



UNIVERSIDAD POLITÉCNICA SALESIANA

SEDE QUITO

CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

**EVALUACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE METALES
PESADOS EN EL POLVO URBANO DE PARQUEADEROS CERRADOS Y
SEMICERRADOS DE CENTROS COMERCIALES Y MUNICIPALES DEL
DISTRITO METROPOLITANO DE QUITO, 2025**

Trabajo de Titulación previo a la obtención del
Título de Ingeniero Ambiental

AUTOR: PAULO ALESSANDRO TOAPANTA PADILLA

TUTOR: ALEXANDRA KARINA PAZMIÑO PACHECO

Quito - Ecuador

2026

CERTIFICADO DE RESPONSABILIDAD Y AUTORÍA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Yo, Paulo Alessandro Toapanta Padilla con documento de identificación N° 1755214911 manifiesto que:

Soy el autor responsable del presente trabajo; y, autorizo a que sin fines de lucro la Universidad Politécnica Salesiana pueda usar, difundir, reproducir o publicar de manera total o parcial el presente trabajo de titulación.

Quito, 15 de abril del año 2026

Atentamente,



Paulo Alessandro Toapanta Padilla
1755214911

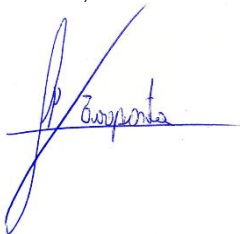
**CERTIFICADO DE CESIÓN DE DERECHOS DE AUTOR DEL TRABAJO DE
TITULACIÓN A LA UNIVERSIDAD POLITÉCNICA SALESIANA**

Yo, Paulo Alessandro Toapanta Padilla con documento de identificación N° 1755214911 , expreso mi voluntad y por medio del presente documento cedo a la Universidad Politécnica Salesiana la titularidad sobre los derechos patrimoniales en virtud de que soy autor del Trabajo Experimental: “Evaluación de la concentración y distribución de metales pesados en el polvo urbano de parqueaderos cerrados y semicerrados de centros comerciales y municipales del Distrito Metropolitano de Quito”, el cual ha sido desarrollado para optar por el título de Ingeniero Ambiental, en la Universidad Politécnica Salesiana, quedando la Universidad facultada para ejercer plenamente los derechos cedidos anteriormente.

En concordancia con lo manifestado, suscribo este documento en el momento que hago la entrega del trabajo final en formato digital a la Biblioteca de la Universidad Politécnica Salesiana.

Quito, 15 de abril del año 2026

Atentamente,



Paulo Alessandro Toapanta Padilla
1755214911

CERTIFICADO DE DIRECCIÓN DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Yo, Alexandra Karina Pazmiño Pacheco con documento de identificación N° 0602739484, docente de la Universidad Politécnica Salesiana, declaro que bajo mi tutoría fue desarrollado el trabajo de titulación: EVALUACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE METALES PESADOS EN EL POLVO URBANO DE PARQUEADEROS CERRADOS Y SEMICERRADOS DE CENTROS COMERCIALES Y MUNICIPALES DEL DISTRITO METROPOLITANO DE QUITO, realizado por Paulo Alessandro Toapanta Padilla con documento de identificación N° 1755214911, obteniendo como resultado final el trabajo de titulación bajo la opción Trabajo Experimental que cumple con todos los requisitos determinados por la Universidad Politécnica Salesiana.

Quito, 15 de abril del año 2025

Atentamente,



Dra. Alexandra Karina Pazmiño Pacheco, M.S.c.
0602739484

DEDICATORIA

Con todo mi amor.

Dedico este trabajo a mis padres, por ser quienes nunca me permitieron rendirme y por su apoyo incondicional a lo largo de mi formación.

A mis abuelos paternos y maternos, por ser mi mayor inspiración en este proceso académico y por sus sabios consejos.

Asimismo, dedico este logro a cada uno de los miembros de mi familia materna y paterna, por su acompañamiento y valiosos consejos a lo largo de este camino.

De manera especial, dedico este logro a Jorge Alexander Rosero Meza, quien siempre me impulsó en mi trayectoria académica y que, aunque ya no esté presente, fue uno de los primeros motores en mi vida para alcanzar este objetivo.

AGRADECIMIENTO

En primer lugar, agradezco a Dios por permitirme cumplir este objetivo en mi vida. Expreso mi sincero agradecimiento a todas las personas que formaron parte de mi proceso académico. A mi padre y a mis abuelos paternos, por su apoyo moral, emocional y económico, fundamentales para salir adelante. A mi madre, por sus consejos llenos de sabiduría y amor, que me acompañaron en todo momento.

De manera especial, agradezco a mi tutora de tesis, Dra. Alexandra Karina Pazmiño, por su paciencia, dedicación y guía durante todo mi proceso académico, las cuales fueron piezas clave para la culminación de esta investigación. Asimismo, expreso mi agradecimiento al Ing. Carlos Vélez, por su disposición, tiempo y valiosa ayuda en el desarrollo de este trabajo.

A mi tía Francisca, por estar siempre predispuesta a ayudarme en cualquier aspecto académico. A mi primo Gian, por su apoyo constante y por estar presente a lo largo de este proceso. A mis compañeros de clase, Christian y Renata, por forjar una valiosa amistad durante esta etapa académica. Finalmente, agradezco a todos mis amigos, quienes siempre estuvieron pendientes, brindándome ánimo e interés por el desarrollo de mi proceso académico.

ÍNDICE DE CONTENIDO

RESUMEN.....	xvi
ABSTRACT	xviii
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Problema.....	3
1.2. Justificación.....	4
1.3. Objetivos	5
1.3.1 General	5
1.3.2 Específicos	5
2. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA.....	6
2.1. Polvo Urbano.....	6
2.2. Fuentes de Contaminación en Parqueaderos Cerrados y Semicerrados.....	7
2.3. Contaminación del aire.....	8
2.4. Potencial de hidrógeno	9
2.5. Granulometría.....	9
2.6. Conductividad eléctrica.....	9
2.6.1 Definición y presencia ambiental de los metales pesados.....	9
2.7. Efectos ambientales y toxicológicos	10
2.8. Plomo	10
2.9. Cadmio	11
2.10. Espectrometría de absorción atómica (AAS)	11
2.11. Marco normativo y criterios de referencia	11

3.	MATERIALES Y MÉTODOS	13
3.1.	Materiales	13
3.2.	Variables de investigación	13
3.2.1	Variables independientes.....	13
3.2.2	Variables dependientes.....	14
3.2.3	Materiales y equipos de campo	14
3.2.4	Materiales fase de laboratorio	15
3.3.	Métodos.....	16
3.3.1	Selección del Área de Estudio.....	16
3.3.2	Reconocimiento de Área de Estudio	17
3.3.3	Área de Estudio y Muestreo	18
3.3.4	Granulometría.....	19
3.3.5	Potencial de hidrogeno	20
3.3.6	Conductividad eléctrica.....	20
3.3.7	Metales Pesados	21
3.3.8	Curvas de Calibración para Plomo y Cadmio	21
3.3.9	Plomo	22
3.3.10	Cadmio	23
3.4.	Análisis estadístico.....	25
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	26
4.1.	Análisis descriptivo	26
4.2.	Análisis inferencial.....	31
4.3.	Discusión.....	37

5.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	43
5.1.	Conclusiones	43
5.2.	Recomendaciones.....	44
6.	BIBLIOGRAFÍA.....	45
7.	ANEXOS.....	53

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Variables independientes.....	13
Tabla 2 Variables dependientes.....	14
Tabla 3 Materiales y equipos a utilizar en fase de campo.....	14
Tabla 4 Materiales, equipos y reactivos a utilizar en el laboratorio.....	15
Tabla 5 Parqueaderos seleccionados	16
Tabla 6 Porcentaje retenido por tamiz en cada sector.....	19
Tabla 7 Solución estándar para plomo	22
Tabla 8 Solución estándar para cadmio.....	24
Tabla 9 Estadísticos descriptivos de Pb, pH y conductividad eléctrica	26
Tabla 10 Análisis de varianza (ANOVA) para la concentración de Pb por localidad	32
Tabla 11 Resultados de la prueba de Kruskal–Wallis para Pb, pH y CE.....	33
Tabla 12 Comparaciones post-hoc de Dunn con corrección de Bonferroni para CE.....	35

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Mapa de división sectorial del DMQ.....	17
Figura 2 Curva Calibración Plomo	23
Figura 3 Curva Calibración Cadmio	24
Figura 4 Boxplot de la concentración de plomo (Pb) por localidad	28
Figura 5 Boxplot del pH por localidad.....	29
Figura 6 Boxplot de la conductividad eléctrica (CE) por localidad.....	30
Figura 7 Concentración de plomo (Pb) por parqueadero	31
Figura 8 Matriz de correlación de Spearman entre Pb, pH y CE.....	36

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Muestreo de polvo urbano	53
Anexo 2: Tamizaje muestras.....	53
Anexo 3: Tamiz utilizado	54
Anexo 4: Peso muestra polvo para adbsorción atómica	54
Anexo 5: Calibracion equipo de (AAS).....	55
Anexo 6: Muestras listas para análisis de metales pesados	55
Anexo 7: Análisis metales pesados	56

RESUMEN

La contaminación por metales pesados en el polvo urbano representa una problemática ambiental relevante en zonas con alta actividad vehicular, debido a su potencial impacto sobre la salud humana y el ambiente. En este contexto, el presente estudio evaluó la concentración y distribución de metales pesados en el polvo urbano recolectado en parqueaderos cerrados y semicerrados de centros comerciales y municipales del Distrito Metropolitano de Quito, con el fin de analizar su potencial como indicador de contaminación ambiental.

El estudio se desarrolló bajo un diseño descriptivo-comparativo. Se recolectaron un total de 36 muestras de polvo urbano en tres zonas de la ciudad (centro, norte y sur), considerando parqueaderos cerrados y semicerrados. Se analizaron las concentraciones de plomo (Pb), así como las propiedades fisicoquímicas del polvo urbano, específicamente el potencial de hidrógeno (pH) y la conductividad eléctrica (CE), mediante técnicas de laboratorio estandarizadas y análisis estadísticos comparativos.

Los resultados indicaron que las concentraciones de Pb se mantuvieron dentro de los límites establecidos por la normativa ambiental vigente, sin evidenciar diferencias estadísticamente significativas entre zonas ni entre tipos de parqueadero, lo que reflejó una distribución espacial homogénea a la escala del estudio. El pH del polvo urbano presentó valores neutros a ligeramente alcalinos y mostró un comportamiento similar entre los sitios evaluados, mientras que la conductividad eléctrica evidenció variabilidad entre las zonas urbanas analizadas, asociada a diferencias locales en la acumulación de sales solubles.

En términos generales, los resultados evidenciaron un bajo nivel de contaminación por plomo en los parqueaderos evaluados. No obstante, una limitación del estudio fue la escala espacial

y el número de sitios muestreados, por lo que se recomienda ampliar futuras investigaciones para fortalecer la representatividad de los resultados.

Palabras Clave: Polvo Urbano, Riesgo Ambiental, Metales Pesados, Contaminación ambiental.

ABSTRACT

Heavy metal contamination in urban dust represents a significant environmental problem in areas with high vehicle traffic due to its potential impact on human health and the environment. In this context, the present study evaluated the concentration and distribution of heavy metals in urban dust collected in closed and semi-closed parking lots of shopping centers and municipal buildings in the Metropolitan District of Quito, in order to analyze its potential as an indicator of environmental pollution.

The study was conducted using a descriptive-comparative design. A total of 36 urban dust samples were collected in three areas of the city (center, north, and south), considering closed and semi-closed parking lots. Lead (Pb) concentrations were analyzed, as well as the physicochemical properties of urban dust, specifically hydrogen potential (pH) and electrical conductivity (EC), using standardized laboratory techniques and comparative statistical analyses.

The results indicated that Pb concentrations remained within the limits established by current environmental regulations, with no statistically significant differences between areas or between types of parking lot, reflecting a homogeneous spatial distribution at the scale of the study. The pH of urban dust was neutral to slightly alkaline and showed similar behavior among the sites evaluated, while electrical conductivity showed variability among the urban areas analyzed, associated with local differences in the accumulation of soluble salts.

In general terms, the results showed a low level of lead contamination in the parking lots evaluated. However, a limitation of the study was the spatial scale and the number of sites sampled, so it is recommended that future research be expanded to strengthen the representativeness of the results.

Keys words: Urban dust, environmental risk, heavy metals, environmental pollution.

