

**UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE AGRONOMÍA**



**GEOQUÍMICA DE ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS Y POLVO
SEDIMENTADO TRAS UNA TORMENTA DE ARENA Y SU RELACIÓN CON EL
RIESGO PARA LA SALUD HUMANA EN DIEGO DE ALMAGRO, CHILE**

POR

IGNACIA ALEJANDRA HERNÁNDEZ GATICA

**MEMORIA PRESENTADA A LA
FACULTAD DE AGRONOMÍA DE LA
UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
PARA OPTAR AL TÍTULO DE
INGENIERO AGRÓNOMO.**

**CHILLÁN – CHILE
2025**

**UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**GEOQUÍMICA DE ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS Y POLVO
SEDIMENTADO TRAS UNA TORMENTA DE ARENA Y SU RELACIÓN CON EL
RIESGO PARA LA SALUD HUMANA EN DIEGO DE ALMAGRO, CHILE**

POR

IGNACIA ALEJANDRA HERNÁNDEZ GATICA

**MEMORIA PRESENTADA A LA
FACULTAD DE AGRONOMÍA DE LA
UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
PARA OPTAR AL TÍTULO DE
INGENIERO AGRÓNOMO.**

**CHILLÁN – CHILE
2025**

Aprobada por:

Profesor Asistente. Winfred Espejo C.
Médico Veterinario, Dr.

Guía

Profesor Asociado. Marco Sandoval E.
Ing. Agrónomo, Dr.

Asesor

Profesor Asistente. Walter Valdivia C.
Ing. Agrónomo, Dr.

Asesor

Profesor Asociado, Guillermo Wells M.
Ing. Agrónomo. M.Sc.

Decano

TABLA DE CONTENIDOS

	Página
Resumen	1
Summary.....	2
Introducción	3
Materiales y métodos.....	6
Resultados y discusión.....	11
Conclusiones.....	25
Referencias	26

ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

		Página
Figura 1.	Ubicación geográfica de la ciudad de Diego de Almagro, Chile.	6
Figura 2	Distribución espacial de los elementos traza plomo (Pb), cobre (Cu), cobalto (Co), cromo (Cr), zinc (Zn), níquel (Ni) y arsénico (As) en suelos de la ciudad de Diego de Almagro. Los valores corresponden a concentraciones determinadas en puntos de muestreo georreferenciados.	16
Figura 3	Distribución espacial de los elementos traza plomo (Pb), cobre (Cu), cobalto (Co), cromo (Cr), zinc (Zn), níquel (Ni) y arsénico (As) en polvo sedimentado de la ciudad de Diego de Almagro. Los valores corresponden a concentraciones determinadas en puntos de muestreo georreferenciados.	17
Tabla 1	Parámetros y valores utilizados en la evaluación de la dosis y del riesgo para la salud.	10
Tabla 2	Resumen de Estadísticas de las concentraciones de plomo (Pb), Cobre (Cu), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Zinc (Zn), Níquel (Ni) y Arsénico (As) presente en el polvo sedimentado y suelos expresados en mg/kg. Los valores remarcados son estadísticamente significativos para cada elemento ($P < 0,05$).	14
Tabla 3	Valores de los riesgos no cancerígenos para la salud humana que suponen el plomo (Pb), cobre (Cu), cobalto (Co), cromo (Cr), zinc (Zn), níquel (Ni) y arsénico (As) presentes en el polvo sedimentado y suelo de la zona de estudio por vía oral, inhalatoria y dérmica, para adultos.	20

Tabla 4	Valores de los riesgos no cancerígenos para la salud humana que suponen el plomo (Pb), cobre (Cu), cobalto (Co), cromo (Cr), zinc (Zn), níquel (Ni) y arsénico (As) presentes en el polvo sedimentado y suelo de la zona de estudio por vía oral, inhalatoria y dérmica, para niños.	21
Tabla 5	Valores de los riesgos cancerígenos (CR) para la salud humana que suponen el plomo (Pb), cobre (Cu), cobalto (Co), cromo (Cr), zinc (Zn), níquel (Ni) y arsénico (As) presentes en el polvo sedimentado y suelo de la zona de estudio por vía oral, inhalatoria y dérmica, para adultos. Se incluyen los valores individuales por elemento y vía de exposición, así como el riesgo cancerígeno total (CRtotal) estimado para cada matriz.	23
Tabla 6	Valores de los riesgos cancerígenos (CR) para la salud humana que suponen el plomo (Pb), cobre (Cu), cobalto (Co), cromo (Cr), zinc (Zn), níquel (Ni) y arsénico (As) presentes en el polvo sedimentado y suelo de la zona de estudio por vía oral, inhalatoria y dérmica, para niños. Se incluyen los valores individuales por elemento y vía de exposición, así como el riesgo cancerígeno total (CRtotal) estimado para cada matriz.	24

GEOQUÍMICA DE ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS Y POLVO SEDIMENTADO TRAS UNA TORMENTA DE ARENA Y SU RELACIÓN CON EL RIESGO PARA LA SALUD HUMANA EN DIEGO DE ALMAGRO, CHILE

GEOCHEMISTRY OF TRACE ELEMENTS IN SOILS AND SEDIMENTED DUST AFTER A SANDSTORM AND ITS RELATION TO HUMAN HEALTH RISK IN DIEGO DE ALMAGRO, CHILE

Palabras índice adicionales: Suelo Urbano, Evaluación de riesgos, Análisis multielemental, Carcinogénico, Análisis Químico.

RESUMEN

Las tormentas de arena representan un fenómeno meteorológico que, además de afectar la visibilidad y la calidad del aire, pueden transportar y depositar partículas cargadas de contaminantes en áreas urbanas. Estos depósitos pueden incorporar elementos traza con potencial tóxico, incrementando el riesgo para la salud humana, especialmente en poblaciones vulnerables como los niños. En este contexto, el objetivo de esta investigación fue cuantificar las concentraciones de elementos traza en polvo sedimentado y suelos recolectados en zonas urbanas tras una tormenta de arena, identificar las áreas de mayor acumulación mediante análisis geoespacial y evaluar el riesgo a la salud asociado a la exposición por diferentes vías (ingestión, inhalación y contacto dérmico). Se recolectaron muestras de polvo sedimentado y suelos en diversas zonas urbanas afectadas por una tormenta de arena reciente. Posteriormente, se analizaron las concentraciones de plomo (Pb), arsénico (As), cobre (Cu), cromo (Cr), cobalto (Co), níquel (Ni) y zinc (Zn) mediante espectrometría de absorción atómica, y se calcularon los riesgos carcinogénicos (CR) para adultos y niños utilizando los lineamientos de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA). Además, se elaboraron mapas geoespaciales para visualizar la distribución espacial de los contaminantes. Los resultados indicaron que las concentraciones de elementos traza fueron consistentemente más elevadas en el polvo sedimentado que en los suelos, especialmente en zonas de alto tránsito vehicular. El análisis geoespacial permitió identificar puntos críticos con altas

concentraciones, los cuales coinciden con sectores urbanos densamente habitados y expuestos a fuentes antropogénicas. En cuanto al riesgo para la salud, se evidenció que la ingestión fue la principal vía de exposición, seguida del contacto dérmico. Los niños presentaron un mayor riesgo total ($\sum CR$) que los adultos en todas las muestras, siendo el Pb y el As los elementos más relevantes en la contribución al riesgo. En algunas áreas, los niveles superaron los umbrales considerados aceptables, lo que sugiere la necesidad de medidas de mitigación. Esta investigación confirma que las tormentas de arena pueden actuar como agentes dispersores de contaminantes urbanos, elevando la carga de elementos traza en el ambiente y aumentando el riesgo para la salud humana. Se recomienda fortalecer la vigilancia ambiental post-evento, implementar estrategias de gestión del polvo urbano y priorizar la protección de grupos vulnerables frente a este tipo de exposición.

