MINAM (2017a). Decreto Supremo N° 003-2017-MINAM. Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para aire y establecen disposiciones complementarias. *Diario El Peruano*, Lima, Perú. 7 de junio.
- MINAM (2017b). Decreto Supremo N°011-2017-MINAM. Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelo. *Diario El Peruano*, Lima, Perú. 2 de diciembre.
- MML (2001). Ordenanza N° 341-MML. Aprueban el Plano del Sistema Vial Metropolitano de Lima. Municipalidad Metropolitana de Lima. *Diario El Peruano*, Lima, Perú. 6 de diciembre.
- Morales J., Fuentes-Rivera J., Bax V., y Matta H.H. (2018). Niveles de plomo sanguíneo de un distrito del Callao. *Archivos Venezolanos de Farmacología y Terapéutica* 38 (2), 135-144.
- MPC (2010). Ordenanza Municipal N° 000068-2010. Plan de desarrollo urbano de la provincia constitucional del Callao 2011-2022. Municipalidad Provincial del Callao. *Diario El Peruano*, Lima, Perú. 30 de diciembre.
- MTC (1998). Decreto Supremo N°019-1998-MTC. Disponen eliminar del mercado la oferta de Gasolina 95 RON con plomo y reducir el límite máximo de contenido de plomo en la Gasolina 84 RON. Ministerio de Transportes y Comunicaciones. Decreto Supremo, Lima, Perú, 13 de julio.
- MTC (2003). Decreto Supremo N° 034-2003-MTC. Decreto supremo que suspende obligación contenida en el D.S. N° 019-1998-MTC. Ministerio de Transportes y Comunicaciones. *Diario El Peruano*, Lima, Perú, 1 de julio.
- OEFA (2018). Informe N° 373-2018-OEFA/DEAM-STEC. Vigilancia ambiental de la calidad de aire realizada en el ámbito de la zona industrial de Ventanilla-Mi Perú, en los distritos Ventanilla y Mi Perú, Provincia Constitucional del Callao en noviembre de 2018. Dirección de Evaluación Ambiental, Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental. Reporte. Lima, Perú, 184 pp.
- OEFA (2019). Informe N° 00358-2019-OEFA/DEAM-STEC. Vigilancia ambiental de calidad del aire realizado en el ámbito de la zona industrial de Ventanilla y distrito de Mi Perú, 2019. Dirección de Evaluación Ambiental. Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental. Informe. Lima, Perú, 77 pp.
- OEFA (2021). Reporte N° 00009-2021-OEFA/DEAM-STEC. Evaluación ambiental de seguimiento de la calidad del aire en el ámbito de la zona industrial de Ventanilla-Mi Perú ubicada en los distritos Ventanilla y Mi Perú, provincia Constitucional del Callao, de enero a noviembre de 2021. Dirección de Evaluación Ambiental. Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental. Reporte. Lima, Perú, 29 pp.
- OMS (2022). Intoxicación por plomo [en línea]. Organización Mundial de la Salud [en línea]. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health> 10/04/2022
- Pang S., Li T.X., Zhang X.F., Wang Y.D. y Yu H.Y. (2011). Spatial variability of cropland lead and its influencing factors: A case study in Shuangliu county, Sichuan province, China. *Geoderma* 162 (3-4), 223-230. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.01.002>
- Pebesma E.J. (2004). Multivariable geostatistics in S: The gstat package. *Computers and Geosciences* 30 (7), 683-691. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2004.03.012>
- Peng T., O'Connor D., Zhao B., Jin Y., Zhang Y., Tian L., Zheng N., Li X. y Hou D. (2019). Spatial distribution of lead contamination in soil and equipment dust at children's playgrounds in Beijing, China. *Environmental Pollution* 245, 363-370. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.011>
- Qin G., Niu Z., Yu J., Li Z., Ma J. y Xiang P. (2021). Soil heavy metal pollution and food safety in China: Effects, sources and removing technology. *Chemosphere* 267, 129205. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129205>
- RCT (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Core Team [en línea]. <https://www.r-project.org/> 04/06/2021
- Rábago I. (2010). Capacidad de amortiguación de la contaminación por plomo y por cadmio en suelos de la Comunidad de Madrid. Tesis de Doctorado. Facultad de Farmacia, Universidad Complutense de Madrid, Madrid, España, 285 pp.