1. INTRODUCCIÓN

El aire limpio hoy en día es esencial para mantener la salud humana. La contaminación atmosférica continúa representando una de las principales amenazas ambientales a nivel mundial, provocando millones de muertes cada año y contribuyendo significativamente a la pérdida de años de vida saludable. La exposición a contaminantes presentes en el aire afecta gravemente al organismo, incluso en niveles considerados bajos, generando un riesgo comparable al de otros factores críticos como el tabaquismo o una alimentación deficiente (OMS, 2021).

La contaminación generada por el parque automotor representa una de las principales fuentes de metales pesados en zonas urbanas, más allá de los contaminantes gaseosos emitidos por la combustión de combustibles fósiles. Estas emisiones de origen vehicular constituyen un factor relevante de contaminación ambiental en ciudades con alta densidad de tráfico, contribuyendo a la presencia de elementos tóxicos en el ambientes y microambientes como el polvo urbano (Gupta, 2020). De la misma manera, según Trujillo-González et al. (2024), ha demostrado que el tráfico vehicular aporta de manera significativa a la presencia de metales pesados en polvo urbano a través de partículas asociadas al desgaste de frenos, neumáticos y superficies de pavimento, las cuales pueden transportar elementos como Pb, Cd, Cu, Zn y Ni hacia el ambiente urbano.

En el Distrito Metropolitano de Quito (DMQ), la presión vehicular constituye un factor relevante de contaminación urbana. En 2022, se incorporaron más de 17 000 vehículos nuevos al parque automotor de la ciudad, incrementando la intensidad del tráfico y la generación de material particulado asociado al desgaste vehicular. Estas condiciones favorecen la acumulación de contaminantes en ambientes urbanos cerrados y semicerrados, como los parqueaderos, donde la ventilación limitada puede intensificar la exposición a metales pesados (El Comercio, 2022).

La presencia de metales pesados en el ambiente urbano representa un riesgo para la salud humana y los ecosistemas, debido a su persistencia y capacidad de bioacumulación. Estos contaminantes, asociados principalmente a actividades antrópicas, pueden incorporarse al organismo por vías como la ingestión, inhalación o contacto dérmico, generando efectos tóxicos incluso a bajas concentraciones, especialmente en exposiciones crónicas (Aguilera et al., 2022).

Shahab et al. (2023) señalan que el polvo urbano presenta concentraciones elevadas de Cd y Pb, principalmente asociadas al tráfico vehicular y, en menor medida, a emisiones industriales, identificándose al plomo como un metal de alta relevancia toxicológica, especialmente para niños por ingestión de partículas.

En el contexto ecuatoriano, estudios realizados en la ciudad de Quito sobre material particulado respirable (PM₁₀) han evidenciado la presencia de metales pesados como Pb, Cd, Zn, Cu y Cr, asociados principalmente a fuentes vehiculares y otras actividades urbanas, lo que sugiere su acumulación en el polvo atmosférico de la ciudad (Mancheno et al., 2021), lo que justifica la necesidad de estudios específicos en ambientes urbanos cerrados y semicerrados del DMQ.

Los parqueaderos cerrados y semicerrados pueden considerarse microambientes urbanos debido a sus condiciones particulares de ventilación y circulación vehicular, en los cuales la limitada renovación del aire y el tránsito constante de vehículos favorecen la acumulación de contaminantes y la retención de partículas, incrementando el potencial de exposición humana y diferenciando estos espacios del aire exterior, lo que los convierte en entornos relevantes para la evaluación del riesgo ambiental y sanitario asociado a la actividad urbana (Oscullo & Llumiyinga, 2023).

La ciudad de Quito, debido a su topografía montañosa, presenta una marcada variabilidad en los flujos atmosféricos, lo que influye en la dispersión y acumulación de contaminantes

asociados a las actividades urbanas. En condiciones de estabilidad atmosférica e inversión térmica, estos contaminantes pueden concentrarse y favorecer la deposición de material particulado, contribuyendo a la formación de polvo urbano (Navas, 2020).

El polvo urbano depositado en estos espacios actúa como un reservorio de dichos contaminantes, incrementando el potencial de exposición humana a través de la inhalación, la ingestión accidental o el contacto dérmico (Shahab et al., 2023).

Por lo tanto, el objetivo del presente estudio es evaluar la concentración y distribución de metales pesados en el polvo urbano de parqueaderos cerrados y semicerrados de centros comerciales y municipales del DMQ, mediante técnicas de espectrometría para determinar su potencial como indicador de contaminación del riesgo ambiental.

1.1. Problema

Wang, Chao, et al. (2025) reportan que, aunque los metales pesados asociados al tráfico vehicular han sido evaluados en ambientes urbanos exteriores, la información sobre su concentración y distribución en el polvo superficial de espacios cerrados, como parqueaderos subterráneos, es limitada, evidenciando un vacío de conocimiento científico.

Sin embargo, se ha prestado poca atención a la evaluación de la concentración y distribución de metales pesados en el polvo urbano acumulado en espacios cerrados, como los parqueaderos subterráneos, a pesar de que estos presentan condiciones de ventilación limitada y alta concurrencia. En el DMQ, no se dispone de información específica que caracterice la presencia de metales pesados en el polvo urbano de parqueaderos, lo que evidencia un vacío interés mínimo en estos microambientes urbanos (Mitra et al., 2022).

En el DMQ, Mancheno et al. (2021) documentaron metales pesados asociados al tráfico en material particulado; sin embargo, no existen estudios que caractericen su concentración y distribución en el polvo urbano de parqueaderos cerrados y semicerrados locales.

Shi & Wang (2021) señalan que la exposición a metales pesados en ambientes interiores representa un riesgo para la salud humana. En este contexto, la falta de información sobre metales en el polvo urbano de parqueaderos limita la evaluación del riesgo ambiental y de la exposición potencial.

1.2. Justificación

El interés y la necesidad por estudiar el polvo urbano como indicador de contaminación por metales pesados en parqueaderos públicos y municipales del DMQ surge a partir de la evidencia científica que demuestra que las áreas con alta densidad de tráfico acumulan metales pesados en el polvo y en superficies de asfalto en comparación con el cemento o el suelo, lo que plantea posibles riesgos para la salud de las personas que frecuentan los mismos (Bautista & Gogichaishvili, 2024).

La información sobre la concentración y distribución de metales pesados en el polvo urbano de ambientes interiores es clave para la evaluación del riesgo ambiental y la exposición humana, ya que el polvo puede actuar como un reservorio de contaminantes. En espacios cerrados de uso frecuente, esta vía de exposición adquiere especial relevancia para la interpretación de posibles impactos en la salud y el apoyo a decisiones de gestión ambiental (Somsunun et al., 2023).

1.3. Objetivos

1.3.1 General

- Evaluar la concentración y distribución de metales pesados en el polvo urbano de parqueaderos cerrados y semicerrados de centros comerciales y municipales del DMQ, mediante técnicas de espectrometría para determinar su potencial como indicador de contaminación del riesgo ambiental.

1.3.2 Específicos

- Analizar las propiedades fisicoquímicas en muestras de polvo urbano recolectadas en parqueaderos cerrados y semicerrados seleccionados.
- Evaluar la concentración de metales pesados en muestras de polvo urbano mediante análisis por espectrofotometría de absorción atómica.
- Comparar, mediante análisis estadístico, los niveles de metales pesados en parqueaderos cerrados y semicerrados de centros comerciales y municipales, conforme a los límites máximos establecidos en la normativa ambiental vigente.

2. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA

2.1. Polvo Urbano

El polvo urbano constituye una matriz ambiental heterogénea formada por partículas sólidas de distintos tamaños que se depositan sobre superficies urbanas como calles, aceras y espacios interiores. Su composición refleja la interacción entre procesos naturales y actividades antrópicas, incluyendo la deposición atmosférica, el tránsito vehicular, el desgaste de materiales y las emisiones industriales. Debido a su capacidad para retener contaminantes, el polvo urbano actúa como un reservorio de sustancias potencialmente tóxicas y permite evaluar las condiciones ambientales locales (Cejudo Ruiz et al., 2022).

De acuerdo con Shahab et al. (2023) indican, que el polvo urbano contiene fracciones finas (PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1) con alta afinidad por metales pesados, que pueden permanecer depositadas y resuspenderse, favoreciendo la exposición humana por inhalación, ingestión accidental y contacto dérmico.

Según (Oscullo & Llumiyinga, 2023), en estudios realizados en estacionamientos del DMQ, la ventilación deficiente favorece la sedimentación de contaminantes no exhaustivos asociados al polvo urbano, elevando sus concentraciones por encima de límites considerados seguros y aumentando los riesgos para la salud por exposición prolongada.

Entre los espacios urbanos con mayor acumulación de polvo se encuentran los estacionamientos subterráneos cerrados, donde la circulación vehicular constante favorece la suspensión y acumulación de material particulado. Estos ambientes representan un riesgo ambiental considerable, y se ha demostrado que pueden influir negativamente en la salud humana, especialmente por la exposición prolongada a contaminantes presentes en el aire y las superficies (Oh et al., 2020).

Esta fundamentación teórica aborda los principales conceptos relacionados con la contaminación por metales pesados en entornos urbanos, con énfasis en el polvo urbano como matriz ambiental y en sus propiedades fisicoquímicas relevantes. Asimismo, se analizan las características de los parqueaderos cerrados y semicerrados como microambientes propensos a la acumulación de contaminantes, estableciendo la relación entre el polvo urbano, la presencia de metales pesados y las condiciones específicas de estos espacios. Los conceptos y antecedentes expuestos en esta sección sustentan el desarrollo metodológico y el análisis de resultados del trabajo realizado, orientado a evaluar el potencial riesgo ambiental asociado a la contaminación por metales pesados en el DMQ.

El polvo urbano superficial es una matriz ampliamente utilizada para evaluar la presencia de metales pesados en entornos urbanos, debido a su capacidad de retener contaminantes y a su estrecha relación con fuentes locales como el tráfico y la actividad industrial, un estudio en Turquía reportó concentraciones elevadas de Pb y Cd en polvo de calles, asociadas a riesgos significativos para la salud humana, especialmente en población infantil (Rana et al., 2024).

El polvo urbano se genera como resultado de procesos mecánicos como el desgaste del pavimento, frenos, neumáticos, y por la resuspensión de partículas finas depositadas sobre la superficie vial, también incluye materiales transportados por el viento desde fuentes externas como suelos erosionados, sitios de construcción o zonas industriales, su composición refleja la actividad antropogénica local e incluye una fracción significativa de metales pesados, que pueden representar un riesgo tanto para el ambiente como para la salud humana (Vlasov et al., 2022).

2.2. Fuentes de Contaminación en Parqueaderos Cerrados y Semicerrados

Los parqueaderos cerrados y semicerrados representan microambientes urbanos donde puede acumularse una cantidad considerable de contaminantes atmosféricos, incluidos metales

pesados, debido a la circulación constante de vehículos y a la limitada ventilación natural. En este sentido (Gupta, 2020), analizaron un estacionamiento cerrado del Centro Hábitat de la India, en Nueva Delhi, e identificaron concentraciones elevadas de partículas finas y compuestos tóxicos en el aire interior. Estos hallazgos evidencian la relevancia de los parqueaderos cerrados y semicerrados como focos de acumulación de contaminantes en entornos urbanos.

2.3. Contaminación del aire

El polvo urbano superficial representa una fuente secundaria y una vía de retroalimentación de la contaminación del aire en zonas urbanas. Diferentes investigaciones han demostrado que estas partículas actúan como recolectores de contaminantes atmosféricos, especialmente metales pesados emitidos por vehículos, industrias y procesos de desgaste urbano. Una vez depositados sobre las superficies, estos contaminantes pueden volver a la atmósfera por resuspensión, lo que agrava la calidad del aire y prolonga la exposición humana. Por esta razón, el análisis de polvo urbano se considera una herramienta indirecta pero eficaz para evaluar la contaminación atmosférica persistente, especialmente en ciudades densamente pobladas. (Chiziwa Kaonga et al., 2021).

Desde el punto de vista normativo, la evaluación de la contaminación por metales pesados requiere la comparación de los resultados obtenidos con valores de referencia establecidos por organismos internacionales y nacionales. La Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) han definido lineamientos y estándares de calidad del aire para contaminantes como el plomo, reconociendo sus efectos adversos sobre la salud humana incluso a bajas concentraciones (OMS, 2021; United States Environmental Protection Agency, 2023).