SUMMARY

Sandstorms represent a meteorological phenomenon that, in addition to affecting visibility and air quality, can transport and deposit contaminant-laden particles in urban areas. These deposits may incorporate trace elements with toxic potential, thereby increasing health risks, particularly for vulnerable populations such as children. In this context, the objective of this study was to quantify the concentrations of trace elements in settled dust and soils collected in urban areas after a sandstorm, to identify zones of highest accumulation through geospatial analysis, and to assess health risks associated with exposure via different pathways (ingestion, inhalation, and dermal contact). Samples of settled dust and soil were collected from various urban zones affected by a recent sandstorm. Subsequently, concentrations of lead (Pb), arsenic (As), copper (Cu), chrome (Cr), cobalt (Co), nickel (Ni), and zinc (Zn) were analyzed using atomic absorption spectrometry, and carcinogenic risks (CR) for adults and children were calculated based on the guidelines of the United States Environmental Protection Agency (USEPA). Geospatial maps were also developed to visualize the spatial distribution of contaminants. The results indicated that trace element concentrations were consistently higher in settled dust than in soils,

particularly in areas with heavy vehicular traffic. Geospatial analysis identified critical hotspots with elevated concentrations, which coincided with densely populated urban sectors exposed to anthropogenic sources. Regarding health risk, ingestion emerged as the primary exposure pathway, followed by dermal contact. Children exhibited a higher total risk ($\sum CR$) than adults across all samples, with Pb and As being the most significant contributors. In some areas, levels exceeded thresholds considered acceptable, highlighting the need for mitigation measures. This study confirms that sandstorms can act as dispersal agents for urban contaminants, increasing the environmental load of trace elements and heightening human health risks. It is recommended to strengthen post-event environmental monitoring, implement urban dust management strategies, and prioritize the protection of vulnerable groups from this type of exposure.

INTRODUCCIÓN

Los elementos traza son un grupo de químicos que pueden ser tóxicos para el medioambiente y la salud humana. Entre estos elementos traza se encuentran el Cobre (Cu), Plomo (Pb), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Zinc (Zn), Níquel (Ni), Arsénico (As) (Alloway, 2012). La presencia de elementos traza en suelos se puede deber a fuentes naturales, enriquecimiento geológico, (Liu et al., 2018) o fuentes antropogénicas como la minería, actividades industriales y prácticas agrícolas (Ming-Ho, 2005). Los suelos tienen la capacidad de acumular elementos traza, cuya presencia elevada puede afectar negativamente a la producción, disminuyendo la diversidad y actividad de microorganismos, así reduciendo la fertilidad del suelo (Charlton et al., 2016). Pero no solo afecta a la producción agrícola, sino también a los humanos, la inhalación de elementos traza presentes en el aire puede provocar problemas respiratorios y otros efectos adversos para la salud en humanos (Kastury et al., 2017). En el caso del As, su potencial cancerígeno está vinculado a su proceso de biotransformación, que implica una secuencia de reacciones de reducción, oxidación y metilación (Kurzius-Spencer et al., 2014) teniendo efectos a niveles genéticos y epigenéticos (Hubaux et al., 2012). El cáncer de pulmón es el más conocido asociado a la exposición del As (Hong Y-S et al., 2014). El Pb tiene

efectos tóxicos en varios órganos, sistemas y procesos fisiológicos, incluso en los riñones, sistema cardiovascular, el aparato reproductor y en el desarrollo del sistema nervioso central, especialmente en las etapas de temprana edad (Sanín et al., 1998). La exposición a grandes cantidades de Cu puede dañar a las células y sus componentes (Linder, 2012). La exposición ambiental al Cu puede aumentar el riesgo de cáncer de pulmón (Zhang & Yang, 2018). En grandes concentraciones, la inhalación por Zn puede disminuir la función pulmonar y renal (Nogué et al., 2004).

Los cambios globales alteran la biogeoquímica y distribución de diferentes elementos traza. El cambio climático ha generado alteración en los fenómenos meteorológicos naturales entre estos se encuentran alteración de las precipitaciones y distribución de los vientos, lo que provoca un incremento de eventos de tormenta de arena (Liang et al., 2022). Las tormentas de arena son fenómenos meteorológicos naturales que se producen con frecuencia en muchas regiones áridas del mundo y están causadas por los fuertes vientos que arrastran el polvo (Goudie y Middleton, 2006). Estas partículas que arrastra el polvo producen una contaminación química y biológica, lo que afecta al medio y salud humana (Fernández-Olmo et al., 2015) El desierto de Gobi ubicado al norte de China, es considerado una de las zonas desérticas más importante a nivel mundial, lugar donde en marzo del 2021 se produjo una tormenta de arena (Liang et al., 2022). Evento climatológico similar se observó en la comuna de Diego de Almagro, Región de Atacama, Chile en el año 2022. Esta tormenta de arena se debió a una combinación de factores ambientales. La acumulación de suelo seco, la modificación de los patrones del viento, causado por el cambio climático, y el viento vertical junto a un quiebre entre aire frío y caliente. La combinación de estos factores creó las condiciones adecuadas para que se materializara una tormenta de arena (El Mostrador, 2022). La comuna de Diego de Almagro se encuentra ubicada aproximadamente a 70 kilómetros al este de la ciudad de Chañaral y a 149 kilómetros de Copiapó (CIREN, 2021). Cuenta con un clima desértico caracterizado por condiciones áridas y precipitaciones limitadas, presentando temperaturas medias altas durante todo el año. Presenta veranos calurosos con temperaturas que oscilan entre 25 °C y 35 °C, los inviernos son más templados con temperaturas que

oscilan entre los 10 °C y 20 °C. Las precipitaciones son muy escasas, ya que esta ciudad se encuentra inserta en el Desierto de Atacama, desierto más árido del mundo (Dirección meteorológica de Chile). Los análisis químicos de las partículas de polvo sedimentado, en conjunto con la evaluación de suelos son muy útiles para evaluar la exposición e identificación de las fuentes de elementos traza. Estos análisis proporcionan información sobre las concentraciones y fuentes de los elementos traza en el medio ambiente (Aarons et al., 2017). Analizar los suelos permiten caracterizar la presencia de elementos traza antes de la deposición de las partículas transportadas por el viento (Kabata y Mukherjee, 2007). Los análisis antes mencionados son útiles para realizar una evaluación de riesgo para la salud humana. Estas evaluaciones permiten estimar la exposición humana a los elementos traza, ya sea por inhalación, ingestión o contacto dérmico (Goudie, 2014). Un enfoque interdisciplinario, basado en la Salud Planetaria, que integren la edafología, ciencias ambientales y salud humana son útiles para evaluar los riesgos asociados a los elementos traza y así desarrollar estrategias de mitigación adecuadas que protejan tanto el medio ambiente, como el bienestar de las personas.

HIPOTESIS

Los polvos sedimentados provenientes de la tormenta de arena difieren en composición química con relación a los suelos del lugar, presentando mayores concentraciones de elementos traza. La exposición ambiental y humana a estas partículas conlleva un mayor riesgo que la exposición a los suelos locales.

OBJETIVOS

Evaluar las diferencias en la composición geoquímica de los polvos sedimentados tras una tormenta de arena y los suelos locales en Diego de Almagro, y estimar su implicancia en la exposición humana a elementos traza potencialmente tóxicos.

Objetivos específicos

1. Cuantificar las concentraciones de elementos traza en muestras de polvo

sedimentado y suelos locales recolectados en áreas urbanas afectadas por la tormenta de arena.

2. Identificar áreas con mayores concentraciones de elementos traza y riesgo potencial de exposición en suelos y polvo sedimentado, mediante la elaboración de una representación geoespacial de su distribución.
3. Evaluar el riesgo para la salud humana asociado a la exposición a elementos traza presentes tanto en los suelos como en los polvos sedimentados, considerando diferentes vías de exposición, inhalación, ingestión y contacto dérmico.

MATERIALES Y MÉTODOS

El muestreo se realizó durante abril de 2022 en la ciudad de Diego de Almagro (26°22'00" S, 70°03'00" O; Figura 1), siguiendo una grilla de muestreo con intervalos de 500 metros. Se obtuvieron un total de 30 muestras de polvo sedimentado en calles y 30 muestras de suelo. En cada punto de muestreo, se recolectaron aproximadamente 300 g de polvo de calle, barriendo con un cepillo de plástico una superficie de 10 m² sobre la calzada o acera. De manera análoga, las muestras de suelo (300 g) se obtuvieron sobre una superficie de 10 m², retirando previamente los primeros 5 cm del perfil para evitar la influencia de deposición atmosférica reciente. Posteriormente, se recolectó el material para su análisis.