- Ren Y., Zhang H., Zhang X., Wei W., Li Q., Wu B., Cai X., Song Y., Kang L. y Zhu T. (2021). Turbulence barrier effect during heavy haze pollution events. *Science of The Total Environment* 753, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142286>
- Rodríguez-Eugenio N., McLaughlin M. y Pennock D. (2019). *La contaminación del suelo: una realidad oculta*. Roma, Italia, 132 pp.
- Sager M. (2020). Urban soils and road dust—Civilization effects and metal pollution—A review. *Environments* 7 (11), 1-65. <https://doi.org/10.3390/environments7110098>
- Salomons W. y Stigliani W.M. (1995). *Biogeodynamics of pollutants in soils and sediments*. Springer, Heidelberg, Alemania, 328 pp. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-79418-6>
- SENAMHI (2023). Estación: Von Humboldt, tipo automática-meteorológica 2. Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú [en línea]. https://www.senamhi.gob.pe/mapas/mapa-estaciones/_dat_esta_tipo.php?estaciones=472AC278 31/03/2023
- Stankwitz C., Kaste J.M. y Friedland A.J. (2012). Threshold increases in soil lead and mercury from tropospheric deposition across an elevational gradient. *Environmental Science and Technology* 46 (15), 8061-8068. <https://doi.org/10.1021/es204208w>
- Steinnes E. (2013). Lead. En: *Heavy metals in soils*, vol. 22 (Alloway B.J., Ed.). Springer, Dordrecht, Países Bajos, pp. 11-50. [https://doi.org/10.1016/s0165-9936\(96\)90032-1](https://doi.org/10.1016/s0165-9936(96)90032-1)
- Tsoi M.F., Cheung C.L., Cheung T.T. y Cheung B.M.Y. (2016). Continual decrease in blood lead level in Americans: United States National Health Nutrition and Examination Survey 1999-2014. *American Journal of Medicine* 129 (11), 1213-1218. <https://doi.org/10.1016/j.amjmed.2016.05.042>
- US-EPA (1996). Method 3050B. Acid digestion of sediments, sludges, and soils. United States Environmental Protection Agency. Manual. Washington DC, EUA, 12 pp.
- US-EPA (2007a). Method 3051. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, and oil. United States Environmental Protection Agency. Manual. Washington DC, EUA, 30 pp.
- US-EPA (2007b). Method 7000B. Flame atomic absorption spectrophotometry. United States Environmental Protection Agency. Manual. Washington DC, EUA, 23 pp.
- Verma A., Kumar R. y Yadav S. (2020). Distribution, pollution levels, toxicity, and health risk assessment of metals in surface dust from Bhiwadi industrial area in North India. *Human and Ecological Risk Assessment* 26 (8), 2091-2111. <https://doi.org/10.1080/10807039.2019.1650328>
- Vithanage M., Bandara P.C., Novo L.A.B., Kumar A., Ambade B., Naveendrakumar G., Ranagalage M. y Magana-Arachchi D.N. (2022). Deposition of trace metals associated with atmospheric particulate matter: Environmental fate and health risk assessment. *Chemosphere* 303 (P3), 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135051>
- Wani A.L., Ara A. y Usmani J.A. (2015). Lead toxicity: A review. *Interdisciplinary Toxicology* 8 (2), 55-64. <https://doi.org/10.1515/intox-2015-0009>
- Wark K. y Warner C.F. (2013). *Contaminación del aire: origen y control*. Limusa, México DF, México, 650 pp.
- Weil R.R. y Brady N.C. (2017). *Nature and properties of soils*. 15a ed. Pearson, Nueva York, EUA, 1104 pp.
- Wu J., Edwards R., He X., Liu Z. y Kleinman M. (2010). Spatial analysis of bioavailable soil lead concentrations in Los Angeles, California. *Environmental Research* 110 (4), 309-317. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2010.02.004>
- Xiao G., Hu Y., Li N. y Yang D. (2018). Spatial autocorrelation analysis of monitoring data of heavy metals in rice in China. *Food Control* 89, 32-37. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2018.01.032>
- Yoo J.C., Shin Y.J., Kim E.J., Yang J.S. y Baek K. (2016). Extraction mechanism of lead from shooting range soil by ferric salts. *Process Safety and Environmental Protection* 103, 174-182. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.07.002>
- Zhang T. y Lin G. (2016). On Moran's I coefficient under heterogeneity. *Computational Statistics and Data Analysis* 95, 83-94. <https://doi.org/10.1016/j.csda.2015.09.010>
- Zhang X., Zha T., Guo X., Meng G. y Zhou J. (2018). Spatial distribution of metal pollution of soils of Chinese provincial capital cities. *Science of The Total Environment* 643, 1502-1513. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.177>

MATERIAL COMPLEMENTARIO

CUADRO CI. CONCENTRACIONES DE PLOMO TOTAL.