2.4. Potencial de hidrógeno

El Potencial de Hidrógeno (pH) es un parámetro químico que permite determinar el grado de acidez o alcalinidad de una disolución acuosa a partir de la actividad de los iones hidrógeno. Se expresa como el logaritmo negativo en base 10 de dicha actividad, de modo que valores bajos indican mayor acidez y valores altos corresponden a medios alcalinos. La escala de pH se extiende de 0 a 14, donde pH menores a 7 representan medios ácidos, pH igual a 7 indica neutralidad y pH mayores a 7 corresponden a soluciones básicas o alcalinas (Fassbender et al., 2020).

2.5. Granulometría

La granulometría describe el tamaño y la distribución de las partículas del polvo urbano, influyendo en su movilidad y capacidad de adsorción de contaminantes. Las fracciones finas presentan mayor superficie específica, favoreciendo la acumulación de metales pesados y el potencial de exposición humana (Osorio-Sánchez et al., 2024).

2.6. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica (CE) se refiere a la capacidad que tiene una solución para conducir corriente eléctrica y está directamente relacionada con la concentración total de iones disueltos. En general, las soluciones que contienen compuestos inorgánicos, como sales minerales y metales en forma iónica, presentan valores elevados de conductividad, mientras que aquellas con predominancia de materia orgánica no ionizada muestran valores bajos, la CE se expresa comúnmente en microSiemens por centímetro (Chancay Alcívar et al., 2022)

2.6.1 Definición y presencia ambiental de los metales pesados

Los metales pesados son un grupo de elementos químicos que se encuentran de forma natural en la corteza terrestre en concentraciones relativamente bajas; sin embargo, debido a diversas actividades antrópicas, su concentración se ha incrementado de manera significativa en

distintos ecosistemas, debido a su elevada densidad y peso atómico, los metales pesados tienden a persistir en el ambiente, convirtiéndose en contaminantes de interés prioritario en estudios de contaminación ambiental (Jacobo & Sanabria, 2025)

2.7. Efectos ambientales y toxicológicos

Desde el punto de vista ambiental y sanitario, los metales pesados representan una amenaza significativa debido a su alta toxicidad, persistencia y capacidad de bioacumulación, la exposición a estos elementos puede generar efectos adversos tanto en los ecosistemas como en la salud humana, provocando daños multiorgánicos incluso a concentraciones bajas, metales como Pb y Cd son considerados prioritarios para la salud pública debido a su potencial tóxico y a su presencia frecuente en ambientes urbanos (Akansha et al., 2023)

La concentración de metales pesados como Pb y Cd en polvo urbano varía según las características del ambiente, especialmente en zonas con alto movimiento vehicular, evaluaron estos metales en polvo superficial en Doha mediante digestión ácida e ICP-MS, y analizaron el riesgo para la salud humana considerando la ingestión, inhalación y contacto dérmico. Sus resultados indican que los niños presentan una exposición potencialmente riesgosa, superando los umbrales no carcinogénicos establecidos, lo que resalta la importancia de monitorear estas partículas en ambientes urbanos cerrados o semicerrados, como estacionamientos o vías cubiertas. (Mahmoud et al., 2023).

2.8. Plomo

El plomo (Pb) es un metal pesado de alta persistencia ambiental, ampliamente estudiado debido a su capacidad de permanecer en matrices sólidas como suelos, sedimentos y polvo urbano. En entornos urbanos, el Pb se asocia principalmente a emisiones vehiculares históricas, procesos industriales y al desgaste de materiales que contienen este metal, lo que favorece su acumulación

progresiva en superficies expuestas. Una característica relevante del plomo es su baja movilidad una vez depositado, lo que facilita su retención en fracciones finas del polvo urbano y aumenta su potencial de exposición humana por ingestión incidental e inhalación de partículas resuspendidas (ATSDR, 2020).

2.9. Cadmio

El cadmio (Cd) es un metal pesado no esencial y altamente tóxico, de origen natural y antropogénico, con elevada persistencia y capacidad de bioacumulación. Su exposición crónica se asocia con efectos adversos en la salud humana, principalmente daño renal, hepático y óseo, además de potencial carcinogénico (Chancay Alcívar et al., 2022).

2.10. Espectrometría de absorción atómica (AAS)

La espectrometría de absorción atómica (AAS) es una técnica analítica ampliamente utilizada para la determinación cuantitativa de metales pesados debido a su alta sensibilidad y selectividad, lo que la convierte en una herramienta adecuada para el análisis de matrices ambientales como el polvo urbano.(Peñaloza et al., 2023).

2.11. Marco normativo y criterios de referencia

En el contexto ecuatoriano, no existen límites máximos permisibles específicos para la concentración de metales pesados en polvo urbano. No obstante, el Texto Unificado de Legislación Secundaria del Medio Ambiente (TULSMA), promulgado mediante el Decreto Ejecutivo N.º 3516, constituye el marco normativo general para la gestión y protección de la calidad ambiental del suelo. En ausencia de normativa específica para polvo urbano, en la presente investigación se emplearon valores guía comúnmente utilizados en evaluaciones de riesgo ambiental para suelos urbanos, correspondientes a 100 mg/kg para plomo (Pb) y 1 mg/kg para cadmio (Cd), con fines

comparativos para la interpretación del potencial riesgo ambiental y sanitario asociado, de acuerdo con la normativa ambiental vigente en el Ecuador.

De manera complementaria, y ante la ausencia de normativa específica para metales pesados en polvo urbano, se consideran criterios internacionales de referencia, como los establecidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, que fija valores máximos permisibles para metales pesados en suelos de uso residencial. En este marco, se establecen valores guía de 400 mg/kg para plomo (Pb), los cuales se emplean en la presente investigación únicamente con fines comparativos, dada la similitud del polvo urbano con el suelo como matriz sólida ambiental (Mitra et al., 2022).

A nivel internacional, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency [U.S. EPA]) establece criterios y niveles de referencia para la evaluación del riesgo ambiental y sanitario asociado a la presencia de metales pesados en suelos. Entre los elementos de mayor preocupación se encuentran el plomo (Pb) y el cadmio (Cd) debido a su toxicidad, persistencia ambiental y potencial de exposición humana. En particular, la U.S. EPA considera para el plomo (Pb) un valor de referencia de 200 mg/kg en suelos residenciales según su guía clásica de cribado (United States Environmental Protection Agency, 2025).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Para cumplir con los objetivos específicos del presente estudio, se desarrolló una metodología que incluyó la selección de áreas de estudio, el muestreo de polvo urbano en parqueaderos cerrados y semicerrados, el análisis de propiedades fisicoquímicas y la determinación de metales pesados, así como el análisis estadístico de los resultados obtenidos.

3.1. Materiales

La presente investigación es de tipo descriptiva y comparativa, con un enfoque cuantitativo y diseño observacional no experimental, ya que no se manipulan deliberadamente las variables de estudio, sino que se analizan tal como ocurren en el ambiente. El estudio es de corte transversal, debido a que la recolección de muestras de polvo urbano se realizó en un único periodo de tiempo, lo que permite evaluar y comparar la concentración de metales pesados en parqueaderos cerrados y semicerrados del DMQ.

3.2. Variables de investigación

3.2.1 Variables independientes

Tabla 1

Variables independientes

Centro comerciales	Número de muestras compuestas		
	Norte	Centro	Sur
PS1			3
PS2			3
PS3			3
PS4			3
PC1		3	
PC2		3	
PC3		3	
PC4		3	

Centro comerciales	Número de muestras compuestas		
	Norte	Centro	Sur
PN1	3		
PN2	3		
PN3	3		
PN4	3		

Nota. En la tabla se describen las variables independientes.
Elaborado por el autor, 2025.

3.2.2 Variables dependientes

Tabla 2

Variables dependientes

Indicador	Unidad	Método / técnica
pH	adimensional	pHímetro
Conductividad eléctrica	$\mu\text{S}/\text{cm}$	Conductímetro
Plomo (Pb)	mg/kg	Análisis de absorción atómica
Cadmio (Cd)	mg/kg	Análisis de absorción atómica

Nota. En la tabla se describen las variables dependientes
Elaborado por el autor, 2025.

En el presente estudio, la variable independiente correspondió a la localidad de muestreo, considerando las zonas norte, centro y sur del DMQ. Las variables dependientes estuvieron representadas por la concentración de plomo (Pb), el potencial de hidrógeno (pH) y la conductividad eléctrica (CE) del polvo urbano recolectado en los parqueaderos evaluados.

3.2.3 Materiales y equipos de campo

Tabla 3

Materiales y equipos para utilizar en fase de campo

Materiales	Equipos
Brocha	Celular con GPS

Materiales	Equipos
Recogedor de plástico	
Fundas ziploc	
Guantes desechables	
Etiquetas	
Mascarillas	
Marcadores	

Nota. En la tabla se describen los materiales y equipos necesarios para la fase de campo.
Elaborado por el autor, 2025

3.2.4 *Materiales fase de laboratorio*

Tabla 4

Materiales, equipos y reactivos a utilizar en el laboratorio

Materiales	Equipos	Reactivos
Mortero	Espectrofotómetro Absorción Atómica	Ácido Nítrico
Matraz	Agitador Magnético	Agua destilada Tipo 1
Vaso de Precipitación	Balanza Analítica	Estándar medición cadmio
Pipeta	Conductímetro	Estándar medición plomo
Pipeteador	pH metro	
Embudo		
Balón Aforado 25 ml		
Tamiz 250 μm		
Tamiz 150 μm		
Tamiz 63 μm		

Nota. En la tabla se describen los materiales, equipos y reactivos necesarios para el análisis de la investigación. Elaborado por el autor, 2025

3.3. Métodos

3.3.1 Selección del Área de Estudio

Se realizó una lista con los parqueaderos cerrados y semicerrados más concurrentes de la ciudad considerando su ubicación, tipo de afluencia y accesibilidad, se seleccionaron 4 parqueaderos por sector para posteriormente recolectar las muestras, se aplicó un muestreo sistemático mediante patrón en zigzag para garantizar la heterogeneidad de la superficie y se constituyeron 3 muestras compuestas por parqueadero.

Tabla 5

Parqueaderos seleccionados

Parqueaderos	Número de muestras compuestas
PS1	3
PS2	3
PS3	3
PS4	3
PC1	3
PC2	3
PC3	3
PC4	3
PN1	3
PN2	3
PN3	3
PN4	3
total	36

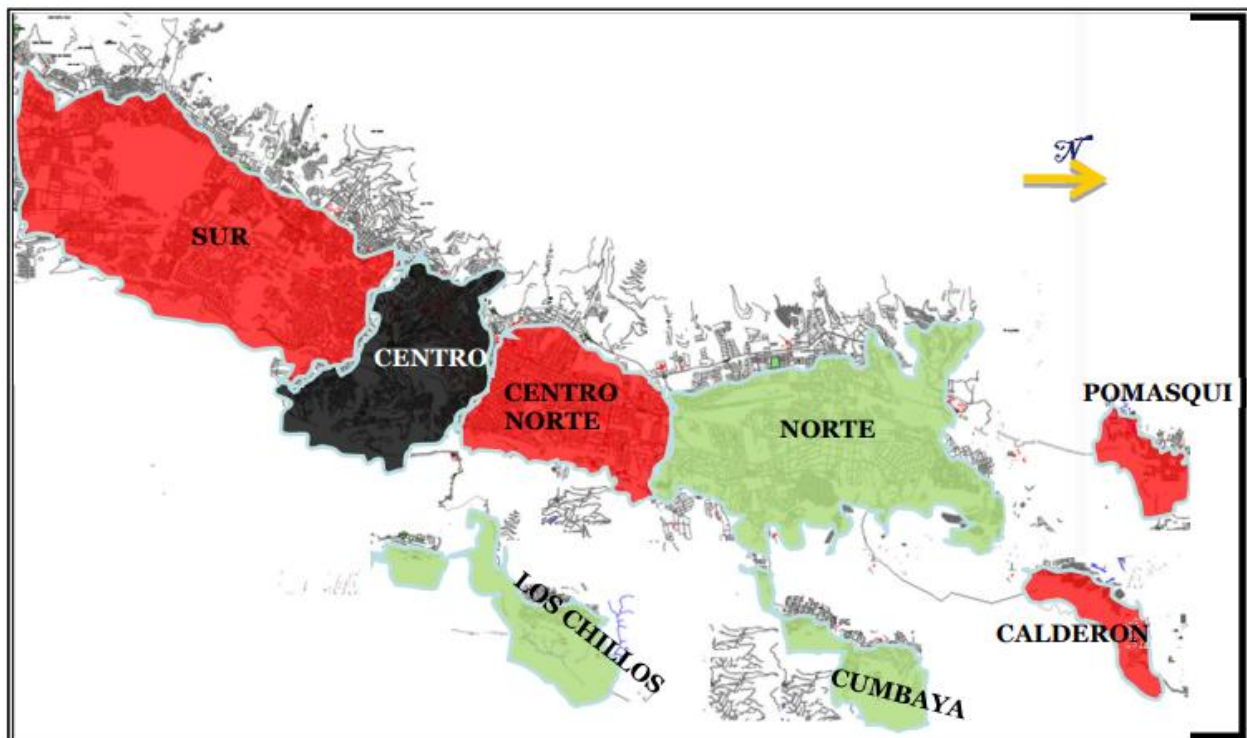
Nota. En la tabla se describe los parqueaderos muestreados para la determinación de Metales Pesados. Elaborado por el autor, 2025

3.3.2 Reconocimiento de Área de Estudio

Esta fase se realizó en parqueaderos cerrados y semicerrados de centros comerciales y municipales de las zonas norte, centro y sur del DMQ. Para ellos se seleccionarán doce sitios: 4 paqueados de cada zona, entre parqueaderos municipales y parqueaderos de centros comerciales. Se analizará la presencia de metales pesados en el polvo urbano. Los criterios de selección incluirán el tipo de afluencia, accesibilidad y distribución geográfica.