Figura 1. Ubicación geográfica de la ciudad de Diego de Almagro, Chile



Análisis de elementos traza en suelos y polvo sedimentado

Para cada muestra, se pesaron 250 mg de suelo seco y se colocaron en vasos de teflón de 50 mL. Se adicionaron 2,5 mL de ácido nítrico (HNO_3) en dilución 1:1, se mezcló cuidadosamente, se cubrió con vidrio reloj y se calentó a 95 °C durante 15 minutos, evitando la ebullición. Luego, las muestras se dejaron enfriar. Posteriormente, se agregaron 1,25 mL de HNO_3 concentrado, se cubrió nuevamente con vidrio reloj y se realizó reflujó por 30 minutos. Transcurrido este tiempo, las muestras se calentaron a 95 °C durante 2 horas y luego se dejaron enfriar nuevamente. Se añadió entonces 0,25 mL de agua grado 1 y 0,75 mL de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 30 %. Las muestras se cubrieron con vidrio reloj hasta que la efervescencia disminuyera y se dejaron enfriar. A continuación, se continuó añadiendo H_2O_2 al 30 % en alícuotas de 0,25 mL, con calentamiento, hasta que la efervescencia fuera mínima. Luego, las muestras se cubrieron con vidrio reloj y se calentaron a 95 °C durante 2 horas más. Posteriormente, se agregaron 2,5 mL de ácido clorhídrico (HCl) concentrado, se cubrieron nuevamente y se calentaron a 95 °C durante 15 minutos, para luego dejar enfriar. Las soluciones fueron centrifugadas a 2000 – 3000 rpm durante aproximadamente 10 minutos, y el sobrenadante fue filtrado utilizando papel Whatman® N°41. El filtrado se colectó en matraces aforados de 25 mL. La cuantificación de los elementos traza (Cu, Pb, Co, Cr, Zn, Ni y As) se realizó mediante espectroscopía de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES), el análisis se realizó conforme a la norma chilena NCh 3634, en el Laboratorio de Biogeoquímica Aplicada del Departamento de Suelos y Recursos Naturales, Facultad de Agronomía, Universidad de Concepción, Campus Chillán.

Análisis de datos

Distribución espacial de las concentraciones de elementos traza en polvo sedimentario y suelos.

Se utilizó la geología superficial de la ciudad a escala local (1:500), proporcionada por el Servicio Nacional de Geología y Minería (SERNAGEOMIN) para mapear la distribución espacial de elementos traza del polvo sedimentado y

suelos utilizando el software de Sistema de Información Geográfica QGIS Desktop 3.40.5 y en este la interpolación IDW (Inverse Distance Weighting) para estimar valores de celda mediante una combinación ponderada linealmente de un conjunto de puntos de muestra.

Evaluar el riesgo para la salud humana de elementos traza en polvo sedimentario y suelos

La exposición humana a elementos tóxicos en el polvo sedimentado y suelo puede inducir riesgos para la salud a través de tres vías: (a) ingestión directa del sustrato (D_{ing}); (b) inhalación de partículas suspendidas en el aire a través de la boca y la nariz (D_{inh}); y (c) absorción dérmica de elementos traza en partículas adheridas a la piel (D_{dermal}). Los promedios diarios de ingesta (ADI) a través de cada una de las tres vías puede calcularse mediante las ecuaciones (1) - (3), respectivamente, que se adoptaron de la Agencia de Protección del Medio Ambiente de EE.UU. (Li et al., 2020).

$$(1) ADI_{ing} = C \times \frac{IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6}$$

$$(2) ADI_{inh} = C \times \frac{InhR \times EF \times ED}{FEP \times BW \times AT}$$

$$(3) ADI_{dermal} = C \times \frac{SL \times SA \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6}$$

Donde C es la concentración del metal pesado en el polvo sedimentados y suelos (mg/kg), IngR e InhR son las tasas de ingestión e inhalación, respectivamente en mg/día, EF es la frecuencia de exposición (días/año), ED es la duración de la exposición (años), BW es el peso corporal del individuo (kg), AT es el periodo de tiempo medio (días), FEP es el factor de emisión de partículas (mg^3/kg), SA es el área de piel expuesta (cm^2), SL es el factor de adherencia al suelo (mg/cm^2), y ABS es la fracción de dosis aplicada absorbida a través de la piel. Los parámetros y valores por defecto utilizados en la evaluación de la dosis y del

riesgo para la salud serán los expresados por la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos 2017 (Tabla 1).

Para calcular el riesgo no cancerígeno, se utilizó el cociente de peligrosidad (HQ) de acuerdo con la siguiente ecuación (USEPA, 1989):

$$HQ = \frac{ADI}{RfD}$$

Donde RfD es la dosis de referencia ($\text{mg/kg}^{-1}/\text{día}^{-1}$), que representa la dosis diaria más alta de un metal específico en una vía de exposición concreta que no produce efectos apreciables en un individuo a lo largo de su vida (USEPA, 1986). Por otro lado, el índice de peligro (HI) es el resultado de sumar los cocientes de peligro obtenidos para metales pesados individuales, lo que indica el efecto no cancerígeno en la población. Se calcula mediante la siguiente ecuación (USEPA, 1989):

$$HI = \sum_{k=1}^n HQ_k = \sum_{k=1}^n \frac{ADI_k}{RfD_k}$$

Cuando el Índice de Peligro (HI) es inferior a 1, significa que el riesgo no cancerígeno para la salud humana es insignificante. Si el HI es superior a 1, indica la presencia de un riesgo no cancerígeno para la salud, y este riesgo aumenta a medida que aumenta el HI (Li et al., 2020; Qing et al., 2015).

Para calcular el riesgo cancerígeno (CR), se utiliza la siguiente fórmula (Diami et al., 2016).

$$CR = \sum_{k=1}^n ADI_k SF_k$$

Donde SF representa el factor de pendiente ($\text{mgkg}^{-1}/\text{día}^{-1}$). Si el riesgo carcinogénico $CR < 10^{-6}$, el riesgo cancerígeno puede ignorarse; cuando $10^{-6} <$

CR < 10^{-4} , el riesgo cancerígeno se considera aceptable; cuando CR > 10^{-4} , el riesgo cancerígeno se considera inaceptable, siendo un índice adimensional (Wu et al. 2012).

Tabla 1. Parámetros y valores utilizados en la evaluación de la dosis y del riesgo para la salud.

Símbolo	Significación	Valor
C	Concentración elementos traza	
EF	Frecuencia de exposición	180 días año ⁻¹
AT	Tiempo medio	
	Para no cancerígenos	ED X 365 días
	Para cancerígenos	70 x 365 días = 25.550 días
ABS	Factor de absorción dérmica	0,01
FEP	Factor de emisión de Partículas	1,36 x 10 ⁹ m ³ kg ⁻¹
IngR _{niño}	Tasa de ingestión para niños	200 mg día ⁻¹
IngR _{adulto}	Tasa de ingestión para adultos	100 mg día ⁻¹
InhR _{niño}	Tasa de inhalación para niños	7,6 m ³ día ⁻¹
InhR _{adulto}	Tasa de inhalación en adultos	20 m ³ día ⁻¹
ED _{niño}	Duración de la exposición en niños	6 años
ED _{adulto}	Duración de la exposición en adultos	24 años
SA _{niño}	Superficie cutánea expuesta en niños	2800 cm ²
SA _{adulto}	Superficie cutánea en expuesta en adultos	5700 cm ²
SL _{niño}	Factor de adherencia cutánea en niños	0,2 mg cm ⁻² día ⁻¹
SL _{adulto}	Factor de adherencia cutánea del adulto	0,07 mg cm ⁻² día ⁻¹
BW _{niño}	Peso corporal del niño	15 kg
BW _{adulto}	Peso corporal del adulto	70 kg
SA _{adulto}	Superficie cutánea en expuesta en adultos	5700 cm ²

Análisis estadístico

Se calcularon parámetros estadísticos descriptivos y univariantes, como máximo, mínimo, media, mediana, cuartiles primero (Q1) y tercero (Q3) y desviación absoluta media (DAM) para elementos individuales utilizando infoStat

Los resultados se presentan en la Tabla 2, donde se indica en negrita aquellos valores de la media que presentan diferencias estadísticamente significativas entre matrices, considerando un nivel significativo de $P < 0,05$. A partir de los resultados obtenidos, se observó que los elementos Pb, Cu, Co, Zn y As presentan diferencias estadísticamente significativas entre el polvo sedimentado y suelo local, lo que indica una mayor concentración de estos elementos en el polvo sedimentado. Esto refuerza la hipótesis de que el polvo actúa como una matriz receptora y acumuladora de elementos traza. Por otro lado, para los elementos como Cr y Ni no se encontraron diferencias significativas entre ambas matrices, lo que sugiere una distribución más homogénea de estos elementos entre el polvo y el suelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Concentraciones de elementos traza en polvo sedimentado y suelos urbanos