Punto de muestreo	Concentración de plomo (mg/kg)	Coordenadas UTM	
		Este	Sur
P1	45.82	268829	8687631
P2	42.37	268842	8687709
P3	153.42	268671	8687813
P4	40.93	268839	8687784
P5	70.26	268698	8687914
P6	49.88	268825	8687917
P7	26.09	268864	8687912
P8	29.76	268033	8688000
P9	101.4	268156	8687990
P10	46.51	268301	8687991
P11	94.73	268532	8687988
P12	54.15	268691	8687996
P13	31.49	268898	8688036
P14	22.34	268034	8688083
P15	27.37	268160	8688085
P16	27.48	268302	8688085
P17	47.32	268434	8688084
P18	71	268558	8688096
P19	55.47	268695	8688094
P20	62.64	268916	8688083
P21	35.08	268969	8688078
P22	26	268033	8688187
P23	36.43	268169	8688185
P24	29.01	268302	8688184
P25	70.03	268444	8688179
P26	28.39	268554	8688174
P27	33.6	268698	8688179
P28	104.46	268816	8688202
P29	49.46	268968	8688207
P30	34.71	268164	8688272
P31	48.73	268297	8688301
P32	34.99	268457	8688269
P33	52.94	268568	8688269
P34	32.94	268743	8688272
P35	58.08	268830	8688271
P36	46.37	268952	8688275
P37	27.04	269097	8688272
P38	33.58	268313	8688366
P39	41.94	268420	8688371
P40	40.79	268548	8688359
P41	39.47	268694	8688370
P42	46.54	268803	8688369
P43	59.93	268966	8688442
P44	165.4	269100	8688366

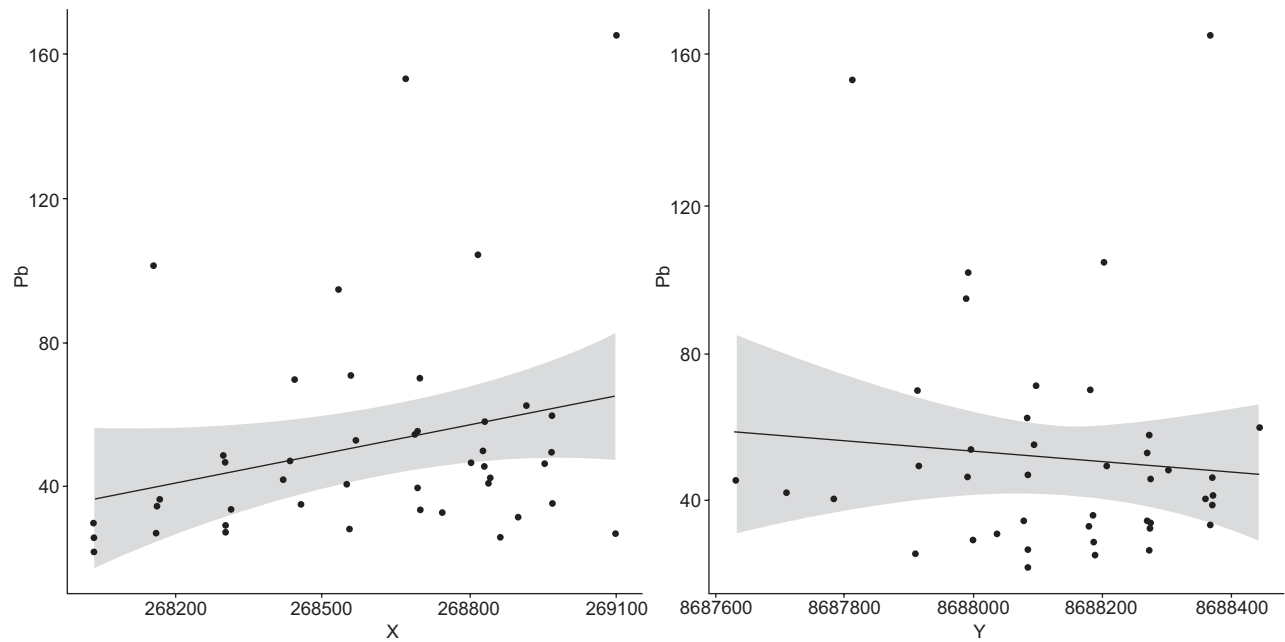


Fig. C1. Gráfico de dispersión entre el logaritmo del Pb y las coordenadas x, y . Los gráficos muestran que existe una tendencia, sin embargo, el resultado estadístico la descarta.

CUADRO CII. MODELO DE REGRESIÓN LINEAL SIMPLE ENTRE EL LOGARITMO DEL PB Y LAS COORDENADAS x, y .

Variable	Estimado	Error estándar	Valor t	p-valor
$\log(\text{Pb}) = \text{intercepto} + \beta x \text{ (R}^2 = 0.07\text{)}$				
Intercepto	-7093	4015	-1.766	0.0846
β de x	0.026	0.0149	1.779	0.0824
$\log(\text{Pb}) = \text{intercepto} + \beta y \text{ (R}^2 = 0.007\text{)}$				
Intercepto	114500	216800	0.528	0.60
β de y	-0.0132	0.0249	-0.528	0.60