Figura 1

Mapa de división sectorial del DMQ



3.3.3 Área de Estudio y Muestreo

Se recolectaron un total de 36 muestras compuestas de polvo urbano en 12 parqueaderos ubicados dentro del DMQ, como parte del análisis de metales pesados. Cada muestra compuesta fue conformada por tres submuestras recolectadas en distintas áreas de los parqueaderos, siguiendo un patrón de muestreo en zigzag para garantizar una cobertura representativa del suelo superficial.

Las submuestras se obtuvieron sobre superficies de cemento, asfalto, suelo expuesto y otras zonas donde se acumula polvo urbano, utilizando recogedor plástico limpio para evitar contaminación cruzada. Cada punto de submuestreo abarcó un área de 1 metro cuadrado, y las tres submuestras fueron combinadas para formar una sola muestra compuesta por sitio.

La selección de los parqueaderos se realizó de manera estratégica, considerando variables como el tipo de uso (público o privado), la intensidad del tránsito vehicular, y la afluencia de personas.

La cantidad de polvo recolectado por muestra compuesta fue de aproximadamente 20 a 30 gramos, dependiendo de la acumulación visible en superficie. Las muestras fueron almacenadas en bolsas de polietileno tipo Ziploc, correctamente etiquetadas con código de identificación, nombre del sector, fecha y hora de recolección, y georreferenciadas mediante GPS.

Finalmente, las muestras fueron transportadas al laboratorio de la Universidad Politécnica Salesiana Campus Sur, donde fueron secadas a temperatura ambiente durante cinco días en condiciones de oscuridad, para evitar alteraciones fisicoquímicas como la oxidación de compuestos metálicos.

3.2.3. Métodos físico -químicos de Análisis de las muestras de polvo urbano

3.3.4 Granulometría

La caracterización granulométrica de las muestras de polvo urbano se realizó mediante tamizado en seco utilizando una serie de tamices con aberturas de 250 μm , 150 μm y 63 μm , de acuerdo con la norma ASTM E11-20 (ASTM International, 2020). Para cada muestra, con un peso aproximado de 50 a 55 gramos, se aplicó un tamizado sucesivo utilizando tamices con aperturas de 250 μm , 150 μm y 63 μm para separar las diferentes fracciones granulométricas. Cada fracción retenida en los tamices fue pesada y registrada.

La distribución porcentual de cada fracción granulométrica se calculó mediante la siguiente fórmula:

$$\text{Porcentaje de fracción} = \left(\frac{\text{masa retenida en el tamiz}}{\text{masa total de la muestra}} \right) * 100$$

Debido a que la fracción fina menor a 63 μm es la más relevante para la acumulación y transporte de metales pesados en ambientes urbanos, esta fracción fue seleccionada para los análisis químicos posteriores. La distribución granulométrica se estimó a partir de los pesos de las fracciones retenidas y la masa total de la muestra.

Tabla 6

Porcentaje retenido por tamiz en cada sector

Tamiz (μm)	Centro (% R)	Norte (% R)	Sur (% R)
250	10	5	12

Tamiz (μm)	Centro (% R)	Norte (% R)	Sur (% R)
150	20	15	22
63	30	35	28
< 63	40	45	38
Total (%)	100	100	100

Nota. En la tabla se describe el porcentaje retenido por tamiz en cada sector para detección de granulometría
Elaborado por el autor, 2025

3.3.5 *Potencial de hidrogeno*

Para la determinación del pH de las muestras de polvo urbano, se empleó un procedimiento instrumental estándar para matrices ambientales sólidas. Las muestras fueron previamente tamizadas utilizando una malla de 212 μm para eliminar partículas de mayor tamaño. Posteriormente, se colocó una fracción representativa de cada muestra en vasos de precipitación y se adicionó agua destilada tipo I. La suspensión obtenida fue sometida a agitación magnética a velocidad constante y, tras un periodo de reposo, el pH fue medido mediante un pH-metro previamente calibrado, de acuerdo con procedimientos instrumentales empleados en estudios de análisis ambiental (Shehata et al., 2025).

3.3.6 *Conductividad eléctrica*

La conductividad eléctrica de las muestras de polvo urbano se determinó siguiendo procedimientos instrumentales estándar para análisis de aguas y materiales ambientales, utilizando un conductímetro calibrado y métodos descritos en protocolos técnicos recientes. Las muestras fueron tamizadas con una malla de 212 μm para eliminar partículas de mayor tamaño y mezcladas con agua destilada tipo I. La suspensión fue agitada con un agitador magnético y, tras un periodo

de reposo, la conductividad eléctrica fue medida con conductímetro de acuerdo con métodos normalizados para determinación de conductividad en aguas y materiales ambientales (Shehata et al., 2025).

3.3.7 Metales Pesados

Para la determinación de metales pesados en polvo urbano, las 36 muestras recolectadas fueron secadas a temperatura ambiente durante cinco días, en condiciones de oscuridad. Posteriormente, las muestras secas fueron tamizadas mediante mallas de diferente granulometría hasta obtener la fracción inferior a 63 μm , la cual fue seleccionada para el análisis químico.

De cada muestra se pesaron aproximadamente 2 g, que fueron colocados en vasos de precipitación previamente acondicionados. A continuación, se adicionaron 30 mL de ácido nítrico 1 M para realizar la digestión ácida de la muestra. La suspensión fue sometida a agitación magnética a velocidad constante durante un tiempo definido, y posteriormente se dejó reposar. Finalizado este proceso, las soluciones fueron filtradas mediante papel filtro para remover los residuos sólidos, y los extractos obtenidos se conservaron en refrigeración hasta su análisis instrumental.

La determinación de plomo (Pb) y cadmio (Cd) se realizó mediante espectrofotometría de absorción atómica por llama (AAS), empleando estándares certificados para la construcción de las curvas de calibración correspondientes. Todo el material de laboratorio fue lavado y enjuagado con agua destilada tipo I para prevenir contaminación cruzada. Las mediciones se efectuaron bajo condiciones instrumentales constantes, de acuerdo con las especificaciones técnicas del equipo.

3.3.8 Curvas de Calibración para Plomo y Cadmio

Para la elaboración de las curvas de calibración de plomo (Pb) y cadmio (Cd), se establecieron las condiciones instrumentales específicas para su determinación mediante

espectrofotometría de absorción atómica por llama, de acuerdo con las recomendaciones técnicas del fabricante del equipo (Agilent Technologies, 2022). La configuración del sistema se realizó mediante el software del instrumento, ajustando parámetros como la longitud de onda, la corriente de la lámpara, la apertura de rendija, el tipo de llama, el flujo de gases y el volumen de muestra aspirado. Dichas condiciones permitieron obtener una respuesta analítica estable y reproducible para cada metal evaluado.

3.3.9 Plomo

Para la determinación de plomo en las muestras de polvo recolectadas, se configuró al Espectrofotómetro de Absorción Atómica para plomo, donde se realizaron soluciones estándar.

Para la preparación de la curva de Plomo se preparó una solución madre de 100 ppm a partir de un estándar certificado del metal de concentración 1000 ug/mL, a partir de esta solución madre se prepararon los estándares de 5, 10, 15 y 30 ppm de plomo.

Tabla 7

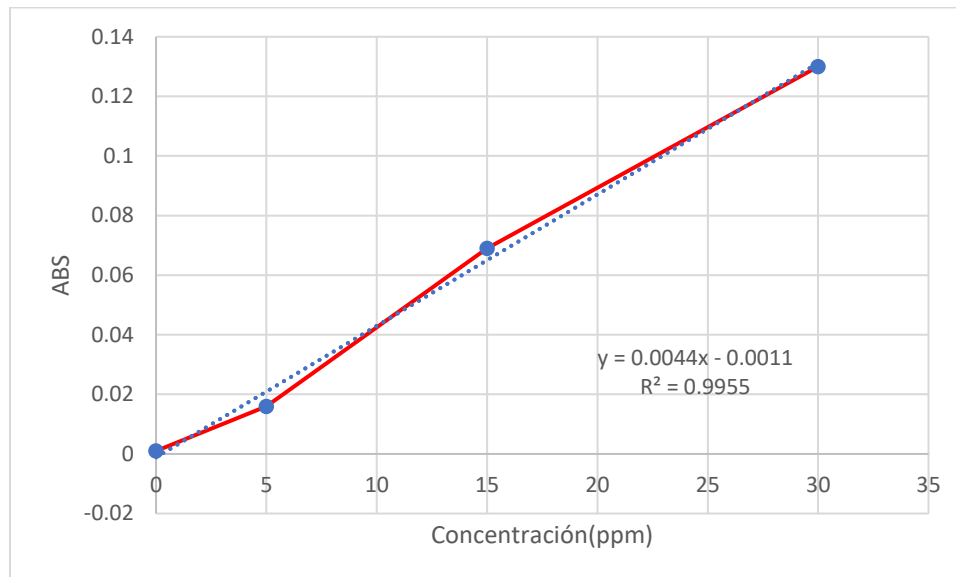
Solución estándar para plomo

Punto	Concentración (ppm)	Volumen de solución estándar(ml)	Aforo (ml)
1	5	1.25	25
2	10	2.5	25
3	15	3.75	25
4	30	7.5	25

Nota. En la tabla se detallan los estándares para la curva de calibración para plomo
Elaborado por el autor, 2025

Figura 2

Curva Calibración Plomo



3.3.10 Cadmio

Para la determinación de cadmio en las muestras de polvo recolectadas, se configuró al Espectrofotómetro de Absorción Atómica para cadmio, donde se realizaron soluciones estándar.

Para la preparación de la curva de cadmio se preparó una solución madre de 100 ppm a partir de un estándar certificado del metal de concentración 1000 ug/mL, a partir de esta solución madre se prepararon los estándares de 0.5, 1, 2 y 3 ppm de cadmio.

Tabla 8

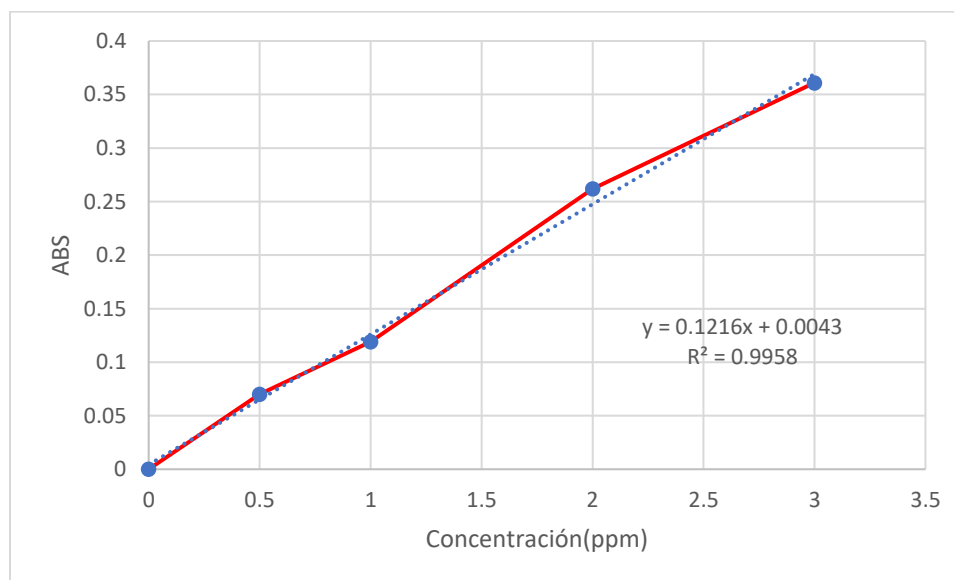
Solución estándar para cadmio

Punto	Concentración (ppm)	Volumen de solución estándar(ml)	Aforo (ml)
1	0.5	0.125	25
2	1	0.25	25
3	2	0.5	25
4	3	0.75	25

Nota. En la tabla se detallan los estándares para la curva de calibración para cadmio
Elaborado por el autor, 2025

Figura 3

Curva Calibración Cadmio



3.4. Análisis estadístico

El análisis estadístico de los datos obtenidos se realizó con el objetivo de evaluar la distribución, variabilidad y posibles diferencias significativas entre las variables analizadas en las muestras de polvo urbano recolectadas en parqueaderos cerrados y semicerrados del DMQ.