El análisis comparativo de las concentraciones de elementos traza entre las muestras de polvo sedimentado y suelos locales recolectadas en la ciudad de Diego de Almagro evidencia diferencias sustanciales. En general, las concentraciones promedio y máximas de los elementos traza son más elevadas en el polvo sedimentado en comparación con los suelos, lo cual sugiere un aporte externo de contaminantes asociado a la tormenta de arena (Tabla 2). Los elementos traza se detectaron en ambas matrices, aunque con concentraciones significativamente más altas ($P < 0,05$) en el polvo sedimentado que, en los suelos, especialmente en el caso del Cu. El Cu presenta la diferencia más notoria, con una concentración media de 706,32 mg/kg en polvo sedimentado frente a 240,94 mg/kg en suelos, alcanzando un valor máximo de 5469,6 mg/kg en el primero, más del doble del máximo registrado en los suelos. El Pb también muestra concentraciones significativamente mayores en polvo, con una media de 24,02 mg/kg respecto a 14,75 mg/kg en suelos, y un valor máximo de 99,3 mg/kg frente a 77,2 mg/kg. De manera similar, el Zn exhibe una media de 166,83 mg/kg en polvo y 77,08 mg/kg en suelos, con máximos de 1003,2 y 367,2 mg/kg respectivamente. El As, un elemento de alta toxicidad, alcanza valores

promedios de 30,61 mg/kg en polvo y 24,63 mg/kg en suelos, con una concentración máxima en polvo cercana a 90 mg/kg, duplicando el valor observado en suelos. Otros elementos como Co, Cr y Ni muestran también mayores concentraciones en el polvo, aunque con diferencias menos marcadas. Estos resultados refuerzan la hipótesis de que la tormenta de arena introdujo material particulado con una firma geoquímica distinta a la del suelo local, posiblemente relacionada con fuentes industriales, mineras o naturales alteradas, aumentando así la carga de elementos traza disponibles para la exposición humana. Al comparar las concentraciones observadas con valores de referencia establecidos por normativas internacionales, Chile no posee normativa para elementos traza en suelos urbanos, se constata que varios elementos traza superan los límites considerados seguros para la salud humana y el ambiente, particularmente en las muestras de polvo sedimentado. En el caso del plomo, las concentraciones máximas detectadas en polvo (99,3 mg/kg) sobrepasan el límite recomendado por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA) para suelos residenciales, que es de 80 mg/kg, lo que podría representar un riesgo significativo, especialmente para la población infantil. El As, tanto en polvo como en suelos, supera ampliamente el umbral de 20 mg/kg establecido por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y recogido en distintas normativas latinoamericanas. En el caso del cobre, los valores máximos en polvo (5469,6 mg/kg) exceden considerablemente los niveles de intervención definidos por las guías holandesas (Dutch Intervention Values), que oscilan entre 200 y 600 mg/kg. El Zn, con una concentración máxima de 1003,2 mg/kg en polvo, también supera el valor de referencia internacional de 300 mg/kg utilizado como umbral de preocupación ambiental. En el contexto latinoamericano, algunos países como Colombia, Brasil y México han avanzado en establecer normas. Por ejemplo, la normativa colombiana (Resolución 061/2015 del ministerio de ambiente y desarrollo sostenible), que establece los límites para vertimientos de agua residuales, pero también se utilizan como referencia para suelos en ausencia de una norma específica, establece un valor máximo permisible de 150 mg/kg para Pb y 50 mg/kg para As en suelos de uso residencial, umbral que también se ve excedido en las muestras de polvo y suelo

analizadas. Para Brasil, a través de la resolución CONAMA N° 420/2009 establece valores guía para múltiples elementos, incluyendo Cu (60 mg/kg), Co (20 mg/kg), As (15 mg/kg), que también sobrepasa lo encontrado en esta investigación. México establece límites en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, teniendo As (22 mg/kg), Cu (400 mg/kg), Zn (800 mg/kg) nuevamente las concentraciones obtenidas de suelo y polvo en Diego de Almagro sobrepasan el límite establecido por estas normas latinoamericanas. En otros estudios de Chile, como en la ciudad Taltal (Reyes et al., 2020) también revela presencia de elementos traza que superan valores de referencia internacionales. Los valores obtenidos de As en ambas localidades superan ampliamente los valores de referencia de organismos internacionales como las OMS (20 mg/kg), como también los niveles de Cu y Pb asociados a proximidades del depósito de residuos mineros abandonados (Reyes et al., 2020). En la ciudad portuaria de Talcahuano, Chile también se han hecho estudios de elementos traza en suelos urbanos (Tume et al., 2018) en donde se encontraron concentraciones medianas de Cu, Pb y Zn (23 mg/kg, 12,5 mg/kg y 60,1 respectivamente) inferiores a los valores de referencias internacionales, en cambio, en Diego de Almagro las concentraciones máximas de estos elementos alcanzaron valores muchos más altos. Cabe destacar, aunque Talcahuano presenta una larga historia de actividad industrial, siendo principales fuentes de emisión antropógenas (Pedrero et al., 2009) los niveles de elementos traza en sus suelos son comparativamente más bajas. En Chile, aunque existen estudios técnicos y antecedentes normativos parciales, aún no se ha promulgado una norma primaria de calidad de suelos contaminados. El Ministerio del Medio Ambiente ha propuesto lineamientos preliminares en documentos como la “Propuesta de criterios para la gestión de sitios con presencia de sustancias químicas peligrosas” (MMA, 2015), los cuales sugieren utilizar referencias internacionales mientras se desarrollan estándares nacionales. Esta falta de una normativa específica limita la evaluación comparativa de la calidad de los suelos y la aplicación uniforme de medidas de remediación. Por ello, avanzar en una regulación clara y vinculante resulta clave para una gestión ambiental efectiva y sustentable.

Tabla 2. Resumen de Estadísticas de las concentraciones de plomo (Pb), Cobre (Cu), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Zinc (Zn), Níquel (Ni) y Arsénico (As) presente en el polvo sedimentado y suelos expresados en mg/kg. Los valores remarcados son estadísticamente significativos para cada elemento ($P < 0,05$).

E.	Matriz	Min	Q1	Media	Q3	Max	DAM
Pb	Polvo sedimentado	6,0	11,1	24,02	24,7	99,3	5,0
	Suelo local	4,2	7,2	14,75	17,4	77,2	4,5
Cu	Polvo sedimentado	77,7	337,4	706,32	741,6	5469,6	198
	Suelo local	46,4	115,8	240,94	312,7	1074,0	84,1
Co	Polvo sedimentado	9,3	12,6	23,26	26,3	77,2	3,7
	Suelo local	6,1	10,0	14,50	17,7	37,9	2,0
Cr	Polvo sedimentado	8,1	10,5	12,21	13,3	18,2	1,3
	Suelo local	6,6	10,6	12,15	13,6	23,2	1,3
Zn	Polvo sedimentado	32,6	68,5	166,83	172,7	1003,2	38,9
	Suelo local	32,9	47,8	77,08	73,2	367,2	8,7
Ni	Polvo sedimentado	6,9	8,1	9,65	10,9	14,6	1,4
	Suelo local	6,7	7,5	9,09	10,2	15,1	1,3
As	Polvo sedimentado	12,4	23,6	30,61	35,2	89,6	5,4
	Suelo local	6,9	16,6	24,63	30,3	48,1	6,7

Min = Valor mínimo; Q1 = Primer cuartil (25%); Media = Promedio; Q3 = Tercer cuartil (75%); Max = Valor máximo; DAM = Desviación absoluta media.

Distribución geoespacial de elementos traza en Diego de Almagro

La distribución geoespacial de los elementos traza en suelos reveló que las concentraciones de Pb, Co, Zn y Ni fueron mayores en el sector oeste de la ciudad, especialmente en las cercanías de la carretera donde se ubica una explotación minera (Figura 2). En el caso del Co, también se identificó un punto de alta concentración cerca de una canalización de aguas lluvias del río Salado,

curso que transportó una gran cantidad de sedimentos durante eventos de aluvión. Otro punto con concentraciones elevadas se registró en la Población Emergencia, asentamiento establecido tras el aluvión de 2015, donde además se observaron las mayores concentraciones de Cr y Ni. Estos antecedentes indican la necesidad de evaluar con mayor profundidad las concentraciones de elementos traza en los suelos de esta nueva área residencial de la ciudad. Para cobre, el punto de muestreo que presentó las mayores concentraciones correspondió a un lugar de talleres industriales. Adicionalmente, se detectaron altas concentraciones de Zn en el sector de la antigua estación de trenes, actualmente utilizado como estacionamiento de vehículos de alto tonelaje. En cuanto al As, las concentraciones más elevadas se encontraron en una zona del barrio industrial; sin embargo, estos resultados deben interpretarse con cautela, ya que otras muestras del mismo sector presentaron niveles más bajos de este elemento. Cabe destacar que el punto con mayor concentración de As se localizaba en las cercanías de un cerro, lo que sugiere que los materiales acumulados podrían haber sido transportados hacia esa zona durante eventos de aluvión.

En el polvo sedimentado (Figura 3), las concentraciones de Cu, Ni y As fueron más elevadas en el sector este de la ciudad, particularmente en las cercanías de la ladera de un cerro, lo que sugiere una posible deposición de partículas transportadas durante la tormenta de arena. De manera similar, Co y Zn presentaron sus mayores concentraciones en las laderas de los cerros del sector oeste, a sotavento, sugiriendo transporte por viento. En el caso del Pb, las concentraciones más altas se registraron en zonas con presencia de talleres industriales y trapiches, lo que indicaría una mayor influencia de fuentes antrópicas, más que al evento de tormenta. Para el Cr, las concentraciones más elevadas coincidieron con aquellas observadas en suelos, lo que podría atribuirse a un menor impacto del evento atmosférico en dichos sectores, y a la resuspensión de partículas locales desde el mismo suelo. Estos patrones sugieren que la distribución espacial de los metales está fuertemente condicionada por las actividades humanas y las características del entorno inmediato.

Figura 2. Distribución espacial de los elementos traza plomo (Pb), cobre (Cu), cobalto (Co), cromo (Cr), zinc (Zn), níquel (Ni) y arsénico (As) en suelos de la ciudad de Diego de Almagro. Los valores corresponden a concentraciones determinadas en puntos de muestreo georreferenciados.

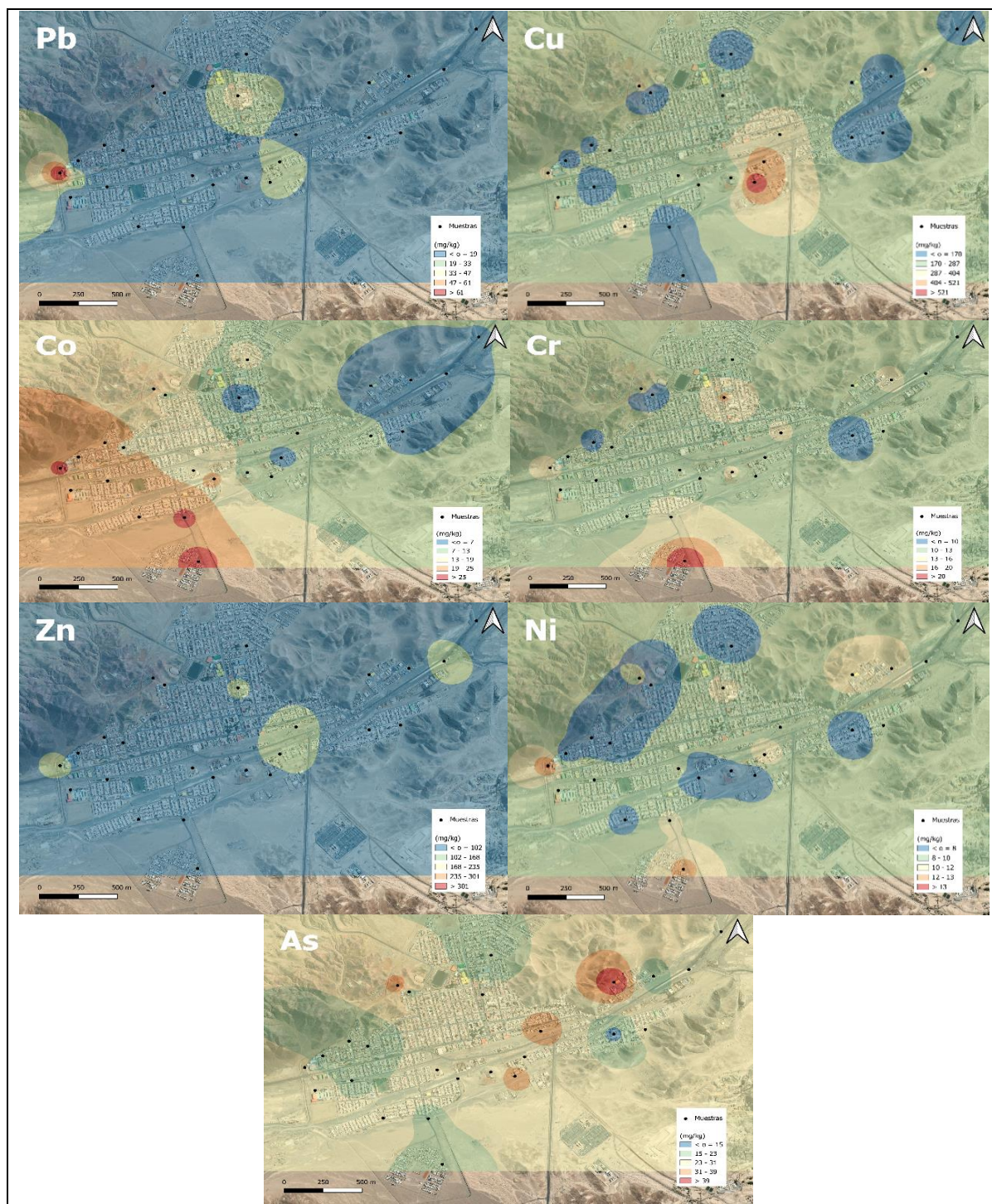
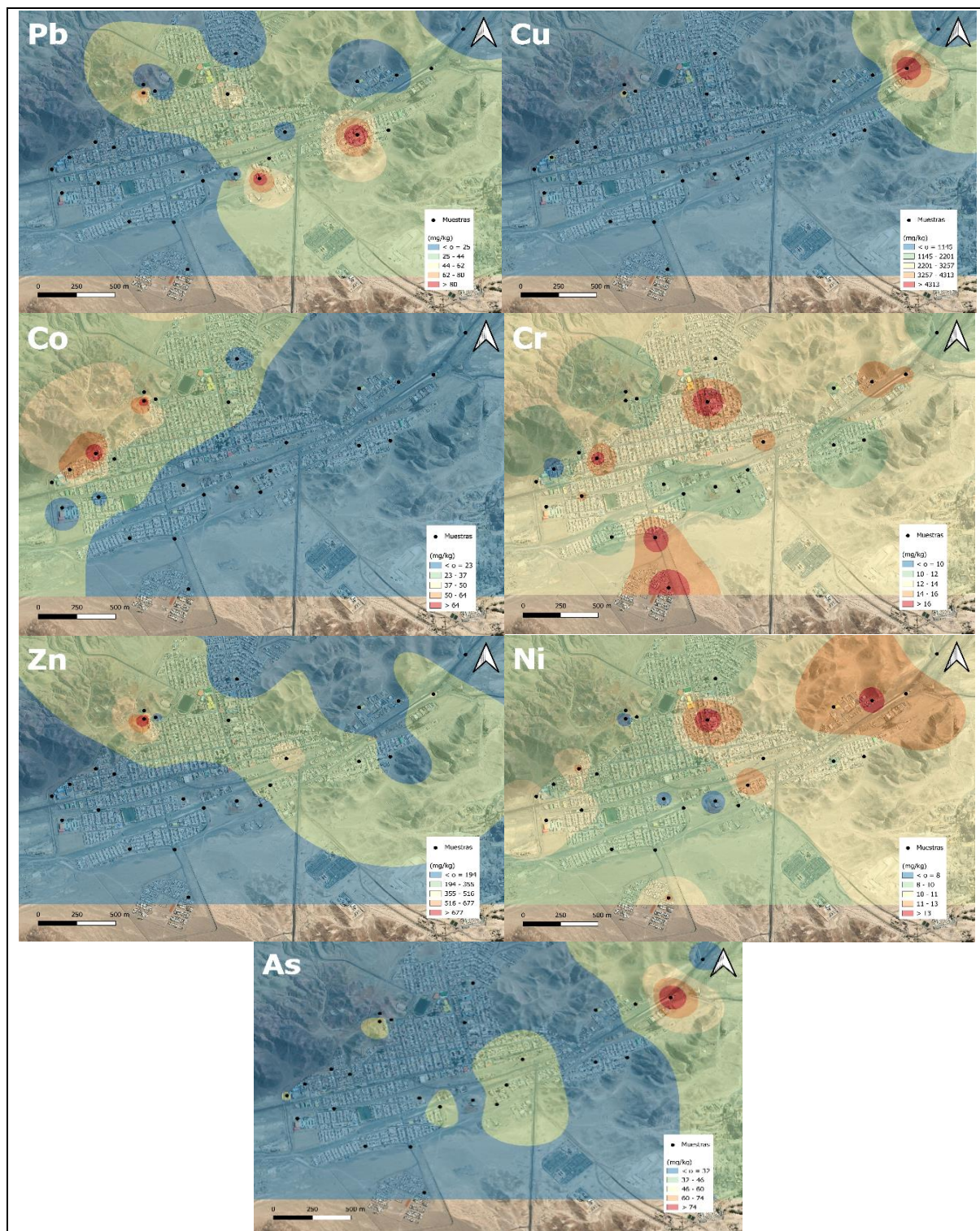