En una primera etapa, se efectuó un análisis descriptivo que incluyó medidas de tendencia central, dispersión y forma de la distribución, tales como media, mediana, desviación estándar, valores mínimo y máximo, asimetría y curtosis, con el fin de caracterizar el comportamiento general de las variables concentración de plomo (Pb), potencial de hidrógeno (pH) y conductividad eléctrica (CE).

Posteriormente, se aplicaron pruebas estadísticas inferenciales para evaluar diferencias entre las localidades de muestreo (norte, centro y sur). Se utilizó el análisis de varianza (ANOVA) para comparar las medias de concentración de Pb entre localidades, considerando un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$. Dado que algunas variables no cumplieron completamente los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, se aplicó adicionalmente la prueba no paramétrica de Kruskal–Wallis para contrastar diferencias en las medianas de Pb, pH y CE entre los grupos.

En los casos donde se identificaron diferencias estadísticamente significativas, se realizó un análisis post hoc mediante la prueba de Dunn con corrección de Bonferroni, con el fin de determinar entre qué pares de localidades se presentaban dichas diferencias.

Finalmente, se evaluó la relación entre las variables fisicoquímicas mediante un análisis de correlación no paramétrica de Spearman, seleccionada debido a la naturaleza de los datos y a la ausencia de normalidad estricta.

Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software RStudio, empleando los paquetes readxl, dplyr, ggplot2, psych, lattice y knitr.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Análisis descriptivo

En total se analizaron 36 muestras de suelo recolectadas en diferentes parqueaderos urbanos en la ciudad de Quito, considerando tres variables clave: la concentración de plomo (mg/kg), potencial de hidrógeno (pH) y conductividad eléctrica (CE). En primera instancia, previo a la aplicación de pruebas estadísticas inferenciales, se realizó un análisis descriptivo de los datos con el objetivo de conocer el comportamiento general de las variables evaluadas en las muestras de polvo urbano. Para ello, se calcularon medidas de tendencia central, dispersión y forma de la distribución como: media, mediana, desviación estándar, mínimo – máximo, asimetría y curtosis. Para este análisis se utilizó el software estadístico Rstudio con los paquetes estadísticos: readxl, dplyr, ggplot2, psych, lattice y knitr. Este análisis permitió identificar la variabilidad de los datos y establecer una base para la aplicación de pruebas estadísticas posteriores.

Tabla 9

Estadísticos descriptivos de Pb, pH y conductividad eléctrica

Variable	n	mean	uni	sd	median	mad	min	max	skew	kurtosis	se
Pb	36.00	2.15	mg/kg	0.52	2.10	0.42	1.00	3.00	-0.26	-0.46	0.09
pH	36.00	7.97	-	0.18	8.00	0.14	7.60	8.30	-0.09	-0.58	0.03
CE	36.00	262.00	μS/cm	29.83	260.00	24.91	210.00	320.00	0.12	-0.95	5.04

Nota. Se presentan los estadísticos descriptivos de las variables analizadas en las muestras de polvo urbano recolectadas en los parqueaderos del DMQ.

Elaborado por el autor, 2025.

La Tabla 9, evidencia las medidas de tendencia central de las variables analizadas. En primer lugar, se analizó la concentración de plomo que presenta una media cercana a la mediana, lo que indica una distribución relativamente uniforme. El valor negativo de la asimetría (skewness

= -0.26) confirma una ligera inclinación a la izquierda, aunque dentro de los márgenes aceptables de normalidad (Mukherjee & Bhonge, 2025). La concentración promedio de plomo (Pb) en los suelos analizados fue de 2.15 mg/kg, con un valor mínimo de 1.00 mg/kg y un máximo de 3.00 mg/kg. La desviación estándar fue de 0.52, lo que indica baja dispersión de los datos alrededor de la media. Además, la asimetría fue levemente negativa (-0.26), lo que sugiere una distribución ligeramente sesgada hacia valores menores, mientras que la curtosis negativa (-0.46) refleja una distribución moderadamente aplanada, es decir, menos concentrada en torno a la media que una distribución normal.

La variable pH presentó un valor promedio de 7.97, con una desviación estándar de 0.18, lo que indica una baja dispersión de los datos en torno a la media. La mediana fue de 8.00, lo cual es muy cercana a la media, sugiriendo una distribución centralizada. Esta simetría es confirmada por el valor de asimetría de -0.09, que refleja una distribución casi simétrica.

La variable CE registró una media de 262.00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y una desviación estándar de 29.83, lo que indica una moderada dispersión en los valores obtenidos. La mediana fue de 260.00 $\mu\text{S}/\text{cm}$, muy próxima al promedio, lo que sugiere una distribución equilibrada. El coeficiente de asimetría fue de 0.12, lo que representa una leve inclinación hacia la derecha (valores mayores), aunque cercana a la simetría. Luego, se procedió a la interpretación de los boxplots comparativos. Para visualizar la distribución y variabilidad de los datos entre los grupos estudiados, se utilizaron diagramas de caja (boxplots), los cuales permiten identificar tendencias centrales, dispersión, simetría, y posibles valores atípicos en cada grupo. Esta herramienta gráfica facilita la comparación entre las distintas localidades o zonas de muestreo y contribuye a una comprensión más clara de las diferencias estadísticas que podrían existir entre ellas.

Figura 4

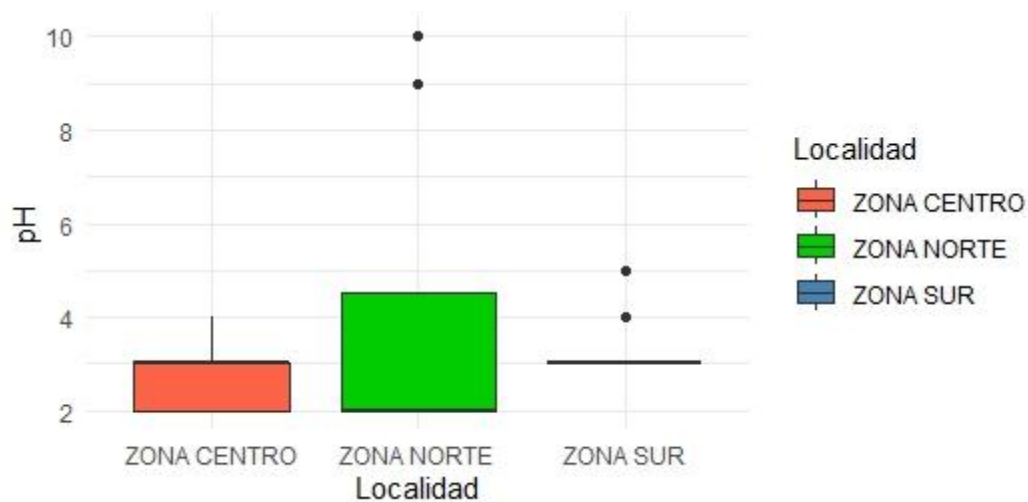
Boxplot de la concentración de plomo (Pb) por localidad



La Figura 4, En las tres localidades (ZONA CENTRO, ZONA NORTE, ZONA SUR), la concentración de Pb oscila aproximadamente entre 1.0 mg/kg y 3.0 mg/kg. No se observan valores atípicos (outliers) extremos en ninguna de las zonas, lo que indica una distribución relativamente homogénea dentro de cada localidad. La línea negra dentro de cada caja representa la mediana (valor central) de la concentración de Pb. La ZONA CENTRO muestra una mediana ligeramente más baja que las otras dos zonas, lo que sugiere una menor concentración central de plomo en esa área. En la ZONA CENTRO los valores de Pb varían más, mientras que en las zonas NORTE y SUR los datos son más similares entre sí.

Figura 5

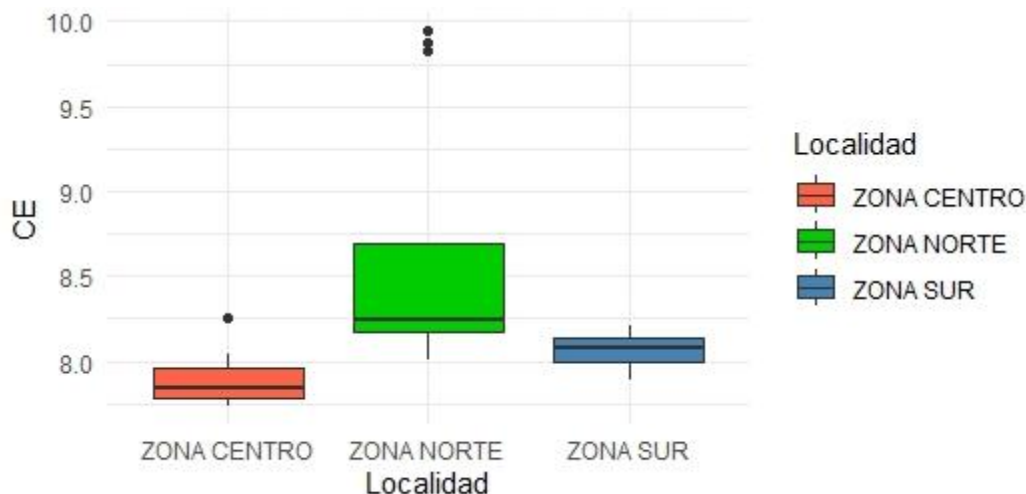
Boxplot del pH por localidad



La Figura 5, representa el pH del suelo por localidad evidencia diferencias notables en la dispersión y presencia de valores extremos entre las zonas. La ZONA CENTRO muestra una distribución más homogénea y ácida, con valores concentrados entre aproximadamente 2.5 y 4.0. Por su parte, la ZONA NORTE presenta mayor variabilidad en los valores de pH, extendiéndose desde un rango ácido hasta condiciones neutras e incluso ligeramente alcalinas, como lo reflejan los outliers cercanos a pH 10. La ZONA SUR, en contraste, presenta una distribución más reducida del pH, concentrándose en valores cercanos a la neutralidad ligera y alcalinidad, lo que indica condiciones más homogéneas entre los puntos muestreados. Este comportamiento es comparable con lo reportado por Lima et al. (2023), quienes registraron valores de pH del polvo urbano entre 7.8 y 8.4 (promedio \approx 8.1) en ambientes urbanos pavimentados, asociados a una composición superficial más uniforme.

Figura 6

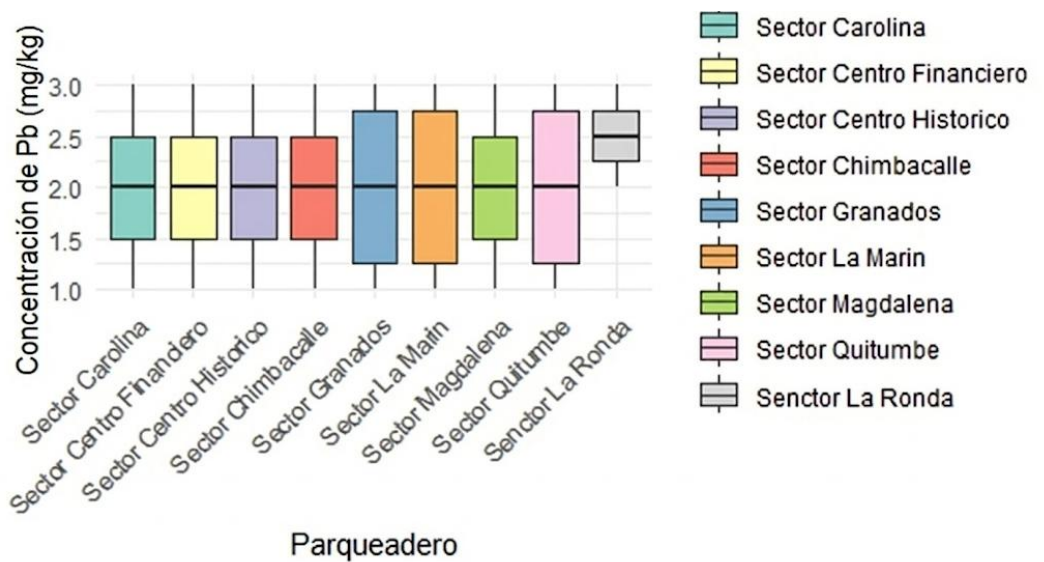
Boxplot de la conductividad eléctrica (CE) por localidad



La Figura 6, se observa que todas las localidades presentan valores de CE en el rango de fuertemente salino (8–10 dS/m), especialmente en la ZONA NORTE, donde se registran los valores más altos y una mayor variabilidad, con outliers que alcanzan casi los 10 dS/m. Esto sugiere una acumulación significativa de sales solubles, posiblemente asociada a actividades humanas o condiciones edáficas particulares. En contraste, la ZONA CENTRO y ZONA SUR muestran CE moderadas, pero aún dentro del mismo rango, con valores más homogéneos. Por último, se analizó, la concentración de plomo (Pb) por parqueadero.