Figura 3. Distribución espacial de los elementos traza plomo (Pb), cobre (Cu), cobalto (Co), cromo (Cr), zinc (Zn), níquel (Ni) y arsénico (As) en polvo sedimentado de la ciudad de Diego de Almagro. Los valores corresponden a concentraciones determinadas de puntos de muestreo georreferenciados.



Numerosos estudios han revelado que las dos principales fuentes de contaminación por elementos traza, especialmente Cu, Pb y Zn en suelos urbanos, pueden atribuirse a los vertidos industriales y a las emisiones del tráfico (Luo et al., 2012). La meteorización mecánica y química del pavimento, así como el suelo arrastrado por el viento y el polvo de los alrededores, se consideran una fuente natural de polvo (Adamiec et al., 2016). La comuna de Diego de Almagro se sitúa cerca de distintos proyectos mineros (Pampa austral, mina la coipa) que pueden contribuir a la potencial emisión y dispersión de elementos traza y eventos climáticos como tormentas de arena, pueden movilizar partículas contaminadas desde las zonas mineras hacia las áreas más habitadas.

Evaluación del riesgo para la salud humana

El análisis de riesgo no cancerígeno asociado a la exposición a elementos traza en las matrices de suelos y polvo sedimentado reveló diferencias importantes entre elementos, grupos etarios y vías de exposición (Tabla 3). En términos generales, los valores del índice de peligro (HI) fueron más elevados en polvo sedimentado que en suelos, especialmente en el grupo infantil. En niños, el valor de HI alcanzó un máximo de 1,26 en polvo sedimentado, mientras que en suelos tuvo un valor de $9,85 \times 10^{-1}$. En contraste, en adultos el HI fue superior en suelos ($1,32 \times 10^{-1}$) en comparación con polvo sedimentado ($7,55 \times 10^{-2}$). Estos resultados indican que, aunque ambas matrices representan una fuente potencial de riesgo, el polvo sedimentado constituye un riesgo mayor para los niños, lo que puede atribuirse a su mayor contacto con superficies contaminadas y a su menor masa corporal.

Entre los elementos evaluados, el As fue el principal contribuyente al riesgo no cancerígeno en ambas matrices. En niños, el HQ_{total} asociado a As alcanzó $6,90 \times 10^{-1}$ en polvo sedimentado y $5,55 \times 10^{-1}$ en suelos. Este comportamiento se relaciona con la alta toxicidad crónica del As y su capacidad para ingresar al organismo por múltiples vías. El Co también presentó valores elevados de HQ_{total} , especialmente en niños expuestos a polvo sedimentado ($3,65 \times 10^{-1}$) y suelos ($3,69 \times 10^{-1}$). El Cu, en tanto, mostró una contribución significativa al riesgo, aunque inferior a la de As y Co. El Cr y el Ni registraron valores más

moderados, pero no despreciables, manteniéndose siempre por debajo de los umbrales de preocupación ($HQ < 1$). El Pb y el Zn, si bien presentes en concentraciones elevadas en algunas muestras, mostraron menor impacto en el HQ_{total} , probablemente debido a sus menores tasas de absorción relativas o a los factores de toxicidad empleados en el modelo.

La vía de exposición por ingestión fue la que aportó los mayores valores de HQ en todos los casos, especialmente en niños. Este resultado es coherente con la literatura, ya que los niños tienden a ingerir cantidades mayores de polvo y suelo de manera incidental durante actividades recreativas. La vía dérmica fue la segunda en importancia, destacándose particularmente en la exposición a As, Co y Cu, cuyos coeficientes de absorción cutánea son relativamente elevados. Por el contrario, la vía de inhalación tuvo una participación despreciable en el riesgo total, con valores de HQ de magnitud inferior a 10^{-6} , sin diferencias relevantes entre matrices ni grupos etarios.

Al comparar entre grupos etarios, los HQ y HI fueron consistentemente más altos en niños que en adultos. Es importante destacar que, en polvo sedimentado, el HI en niños superó el umbral de seguridad ($HI > 1$), indicando un riesgo no cancerígeno potencialmente significativo. En adultos, en cambio, todos los valores de HQ e HI se mantuvieron por debajo del nivel crítico, indicando un riesgo bajo en este grupo. Estos hallazgos refuerzan la necesidad de implementar medidas específicas de mitigación y prevención orientadas a proteger a la población infantil. Asimismo, se sugiere fortalecer la vigilancia ambiental en zonas con presencia de polvo sedimentado contaminado, especialmente en contextos urbanos o industriales. La identificación de elementos prioritarios para monitoreo, como As y Co, podría orientar futuras acciones de gestión del riesgo. Además, estrategias educativas sobre higiene y manejo del polvo en entornos escolares y recreativos podrían reducir la exposición en grupos vulnerables. La participación de autoridades y comunidad es clave para entornos seguros, y desarrollar normativas específicas sobre polvo sedimentado sería un avance importante para la salud pública.

Tabla 3. Valores de los riesgos no cancerígenos para la salud humana que suponen el plomo (Pb), cobre (Cu), cobalto (Co), cromo (Cr), zinc (Zn), níquel (Ni) y arsénico (As) presentes en el polvo sedimentado y suelo de la zona de estudio por vía oral, inhalatoria y dérmica, para adultos.

Matriz	HQ_{ing} Adultos	HQ_{inh} Adultos	HQ_{dermal} Adultos	HQ_{total} Adultos
Pb				
Polvo Sedimentado	$3,00 \times 10^{-7}$	$7,00 \times 10^{-7}$	$2,00 \times 10^{-4}$	$2,00 \times 10^{-4}$
Suelo	$3,25 \times 10^{-2}$	$5,00 \times 10^{-7}$	$1,39 \times 10^{-4}$	$4,00 \times 10^{-3}$
Cu				
Polvo Sedimentado	$7,60 \times 10^{-7}$	$1,82 \times 10^{-6}$	$4,94 \times 10^{-4}$	$4,97 \times 10^{-4}$
Suelo	$4,24 \times 10^{-3}$	$6,24 \times 10^{-6}$	$1,69 \times 10^{-4}$	$4,42 \times 10^{-3}$
Co				
Polvo Sedimentado	$2,30 \times 10^{-6}$	$8,03 \times 10^{-6}$	$2,18 \times 10^{-3}$	$2,19 \times 10^{-3}$
Suelo	$3,41 \times 10^{-2}$	$5,00 \times 10^{-6}$	$1,36 \times 10^{-3}$	$3,54 \times 10^{-2}$
Cr				
Polvo Sedimentado	$2,90 \times 10^{-3}$	$4,21 \times 10^{-7}$	$1,14 \times 10^{-4}$	$2,98 \times 10^{-3}$
Suelo	$2,85 \times 10^{-3}$	$4,20 \times 10^{-7}$	$1,14 \times 10^{-4}$	$2,97 \times 10^{-3}$
Zn				
Polvo Sedimentado	$3,91 \times 10^{-4}$	$5,76 \times 10^{-8}$	$1,56 \times 10^{-5}$	$4,07 \times 10^{-4}$
Suelo	$1,81 \times 10^{-4}$	$2,66 \times 10^{-8}$	$7,22 \times 10^{-6}$	$1,88 \times 10^{-4}$
Ni				
Polvo Sedimentado	$3,39 \times 10^{-4}$	$4,99 \times 10^{-8}$	$1,36 \times 10^{-5}$	$3,53 \times 10^{-4}$
Suelo	$3,20 \times 10^{-4}$	$4,70 \times 10^{-8}$	$1,27 \times 10^{-5}$	$3,32 \times 10^{-4}$
As				
Polvo Sedimentado	$7,19 \times 10^{-2}$	$1,06 \times 10^{-5}$	$2,87 \times 10^{-3}$	$7,47 \times 10^{-2}$
Suelo	$5,78 \times 10^{-2}$	$8,50 \times 10^{-6}$	$2,30 \times 10^{-3}$	$6,01 \times 10^{-2}$
Índice de peligro (HI)				
Polvo Sedimentado	$7,55 \times 10^{-2}$	$2,17 \times 10^{-5}$	$5,89 \times 10^{-3}$	$8,14 \times 10^{-2}$
Suelo	$1,32 \times 10^{-1}$	$2,07 \times 10^{-5}$	$4,10 \times 10^{-3}$	$1,07 \times 10^{-1}$

HQ_{ing} = cociente de riesgo no cancerígeno por ingestión; HQ_{inh} = por inhalación; HQ_{dermal} = por absorción dérmica; HQ_{total} = suma del riesgo total por las tres vías de exposición.