Figura 7

Concentración de plomo (Pb) por parqueadero



La Figura 7, muestra la concentración de plomo (Pb) por parqueadero evidenciando una dispersión heterogénea de este metal pesado en los distintos sectores urbanos analizados. Si bien la mediana de Pb en la mayoría de los sectores se mantiene por debajo de los 3 mg/kg, se observa una amplia variabilidad en sectores como La Marín, Granados y Quitumbe, donde los rangos intercuartílicos son más amplios, indicando mayor dispersión en los datos. En contraste, sectores como Centro Histórico y Centro Financiero presentan distribuciones más concentradas, lo que sugiere una menor variabilidad en los niveles de Pb en esos lugares.

4.2. Análisis inferencial

Se realizó un análisis ANOVA aplicado a la concentración de plomo (Pb) según la LOCALIDAD, las hipótesis estadísticamente se formulan de la siguiente manera:

Hipótesis nula (H_0): No existen diferencias significativas en las medias de concentración de plomo (Pb) entre las localidades.

Hipótesis alternativa (H_1): Al menos una de las medias de concentración de plomo (Pb) entre las localidades es significativamente diferente.

Tabla 10

Análisis de varianza (ANOVA) para la concentración de Pb por localidad

Fuente de variación	gl (Df)	Suma de cuadrados (Sum Sq)	Cuadrado medio (Mean Sq)	Valor F	p-valor (Pr(>F))
Localidad	2	0.062	0.0312	0.044	0.957
Residuos	32	22.909	0.7159	—	—

Nota. Se muestran los resultados del análisis de varianza aplicado a la concentración de plomo (Pb) en función de la localidad de muestreo.
Elaborado por el autor, 2025.

En la Tabla 10, se observa que el valor $p = 0.957$ es mucho mayor que el umbral comúnmente aceptado de significancia ($\alpha = 0.05$). Esto indica que no existe evidencia estadísticamente significativa para afirmar que hay diferencias entre las medias de concentración de Pb en las tres localidades evaluadas. Además, el valor $F = 0.044$ refleja una varianza muy baja entre grupos en relación con la varianza interna (residual), lo que refuerza la ausencia de diferencias significativas.

En estudios ambientales como el presente, donde se evalúan variables fisicoquímicas del suelo entre diferentes zonas geográficas, es fundamental verificar el cumplimiento de los supuestos estadísticos antes de aplicar modelos paramétricos como el análisis de varianza (ANOVA). Cuando los datos no cumplen dichos supuestos, ya sea por la presencia de distribuciones no normales, valores atípicos o heterocedasticidad, resulta más apropiado emplear pruebas no paramétricas. En este contexto, la prueba de Kruskal-Wallis, también conocida como ANOVA por

rangos, permite comparar tres o más grupos independientes sin requerir normalidad en los datos ni homogeneidad de varianzas.

Mediante el análisis de Kruskal-Wallis aplicado a la concentración de plomo (Pb) según la LOCALIDAD, las hipótesis estadísticamente se formulan de la siguiente manera:

Hipótesis nula (H_0): No existen diferencias estadísticamente significativas en las medianas de la variable entre los grupos (localidades).

Hipótesis alternativa (H_1): Al menos una de las localidades presenta una mediana significativamente diferente en la variable evaluada.

Tabla 11

Resultados de la prueba de Kruskal–Wallis para Pb, pH y CE

Variable	Chi-cuadrado	Gl (df)	Valor-p	Significancia Estadística
Concentración de Plomo (mg/kg)	0.09089	2	0.9556	No significativa
pH	4.8211	2	0.08977	No significativa
Conductividad Eléctrica (CE)	19.524	2	5.76e-05	Significativa

Nota. Se presentan los resultados de la prueba no paramétrica de Kruskal–Wallis aplicada a las variables concentración de plomo, pH y conductividad eléctrica por localidad.
Elaborado por el autor, 2025.

La Tabla 11, muestra que, los resultados obtenidos mediante la prueba de Kruskal-Wallis permitieron evaluar si existían diferencias estadísticamente significativas en las variables de interés (concentración de plomo, pH y conductividad eléctrica) entre las tres localidades consideradas en el estudio. Para la variable concentración de plomo (Pb), se obtuvo un valor de chi-cuadrado de 0.09089 con un p-valor de 0.9556, indicando que no existen diferencias significativas en los niveles de plomo entre las zonas analizadas. De manera similar, la variable

pH presentó un valor de chi-cuadrado de 4.8211 y un p-valor de 0.08977, que, aunque se aproxima al umbral de significancia ($\alpha = 0.05$), no alcanza una diferencia estadísticamente significativa, lo que sugiere una distribución relativamente homogénea del pH entre las zonas.

En contraste, la variable conductividad eléctrica (CE) mostró un valor de chi-cuadrado de 19.524 y un p-valor altamente significativo ($5.761e-05$), lo cual evidencia diferencias estadísticamente significativas entre localidades en cuanto a los niveles de conductividad eléctrica del suelo. Este hallazgo sugiere una posible influencia diferencial de factores ambientales o antrópicos en la variación de la CE entre zonas urbanas.

Para identificar con precisión entre qué pares de localidades se manifestaron dichas diferencias, se aplicó un análisis post-hoc mediante la prueba de Dunn con corrección de Bonferroni. Este análisis confirmó diferencias significativas entre ZONA CENTRO y ZONA NORTE, así como entre ZONA NORTE y ZONA SUR, indicando que la ZONA NORTE presenta niveles de CE estadísticamente distintos en comparación con las otras dos zonas evaluadas.

Tabla 12

Comparaciones post-hoc de Dunn con corrección de Bonferroni para CE

Comparación	Estadístico Z	Valor p sin ajustar	Valor p ajustado	Diferencia significativa
ZONA CENTRO - ZONA NORTE	-4.400	0.0000108	0.0000324	Sí
ZONA CENTRO - ZONA SUR	-1.955	0.0506	0.1518	No
ZONA NORTE - ZONA SUR	2.501	0.0124	0.0372	Sí

Nota. Se muestran los resultados del análisis post hoc de Dunn con corrección de Bonferroni para identificar diferencias significativas en la conductividad eléctrica entre localidades.
Elaborado por el autor, 2025.

En la Tabla 12, se muestra que la diferencia más marcada se observa entre ZONA CENTRO y ZONA NORTE, con un estadístico $Z = -4.400$ y un valor p ajustado de 0.0000324, lo que indica una diferencia estadísticamente significativa en los niveles de CE entre estas zonas.

Asimismo, la comparación entre ZONA NORTE y ZONA SUR también arroja una diferencia significativa ($Z = 2.501$, p ajustado = 0.0372), aunque con una menor magnitud. Esto sugiere que la ZONA NORTE presenta valores de CE significativamente diferentes en comparación con las otras dos localidades.

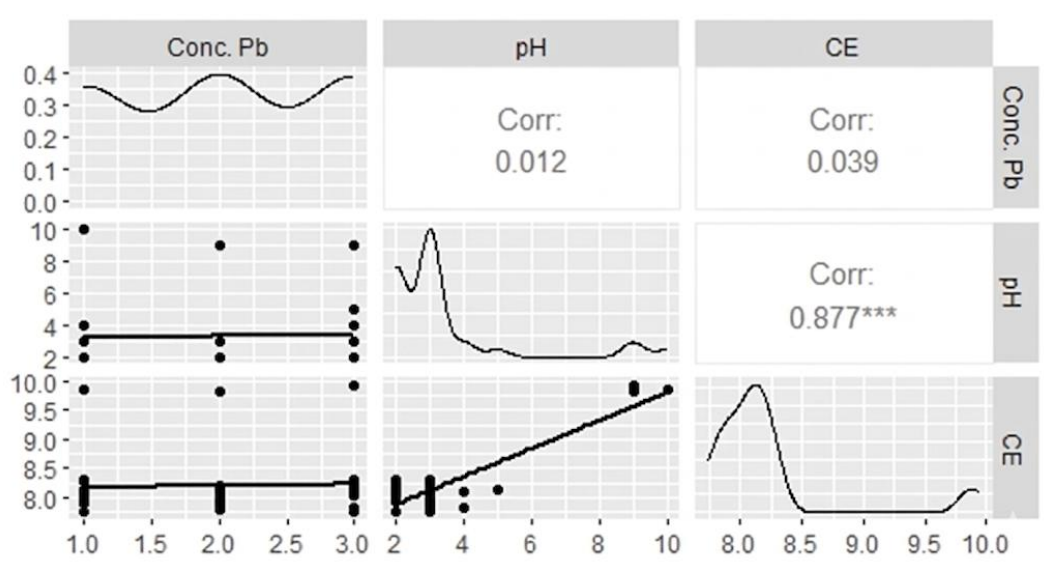
Por otro lado, la comparación entre ZONA CENTRO y ZONA SUR no muestra diferencias estadísticamente significativas ($Z = -1.955$, p ajustado = 0.1518), lo que indica que los valores de CE entre estas dos zonas son comparables desde el punto de vista estadístico.

Con el objetivo de explorar posibles relaciones entre las variables fisicoquímicas del suelo, se elaboró una matriz de correlación utilizando el coeficiente de Spearman. Este enfoque no

paramétrico fue seleccionado debido a la naturaleza de los datos, los cuales no cumplían completamente los supuestos de normalidad requeridos para la correlación de Pearson. El gráfico resultante permite visualizar el grado y la dirección de asociación entre la concentración de plomo (Pb), el pH y la conductividad eléctrica (CE). A través de esta herramienta visual, se buscó identificar patrones de dependencia entre variables que pudieran sugerir procesos compartidos de contaminación o propiedades edáficas interrelacionadas.

Figura 8

Matriz de correlación de Spearman entre Pb, pH y CE



La Figura 8, muestra que, el análisis de correlación de Spearman evidencia que, entre las variables estudiadas, solo el pH y la CE presentan una asociación significativa, mientras que la concentración de plomo no guarda relación estadísticamente relevante con ninguna de las otras dos variables. Esto sugiere que la presencia de plomo en los suelos de los parqueaderos analizados

podría deberse a factores independientes del estado fisicoquímico general del suelo (como pH o CE), posiblemente asociados a fuentes externas de contaminación.

4.3. Discusión

En el análisis descriptivo se muestra, que, desde una perspectiva ambiental, estos resultados son considerablemente inferiores al valor referencial de 100 mg/kg establecido en la normativa ambiental vigente para suelos urbanos con fines de evaluación del riesgo ambiental y sanitario. El valor promedio de 2.15 mg/kg se encuentra muy por debajo del límite permisible establecido por la Agencia de Protección Ambiental (EPA), que es de 200 mg/kg para suelos residenciales (United States Environmental Protection Agency, 2025), lo cual sugiere niveles bajos de contaminación por plomo en los suelos estudiados.

En contraste con estos valores, estudios recientes en polvo urbano reportan concentraciones promedio de Pb notablemente superiores. Kavsar et al. (2023), en la ciudad de Urumqi (China), reportaron promedios de Pb de 36.61 mg/kg (zona núcleo urbana), 40.28 mg/kg (zona urbana) y 27.11 mg/kg (zona suburbana). Asimismo Wang, Guo, et al. (2025), en Wuhan (distrito de Qingshan, China), informaron un contenido promedio de Pb de 64.3 mg/kg. Estas diferencias en los niveles de Pb entre estudios pueden estar asociadas principalmente a la intensidad del tráfico y a otros aportes antrópicos urbanos, más que a variaciones en parámetros fisicoquímicos como el pH, lo que permite contextualizar que el promedio observado en esta investigación (2.15 mg/kg) se sitúa muy por debajo de los niveles típicamente reportados en entornos urbanos con mayor influencia de tráfico.

Aunque las concentraciones de Pb determinadas en este estudio no superan los valores normativos, el plomo continúa siendo un metal pesado persistente en el ambiente, con capacidad de bioacumulación y efectos tóxicos incluso a bajas concentraciones cuando existe exposición

crónica. Estudios toxicológicos recientes señalan que no se ha establecido un umbral seguro de exposición al Pb y que la exposición prolongada, aun a niveles bajos, puede generar efectos adversos sobre la salud humana (Gonzalez-Villalva et al., 2025).

La baja desviación estándar del pH observada (0.18) indica una escasa variabilidad entre las muestras, lo que sugiere un comportamiento relativamente uniforme del pH en los suelos de los parqueaderos urbanos. Un patrón similar ha sido reportado en estudios realizados en parques urbanos, donde las propiedades químicas del suelo, incluido el pH, están fuertemente influenciadas por el manejo y uso urbano (Flores-Margez et al., 2025).

La urbanización y las actividades antrópicas asociadas pueden influir en las propiedades químicas del suelo, incluido el pH, generando comportamientos diferenciados respecto a áreas menos intervenidas. En este contexto, los valores de pH observados en los parqueaderos evaluados pueden interpretarse dentro de las dinámicas propias de ambientes urbanos antropizados, donde factores asociados al uso del suelo adquieren relevancia en la configuración de sus características químicas (Zhang et al., 2023).

La conductividad eléctrica (CE) presentó una curtosis negativa (-0.95), lo que indica una distribución concentrada alrededor de valores bajos y una limitada presencia de sales solubles o contaminantes inorgánicos móviles. Este comportamiento sugiere condiciones de baja salinidad en los suelos de parqueaderos urbanos analizados.

Valores bajos de conductividad eléctrica han sido reportados en suelos urbanos y áreas construidas, asociándose a condiciones de baja salinidad y a la ausencia de acumulación significativa de sales solubles. En particular, Tasnim et al. (2025) documentaron valores de CE inferiores a 1 dS m^{-1} en suelos bajo uso urbano, mientras que Shannon et al. (2020) reportaron rangos mayoritariamente comprendidos entre aproximadamente 140 y $350 \text{ }\mu\text{S/cm}$ en distintos usos

del suelo urbano. Estos rangos son comparables o superiores a los valores observados en el presente estudio, lo que refuerza la interpretación de un riesgo salino no significativo.

A pesar de que la variabilidad es diferente según los boxplots analizados, las medianas son similares, lo cual indica la ausencia de diferencias estadísticamente significativas entre las localidades, corroborada mediante los análisis ANOVA y Kruskal–Wallis ($p > 0.05$). Desde una perspectiva ambiental, esta homogeneidad sugiere que los parqueaderos evaluados están expuestos a condiciones similares de aporte y acumulación de Pb, por lo que, a pesar de las diferencias leves entre zonas, el riesgo potencial de contaminación por este metal puede considerarse bajo y comparable entre las áreas estudiadas.

La distribución espacial del Pb en suelos y polvo urbano puede presentar comportamientos diferenciados según el tipo de aporte antrópico dominante. En tanto que Lu et al. (2025) describen una distribución relativamente homogénea del Pb en polvo vial urbano en escenarios donde predominan fuentes difusas asociadas al tránsito y a actividades urbanas recurrentes, Aslanidis & Golia (2022) señalan que la presencia de fuentes puntuales puede generar contrastes espaciales marcados en suelos urbanos. Bajo esta perspectiva, la ausencia de diferencias estadísticamente significativas entre las localidades evaluadas en el presente estudio resulta consistente con contextos urbanos caracterizados por condiciones de exposición y aportes antrópicos comparables entre zonas.

Las diferencias de pH observadas entre zonas pueden estar asociadas al uso del suelo y a las condiciones de manejo urbano propias de los parqueaderos. Zhang et al. (2023) muestran que la urbanización y la cobertura superficial influyen en el pH del suelo, generando variaciones entre áreas urbanas con usos distintos. De manera complementaria, Tasnim et al. (2025) señalan que el manejo del suelo y la incorporación de materiales y residuos característicos de entornos urbanos

pueden modificar las propiedades fisicoquímicas del suelo, incluido el pH, en función de la intensidad de la intervención antrópica.

La diferencia de conductividad eléctrica (CE) entre las distintas localidades puede estar asociada a variaciones en el drenaje, el manejo del suelo y la influencia de aportes urbanos difusos (Shannon et al., 2020).

El resultado del análisis ANOVA sugiere que las concentraciones promedio de plomo (Pb) en el suelo no varían significativamente entre las localidades analizadas (zona centro, norte y sur), según el modelo evaluado. Desde una perspectiva ambiental, la ausencia de diferencias espaciales significativas indica que las condiciones de exposición al Pb son comparables entre las zonas evaluadas, lo cual es consistente con estudios urbanos que muestran que la distribución espacial de este metal depende del uso del suelo y de la intensidad de las actividades antrópicas presentes (Lu et al., 2025)

El análisis de correlación de Spearman evidencia que, entre las variables estudiadas, solo el pH y la CE presentan una asociación significativa, mientras que la concentración de plomo no guarda relación estadísticamente relevante con ninguna de las otras dos variables. Desde una perspectiva fisicoquímica, el pH y la CE influyen en la movilidad y disponibilidad de los metales pesados en el suelo al modificar sus formas químicas y procesos de retención; sin embargo, dicha influencia no siempre se refleja en una relación directa con la concentración total del metal, especialmente en ambientes urbanos (Akbar et al., 2024). De manera complementaria, estudios de distribución espacial del plomo en suelos urbanos han evidenciado que su presencia está fuertemente condicionada por patrones de uso del suelo y aportes antrópicos locales, más que por propiedades fisicoquímicas generales como pH o CE, lo cual resulta consistente con la ausencia de correlación observada en el presente estudio (Castro-Hinostroza et al., 2024).

La correlación entre concentración de Pb vs. pH (Corr: 0.012), estos dos parámetros es prácticamente nula ($\rho \approx 0$), lo que indica que no existe una relación que mantenga la dirección, es decir, si una variable aumenta y la otra también aumenta o viceversa, entre el pH del suelo y la concentración de plomo (Elnajdi et al., 2023). Es decir, el pH no parece influir ni positiva ni negativamente en los niveles de Pb en las muestras analizadas. La concentración de Pb vs. CE (Corr: 0.039), este coeficiente también es muy cercano a cero, lo que refuerza la ausencia de asociación entre la conductividad eléctrica del suelo y la concentración de plomo. En otras palabras, los niveles de sales solubles en el suelo (reflejados por la CE) no están relacionados con los niveles de contaminación por Pb. Desde una perspectiva ambiental, este comportamiento sugiere que, si bien parámetros como el pH y la CE pueden influir en la movilidad y formas químicas de los metales pesados en el suelo, dicha influencia no siempre se traduce en cambios en la concentración total de Pb, especialmente en suelos urbanos donde predominan aportes antrópicos externo (Akbar et al., 2024).

La correlación entre pH vs. CE (Corr: 0.877*), presentó la única correlación significativa en la matriz. El valor de $\rho = 0.877$, acompañado de tres asteriscos (*), indica una correlación positiva muy fuerte y estadísticamente significativa ($p < 0.001$) entre el pH y la CE. Esto sugiere que, en este estudio, a medida que aumentan los valores de pH, también tienden a incrementarse los niveles de conductividad eléctrica. Tal asociación puede deberse a una mayor solubilidad de sales en condiciones más alcalinas. Akbar et al. (2024) señala que variaciones en el pH del suelo modifican la solubilidad y la concentración de especies iónicas presentes en la solución del suelo, lo cual se refleja directamente en los valores de conductividad eléctrica. En este contexto, la fuerte asociación observada entre pH y CE en los suelos analizados es consistente con el comportamiento fisicoquímico descrito por dicho autor.

En conjunto, los resultados obtenidos para la concentración de plomo, el pH y la conductividad eléctrica en el polvo urbano de los parqueaderos cerrados y semicerrados del DMQ permiten una caracterización integral de las condiciones fisicoquímicas de estos microambientes urbanos. La evaluación simultánea de estos parámetros contribuye a comprender el comportamiento del plomo en relación con las propiedades del polvo urbano, así como su distribución espacial entre las distintas zonas analizadas. Estos hallazgos se enmarcan dentro del objetivo del estudio, orientado a evaluar el potencial del polvo urbano como indicador de contaminación ambiental asociada a actividades urbanas, particularmente el tránsito vehicular, proporcionando una base técnica para la interpretación ambiental de los resultados obtenidos.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

Se concluye que las concentraciones de los metales pesados analizados en el polvo urbano recolectado en parqueaderos cerrados y semicerrados del DMQ presentan una distribución espacial relativamente homogénea entre las zonas evaluadas. Los análisis estadísticos realizados no evidenciaron diferencias estadísticamente significativas entre los distintos tipos de parqueadero ni entre las localidades consideradas, lo que indica un comportamiento similar de las concentraciones de metales en los sitios estudiados.

En base a los resultados del estudio las propiedades fisicoquímicas del polvo urbano, particularmente el pH y la conductividad eléctrica, presentaron valores predominantemente neutros a ligeramente alcalinos, característicos de ambientes urbanos con influencia vehicular. El pH no mostró diferencias significativas entre las zonas ni entre los tipos de parqueadero evaluados, lo que evidencia condiciones fisicoquímicas similares en el polvo urbano analizado. En contraste, la conductividad eléctrica presentó variaciones entre las zonas urbanas estudiadas, lo que sugiere diferencias en la acumulación de sales solubles asociadas a condiciones locales del entorno urbano, como el uso del suelo y la dinámica del tránsito vehicular.

Al comparar los valores obtenidos con los límites máximos establecidos en la normativa ambiental vigente utilizada como criterio comparativo, se determinó que todas las muestras analizadas cumplieron con los criterios establecidos, lo que indica cumplimiento normativo en los sitios evaluados.

Los resultados obtenidos deben interpretarse considerando las limitaciones del estudio, particularmente el número de sitios muestreados, la escala espacial de análisis y el período de

muestreo, por lo que se recomienda ampliar estas condiciones en futuras investigaciones para fortalecer la representatividad de los resultados.

5.2. Recomendaciones

Se recomienda ampliar el número de parqueaderos y puntos de muestreo en futuras investigaciones, con el fin de mejorar la representatividad espacial de los resultados y fortalecer el análisis de la distribución de metales pesados en polvo urbano en el DMQ.

Se recomienda incorporar diferentes períodos de muestreo a lo largo del año, que permitan evaluar posibles variaciones temporales en las propiedades fisicoquímicas del polvo urbano, particularmente en la conductividad eléctrica, variable que presentó diferencias significativas entre localidades.

Se recomienda que en estudios futuros se considere de manera complementaria la evaluación de otros metales pesados comúnmente asociados a fuentes vehiculares, con el fin de ampliar la caracterización del polvo urbano en parqueaderos cerrados y semicerrados y obtener una visión más integral de su composición química.

6. BIBLIOGRAFÍA

Agilent Technologies. (2022). Flame Atomic Absorption Spectrometry Analytical Methods.

Aguilera, A., Cortés, J. L., Delgado, C., Aguilar, Y., Aguilar, D., Cejudo, R., Quintana, P., Goguitchaichvili, A., & Bautista, F. (2022). Heavy Metal Contamination (Cu, Pb, Zn, Fe, and Mn) in Urban Dust and its Possible Ecological and Human Health Risk in Mexican Cities. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.854460>

Akansha, K., Jain, M., Sharma, B. M., & Bharat, G. K. (2023). Global environmental occurrence of heavy metals. In *Endocrine-Disrupting Chemicals: Environmental Occurrence, Risk, and Remediation* (pp. 237–247). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823897-4.00003-4>

Akbar, Z., Akbar, W. A., Irfan, M., Rahim, H. U., Khan, U., Saleem, A., Ali, S., & Khan, K. (2024). Comparative effects of organic and inorganic amendments on heavy metal co-contaminated soil remediation, reducing heavy metal bioavailability and enhancing nutrient accessibility for maize growth. *Land Degradation and Development*, 35(16), 4741–4753. <https://doi.org/10.1002/LDR.5254;SUBPAGE:STRING:FULL>

Aslanidis, P. S. C., & Golia, E. E. (2022). Urban Sustainability at Risk Due to Soil Pollution by Heavy Metals—Case Study: Volos, Greece. *Land*, 11(7), 1016. <https://doi.org/10.3390/LAND11071016/S1>

ASTM International. (2020). ASTM E11-20 Standard Specification for Woven Wire Test Sieve Cloth and Test Sieves.