Tabla 4. Valores de los riesgos no cancerígenos para la salud humana que suponen el plomo (Pb), cobre (Cu), cobalto (Co), cromo (Cr), zinc (Zn), níquel (Ni) y arsénico (As) presentes en el polvo sedimentado y suelo de la zona de estudio por vía oral, inhalatoria y dérmica, para niños.

Matriz	HQ_{ing} Niños	HQ_{inh} Niños	HQ_{dermal} Niños	HQ_{total} Niños
Pb				
Polvo Sedimentado	$5,00 \times 10^{-2}$	$1,00 \times 10^{-6}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$5,00 \times 10^{-2}$
Suelo	$3,48 \times 10^{-3}$	$9,00 \times 10^{-7}$	$9,09 \times 10^{-4}$	$3,00 \times 10^{-2}$
Cu				
Polvo Sedimentado	$1,16 \times 10^{-1}$	$3,23 \times 10^{-6}$	$3,24 \times 10^{-3}$	$1,19 \times 10^{-1}$
Suelo	$3,96 \times 10^{-2}$	$1,10 \times 10^{-5}$	$1,10 \times 10^{-3}$	$4,07 \times 10^{-2}$
Co				
Polvo Sedimentado	$3,50 \times 10^{-1}$	$1,42 \times 10^{-5}$	$1,43 \times 10^{-2}$	$3,65 \times 10^{-1}$
Suelo	$3,18 \times 10^{-1}$	$8,80 \times 10^{-5}$	$8,90 \times 10^{-3}$	$3,28 \times 10^{-1}$
Cr				
Polvo Sedimentado	$2,67 \times 10^{-2}$	$7,48 \times 10^{-7}$	$7,49 \times 10^{-4}$	$2,75 \times 10^{-2}$
Suelo	$2,66 \times 10^{-2}$	$7,40 \times 10^{-6}$	$7,45 \times 10^{-4}$	$2,73 \times 10^{-2}$
Zn				
Polvo Sedimentado	$3,65 \times 10^{-3}$	$1,02 \times 10^{-7}$	$1,02 \times 10^{-4}$	$3,76 \times 10^{-6}$
Suelo	$1,69 \times 10^{-3}$	$4,72 \times 10^{-7}$	$4,73 \times 10^{-5}$	$1,74 \times 10^{-3}$
Ni				
Polvo Sedimentado	$3,17 \times 10^{-3}$	$8,86 \times 10^{-8}$	$8,87 \times 10^{-5}$	$3,26 \times 10^{-3}$
Suelo	$2,99 \times 10^{-3}$	$8,34 \times 10^{-7}$	$8,36 \times 10^{-5}$	$3,07 \times 10^{-3}$
As				
Polvo Sedimentado	$6,71 \times 10^{-1}$	$1,87 \times 10^{-5}$	$1,88 \times 10^{-2}$	$6,90 \times 10^{-1}$
Suelo	$5,40 \times 10^{-1}$	$1,51 \times 10^{-4}$	$1,51 \times 10^{-2}$	$5,55 \times 10^{-1}$
Índice de peligro				
Polvo Sedimentado	1,22	$3,8 \times 10^{-5}$	$3,82 \times 10^{-2}$	1,26
Suelo	$9,32 \times 10^{-1}$	$2,59 \times 10^{-4}$	$5,06 \times 10^{-2}$	$9,85 \times 10^{-1}$

HQ_{ing} = cociente de riesgo no cancerígeno por ingestión; HQ_{inh} = por inhalación; HQ_{dermal} = por absorción dérmica; HQ_{total} = suma del riesgo total por las tres vías de exposición.

La comparación entre CR estimados por exposición a elementos traza en polvo sedimentado y en suelos muestra diferencias marcadas según el medio, el metal y el grupo etario (adultos o niños). En general, los valores de \sum CR totales fueron mayores en polvo sedimentado que en suelos para ambos grupos etarios, destacando un \sum CR total para niños en polvo sedimentado de $9,62 \times 10^{-3}$, mientras que en suelos fue de $3,40 \times 10^{-3}$ (Tabla 5). Esta tendencia sugiere que el polvo sedimentado representa un mayor riesgo cancerígeno potencial, especialmente para la población infantil.

Entre los elementos Pb, As y Cu contribuyeron significativamente al \sum CR en ambas matrices. Por ejemplo, el CR total para Pb en niños alcanzó 2×10^{-4} en polvo sedimentado, comparado con $1,7 \times 10^{-4}$ en suelos. Similarmente, As presentó un CR total de $3,1 \times 10^{-4}$ en niños expuestos a polvo, frente a $2,5 \times 10^{-4}$ en suelo. Estos elementos son conocidos por su toxicidad y persistencia en el ambiente, por lo que su presencia en forma biodisponible en el polvo plantea una preocupación de salud pública considerable.

El riesgo por ingestión (CR_{ing}) fue el principal contribuyente al riesgo total, siendo particularmente elevado en niños. Esto es coherente con los hábitos conductuales de los niños, como la mayor frecuencia de contacto mano-boca, que incrementan la exposición oral a partículas contaminadas. Por ejemplo, el CR_{ing} para Cu en niños fue de $6,93 \times 10^{-3}$ en polvo sedimentado, superando ampliamente el valor observado en adultos ($4,56 \times 10^{-8}$), lo que refuerza la mayor vulnerabilidad infantil. Estas diferencias reflejan no solo factores fisiológicos, sino también comportamentales, que amplifican la exposición en etapas tempranas de vida. Además, el tipo de matriz influye notablemente, ya que el polvo sedimentado presenta una mayor disponibilidad superficial para el contacto incidental. Esto subraya la importancia de considerar medidas específicas de control en entornos frecuentados por niños, como escuelas y áreas de juego. En cuanto a la vía dérmica (CR_{dermal}), aunque sus valores absolutos fueron menores que por ingestión, también mostraron diferencias entre matrices. El CR_{dermal} para Ni en polvo sedimentado fue de $2,6 \times 10^{-6}$ en niños, mientras que en suelos fue de $2,5 \times 10^{-6}$, evidenciando un riesgo comparable.

Tabla 5. Valores de los riesgos cancerígenos (CR) para la salud humana que suponen el plomo (Pb), cobre (Cu), cobalto (Co), cromo (Cr), zinc (Zn), níquel (Ni) y arsénico (As) presentes en el polvo sedimentado y suelo de la zona de estudio por vía oral, inhalatoria y dérmica, para adultos. Se incluyen los valores individuales por elemento y vía de exposición, así como el riesgo cancerígeno total (CR_{total}) estimado para cada matriz.