ATSDR. (2020). Toxicological Profile for Lead.

Bautista, F., & Gogichaishvili, A. (2024). Los metales pesados en ambientes urbanos
Herramientas para el diagnóstico y estudios de caso en ciudades mexicanas.

Castro-Hinostroza, N., Mestanza Novoa, C. J., Vizarreta-Luna, G. A., Gutiérrez
Vílchez, P. P., Guerrero Barrantes, J. A., Nazario Ríos, J. C., Tello Peramás, L. D., Castro-
Hinostroza, N., Mestanza Novoa, C. J., Vizarreta-Luna, G. A., Gutiérrez Vílchez, P. P.,
Guerrero Barrantes, J. A., Nazario Ríos, J. C., & Tello Peramás, L. D. (2024). Distribución
espacial del plomo en el suelo urbano de Callao, Perú. *Revista Internacional de
Contaminación Ambiental*, 40, 423–436. <https://doi.org/10.20937/RICA.54942>

Cejudo Ruiz, F. R., Goguitchaichvili, A., Bautista Zúñiga, F., Cervantes-Solano, M.
Á., Mendiola López, F., Cortés Esquivel, J. L., Morales, J. J., & Pelcastre Sicardo, J. P.
(2022). Urban dust from Mexico City roads: A spatially linear analysis of potentially toxic
elements, magnetic properties and particle size. *Revista Internacional de Contaminación
Ambiental*, 38, 351–371. <https://doi.org/10.20937/RICA.54372>

Chancay Alcívar, L. F., Delgado Demera, M., & Salas Macías, C. A. (2022). Cadmio
en el cultivo de cacao (*Theobroma cacao* L.) y sus efectos ambientales. *La Técnica: Revista
de Las Agrociencias*. ISSN 2477-8982, 91. https://doi.org/10.33936/la_tecnica.v0i0.4324

Chiziwa Kaonga, C., Bobby, I., Kosamu, M., & Utembe, W. R. (2021). A Review of
Metal Levels in Urban Dust, Their Methods of Determination, and Risk Assessment.
<https://doi.org/10.3390/atmos>

El Comercio. (2022, January 6). Cada año se suman 17 539 vehículos nuevos en
Quito. <https://www.elcomercio.com/actualidad/quito/suman-vehiculos-nuevos-quito-2022/>

Elnajdi, A., Berland, A., Haefl, J., & Dowling, C. (2023). Influence of Soil pH,
Organic Matter, and Clay Content on Environmentally Available Lead in Soils: A Case Study

in Muncie, Indiana, USA. *Open Journal of Soil Science*, 13(10), 414–430.
<https://doi.org/10.4236/ojss.2023.1310019>

Fassbender, A. J., Orr, J. C., & Dickson, A. G. (2020). Technical note: Interpreting pH changes. <https://doi.org/10.5194/bg-2020-348>

Flores-Margez, J. P., Rojas-Villalobos, H. L., & Osuna-Avila, P. (2025). Propiedades físicas y químicas del suelo en parque urbano irrigado con agua residual tratada. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 12(2). <https://doi.org/10.19136/era.a12n2.4494>

Gonzalez-Villalva, A., Marcela, R. L., Nelly, L. V., Patricia, B. N., Guadalupe, M. R., Brenda, C. T., Maria Eugenia, C. V., Martha, U. C., Isabel, G. P., & Fortoul, T. I. (2025). Lead systemic toxicity: A persistent problem for health. In *Toxicology* (Vol. 515). Elsevier Ireland Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2025.154163>

Gupta, V. (2020). Vehicle-Generated Heavy Metal Pollution in an Urban Environment and Its Distribution into Various Environmental Components. In *Environmental Concerns and Sustainable Development* (pp. 113–127). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-13-5889-0_5

Jacobo, J., & Sanabria, L. (2025). Análisis de la contaminación por metales pesados desde la perspectiva teórica Analysis of heavy metal pollution from a theoretical perspective. *Esprint Investigación*, 4(4), 111–120. <https://doi.org/10.61347/ei.v4i4.190>

Kavsar, N., Eziz, M., & Sidikjan, N. (2023). Pollution and Health Risk Assessment of Hazardous Elements in Surface Dust along an Urbanization Gradient. *Sustainability* 2023, Vol. 15, Page 11842, 15(15), 11842. <https://doi.org/10.3390/SU151511842>

Lima, L. H. V., do Nascimento, C. W. A., da Silva, F. B. V., & Araújo, P. R. M. (2023). Baseline concentrations, source apportionment, and probabilistic risk assessment of

heavy metals in urban street dust in Northeast Brazil. *Science of The Total Environment*, 858, 159750. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.159750>

Lu, H., Shen, Y., Maurya, P., Chen, J., Li, T., & Paz-Ferreiro, J. (2025). Spatial Heterogeneity of Heavy Metals Contamination in Urban Road Dust and Associated Human Health Risks. *Land* 2025, Vol. 14, Page 754, 14(4), 754. <https://doi.org/10.3390/LAND14040754>

Mahmoud, N., Al-Shahwani, D., Al-Thani, H., & Isaifan, R. J. (2023). Risk Assessment of the Impact of Heavy Metals in Urban Traffic Dust on Human Health. *Atmosphere*, 14(6). <https://doi.org/10.3390/atmos14061049>

Mancheno, T., Zalakeviciute, R., González-Rodríguez, M., & Alexandrino, K. (2021). Assessment of metals in PM10 filters and Araucaria heterophylla needles in two areas of Quito, Ecuador. *Heliyon*, 7(1). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e05966>

Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2018). Texto Unificado de Legislación Secundaria de Medio Ambiente (TULSMA). www.lexis.com.ec

Mitra, S., Chakraborty, A. J., Tareq, A. M., Emran, T. Bin, Nainu, F., Khusro, A., Idris, A. M., Khandaker, M. U., Osman, H., Alhumaydhi, F. A., & Simal-Gandara, J. (2022a). Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University - Science*, 34(3), 101865. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.101865>

Mitra, S., Chakraborty, A. J., Tareq, A. M., Emran, T. Bin, Nainu, F., Khusro, A., Idris, A. M., Khandaker, M. U., Osman, H., Alhumaydhi, F. A., & Simal-Gandara, J. (2022b). Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to

counter the toxicity. *Journal of King Saud University - Science*, 34(3).
<https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.101865>

Mukherjee, H., & Bhonge, P. (2025). Assessing Skew Normality in Marks Distribution, a Comparative Analysis of Shapiro Wilk Tests. <http://arxiv.org/abs/2501.14845>

Navas, P. (2020). DESARROLLO DE UNA METODOLOGÍA PARA IDENTIFICAR ZONAS DE POTENCIAL ACUMULACIÓN DE EMISIONES EN LA CIUDAD DE QUITO. ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL.

Oh, H. J., Sohn, J. R., Roh, J. S., & Kim, J. (2020). Exposure to respirable particles and TVOC in underground parking garages under different types of ventilation and their associated health effects. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 13(3), 297–308.
<https://doi.org/10.1007/S11869-020-00791-0/METRICS>

OMS. (2021). WHO global air quality guidelines: Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. <https://www.who.int/>

Oscullo, S., & Llumiquinga, A. (2023). Análisis de las emisiones contaminantes en estacionamientos soterrados en el DMQ.

Osorio-Sánchez, J., Zafra-Mejía, C., & Suárez-López, J. (2024). Metodologías para evaluar la contaminación descargada sobre cuerpos hídricos: metales pesados en sedimentos viales. *Revista UIS Ingenierías*, 23(3). <https://doi.org/10.18273/revuin.v23n3-2024001>

Peñaloza, D. J., Barúa, M. G., Escalada, J. P., & Pajares, A. M. (2023). Técnica espectroscópica de absorción atómica para determinaciones en química ambiental. *Informes Científicos Técnicos - UNPA*, 15(3), 157–176. <https://doi.org/10.22305/ict-unpa.v15.n3.987>

Rana, M. S., Wang, Q., Wang, W., Enyoh, C. E., Islam, M. R., Isobe, Y., & Kabir, M. H. (2024). Sources, Distribution, and Health Implications of Heavy Metals in Street Dust

across Industrial, Capital City, and Peri-Urban Areas of Bangladesh. *Atmosphere*, 15(9).
<https://doi.org/10.3390/atmos15091088>

Shahab, A., Hui, Z., Rad, S., Xiao, H., Siddique, J., Huang, L. L., Ullah, H., Rashid, A., Taha, M. R., & Zada, N. (2023). A comprehensive review on pollution status and associated health risk assessment of human exposure to selected heavy metals in road dust across different cities of the world. *Environmental Geochemistry and Health*, 45(3), 585–606.
<https://doi.org/10.1007/s10653-022-01255-3>

Shannon, T. P., Ahler, S. J., Mathers, A., Ziter, C. D., & Dugan, H. A. (2020). Road salt impact on soil electrical conductivity across an urban landscape. *Journal of Urban Ecology*, 6(1). <https://doi.org/10.1093/jue/juaa006>

Shehata, A., Aldosari, R. A., Alaskar, A., Almutairi, F. R., & Alsaeed, A. (2025). Development of a quality control material for conductivity measurements in food and environmental applications. *Journal of Chemical Metrology*, (2), 245–259.
<https://doi.org/10.25135/JCM.119.2508.3607>

Shi, T., & Wang, Y. (2021). Heavy metals in indoor dust: Spatial distribution, influencing factors, and potential health risks. *Science of The Total Environment*, 755, 142367. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.142367>

Somsunun, K., Prapamontol, T., Kuanpan, T., Santijitpakdee, T., Kohsuwan, K., Jeytawan, N., & Thongjan, N. (2023). Health Risk Assessment of Heavy Metals in Indoor Household Dust in Urban and Rural Areas of Chiang Mai and Lamphun Provinces, Thailand. *Toxics*, 11(12). <https://doi.org/10.3390/toxics11121018>

Tasnim, N., Khatun, R., Ali, A., Rahman, S., & Farukh, M. A. (2025). Influence of Land Use and Land Cover Variations on Soil Carbon Sequestration Potential in the Northern

Madhupur Tract, Bangladesh. *JOURNAL OF TROPICAL SOILS*, 30(3), 175–188.
<https://doi.org/10.5400/jts.2025.v30i3.175-188>

Trujillo-González, J. M., Sastre-Piñeros, U., & Morales-Espitia, F. J. (2024). Análisis comparativo de metales pesados en el polvo vial de dos municipios del meta, Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 16(1), 339–356.
<https://doi.org/10.22490/21456453.8243>

United States Environmental Protection Agency. (2023). Normas de calidad del aire para el plomo (Pb).

United States Environmental Protection Agency. (2025). Niveles de detección regionales (NDR): Novedades | EPA de EE. UU. U.S. Environmental Protection Agency.
<https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-whats-new>

Vlasov, D., Ramírez, O., & Lumar, A. (2022). Road Dust in Urban and Industrial Environments: Sources, Pollutants, Impacts, and Management. In *Atmosphere* (Vol. 13, Number 4). MDPI. <https://doi.org/10.3390/atmos13040607>

Wang, Y., Chao, T., Li, Q., Jiao, Z., Ruan, X., Wang, Y., Ge, S., & Wang, Y. (2025). Toxic Metals in Surface Dust in Underground Parking Garages: Pollution Status, Risk and Disease Burden Assessment, and Source Apportionment. *Toxics*, 13(10).
<https://doi.org/10.3390/toxics13100895>

Wang, Y., Guo, J., Qu, Z., & Li, F. (2025). Toxic Metals in Road Dust from Urban Industrial Complexes: Seasonal Distribution, Bioaccessibility and Integrated Health Risk Assessment Using Triangular Fuzzy Number. *Toxics*, 13(10), 842.
<https://doi.org/10.3390/TOXICS13100842/S1>

Zhang, P., Dong, Y., Guo, Y., Wang, C., Wang, G., Ma, Z., Zhou, W., Zhang, D., Ren, Z., & Wang, W. (2023). Urban forest soil is becoming alkaline under rapid urbanization: A case study of Changchun, northeast China. *CATENA*, 224, 106993. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2023.106993>

7. ANEXOS

Anexo 1: Muestreo de polvo urbano



Anexo 2: Tamizaje muestras



Anexo 3: Tamiz utilizado



Anexo 4: Peso muestra polvo para adbsorción atómica



Anexo 5: Calibracion equipo de (AAS)



Anexo 6: Muestras listas para análisis de metales pesados



Anexo 7: Análisis metales pesados