Matriz	CR_{ing} Adultos	CR_{inh} Adultos	CR_{dermal} Adultos	CR_{total} Adultos
Pb				
Polvo Sedimentado	2×10^{-9}	4×10^{-9}	1×10^{-6}	1×10^{-6}
Suelo	$1,8 \times 10^{-5}$	$2,7 \times 10^{-9}$	$7,3 \times 10^{-7}$	$1,9 \times 10^{-5}$
Cu				
Polvo Sedimentado	$4,56 \times 10^{-8}$	$1,09 \times 10^{-7}$	$2,96 \times 10^{-5}$	$2,98 \times 10^{-5}$
Suelo	$2,5 \times 10^{-4}$	$3,7 \times 10^{-7}$	1×10^{-5}	$2,6 \times 10^{-4}$
Co				
Polvo Sedimentado	1×10^{-9}	$3,6 \times 10^{-9}$	$9,8 \times 10^{-7}$	$9,8 \times 10^{-7}$
Suelo	$1,5 \times 10^{-5}$	$2,3 \times 10^{-9}$	$6,11 \times 10^{-7}$	$1,6 \times 10^{-5}$
Cr				
Polvo Sedimentado	$1,2 \times 10^{-5}$	$1,8 \times 10^{-9}$	$5,1 \times 10^{-7}$	$1,3 \times 10^{-5}$
Suelo	$1,3 \times 10^{-5}$	$1,9 \times 10^{-9}$	$5,12 \times 10^{-7}$	$1,3 \times 10^{-5}$
Zn				
Polvo Sedimentado	$1,7 \times 10^{-4}$	$2,6 \times 10^{-8}$	7×10^{-6}	$1,8 \times 10^{-4}$
Suelo	$8,1 \times 10^{-5}$	$1,2 \times 10^{-8}$	$3,2 \times 10^{-6}$	$8,5 \times 10^{-5}$
Ni				
Polvo Sedimentado	1×10^{-5}	$1,4 \times 10^{-9}$	4×10^{-7}	$1,06 \times 10^{-5}$
Suelo	$9,6 \times 10^{-6}$	$1,4 \times 10^{-9}$	$3,8 \times 10^{-7}$	$9,9 \times 10^{-6}$
As				
Polvo Sedimentado	$3,2 \times 10^{-5}$	$4,8 \times 10^{-9}$	$1,3 \times 10^{-6}$	$3,3 \times 10^{-5}$
Suelo	$2,6 \times 10^{-5}$	$3,8 \times 10^{-9}$	$1,03 \times 10^{-6}$	$2,7 \times 10^{-5}$
Σ Riesgo cancerígeno				
Polvo Sedimentado	$2,24 \times 10^{-4}$	$1,51 \times 10^{-7}$	$4,08 \times 10^{-5}$	$2,68 \times 10^{-4}$
Suelo	$4,13 \times 10^{-4}$	$3,9 \times 10^{-7}$	$1,65 \times 10^{-5}$	$4,3 \times 10^{-4}$

CR_{ing} = riesgo cancerígeno por ingestión; CR_{inh} = riesgo cancerígeno por inhalación; CR_{dermal} = riesgo cancerígeno por absorción dérmica; CR_{total} = riesgo cancerígeno total por las tres vías de exposición.

Tabla 6. Valores de los riesgos cancerígenos (CR) para la salud humana que suponen el plomo (Pb), cobre (Cu), cobalto (Co), cromo (Cr), zinc (Zn), níquel (Ni) y arsénico (As) presentes en el polvo sedimentado y suelo de la zona de estudio por vía oral, inhalatoria y dérmica, para niños. Se incluyen los valores individuales por elemento y vía de exposición, así como el riesgo cancerígeno total (CR_{total}) estimado para cada matriz.

Matriz	CR_{ing} Niños	CR_{inh} Niños	CR_{dermal} Niños	CR_{total} Niños
Pb				
Polvo Sedimentado	2,00 x 10 ⁻⁴	7,00 x 10 ⁻⁹	7,00 x 10 ⁻⁶	2,00 x 10 ⁻⁴
Suelo	1,70 x 10 ⁻⁴	4,80 x 10 ⁻⁹	4,70 x 10 ⁻⁶	1,70 x 10 ⁻⁴
Cu				
Polvo Sedimentado	6,93 x 10 ⁻³	1,94 x 10 ⁻⁷	1,94 x 10 ⁻⁴	7,13 x 10 ⁻³
Suelo	2,40 x 10 ⁻³	6,60 x 10 ⁻⁷	6,65 x 10 ⁻⁵	2,44 x 10 ⁻³
Co				
Polvo Sedimentado	1,50 x 10 ⁻⁴	6,40 x 10 ⁻⁹	6,40 x 10 ⁻⁶	1,60 x 10 ⁻⁴
Suelo	1,40 x 10 ⁻⁴	4,00 x 10 ⁻⁸	4,00 x 10 ⁻⁶	1,50 x 10 ⁻⁴
Cr				
Polvo Sedimentado	1,20 x 10 ⁻⁴	3,30 x 10 ⁻⁹	3,30 x 10 ⁻⁶	1,20 x 10 ⁻⁴
Suelo	1,19 x 10 ⁻⁴	3,32 x 10 ⁻⁸	3,40 x 10 ⁻⁶	1,20 x 10 ⁻⁴
Zn				
Polvo Sedimentado	1,60 x 10 ⁻³	4,60 x 10 ⁻⁸	4,60 x 10 ⁻⁵	1,60 x 10 ⁻³
Suelo	7,60 x 10 ⁻⁴	2,12 x 10 ⁻⁷	2,13 x 10 ⁻⁵	7,80 x 10 ⁻⁴
Ni				
Polvo Sedimentado	9,50 x 10 ⁻⁵	2,70 x 10 ⁻⁹	2,60 x 10 ⁻⁶	9,78 x 10 ⁻⁵
Suelo	9,00 x 10 ⁻⁵	2,50 x 10 ⁻⁸	2,50 x 10 ⁻⁶	9,20 x 10 ⁻⁵
As				
Polvo Sedimentado	3,00 x 10 ⁻⁴	8,40 x 10 ⁻⁹	8,50 x 10 ⁻⁶	3,10 x 10 ⁻⁴
Suelo	2,40 x 10 ⁻⁴	6,80 x 10 ⁻⁸	6,80 x 10 ⁻⁶	2,50 x 10 ⁻⁴
∑Riesgo cancerígeno				
Polvo Sedimentado	9,40 x 10 ⁻³	2,68 x 10 ⁻⁷	2,68 x 10 ⁻⁴	9,62 x 10 ⁻³
Suelo	3,92 x 10 ⁻³	1,04 x 10 ⁻⁶	1,54 x 10 ⁻³	3,40 x 10 ⁻³

CR_{ing} = riesgo cancerígeno por ingestión; CR_{inh} = riesgo cancerígeno por inhalación; CR_{dermal} = riesgo cancerígeno por absorción dérmica; CR_{total} = riesgo cancerígeno total por las tres vías de exposición.

En Chile y en otras partes del mundo, se han realizado estudios de elementos traza y su relación con la salud humana. El estudio realizado por Tardani et al., 2023 en su análisis geoquímico de suelos urbanos en la ciudad de Valdivia, Chile evidenció la presencia de elementos potencialmente tóxicos como Cu, Zn, Pb y As, asociado a fuentes naturales como antrópicas. La evaluación de riesgo para la salud humana concluyó que si bien los niños presentan un índice de peligro (HI) por ingestión el riesgo total no superó críticamente los niveles de preocupación y el riesgo carcinogénico se mantuvo en rangos aceptables, en Diego de Almagro, al igual que Valdivia el riesgo no cancerígeno no supero niveles de preocupación. En contraste con el riesgo cancerígeno, a diferencia de Valdivia, muestra un riesgo considerablemente mayor, considerando un riesgo cancerígeno para elementos como el arsénico, plomo y cobre. La vía oral por ingestión fue la más alta en ambos estudios, al igual que en el de Wei et al., 2015 donde se encontró que la ingestión era la principal vía de preocupación para los elementos traza. Además, los niños son más susceptibles a elementos traza que los adultos debido a comportamientos característicos, como tendencia de llevarse la mano o dedos a la boca (Tan et al., 2016) y por el hecho que su sistema inmunológico aún se encuentra en desarrollo. Por su parte, el estudio de Sun et al., 2017 desarrollado en la ciudad industrial de Zhuzhou, China abordó la presencia de elementos de tierras raras (REEs) en el polvo urbano, dado su creciente uso industrial. A pesar del entorno industrial denso, los niveles de riesgo estimados para adultos y niños fueron bajos. A diferencia del estudio de Focus et al., 2021 realizado en la localidad minera de Rwamagasa en Tanzania que examinó la exposición a elementos traza en suelos cercanos de minería y a pequeña escala, donde para adultos y niños existió un riesgo no cancerígeno, sobre todo en niños con un resultado bastante elevado, indicando un riesgo importante para la salud no relacionada con el cáncer para los niños que viven alrededor de estas áreas (Kamuda et al., 2016).

CONCLUSIONES

1. Los elementos traza se detectaron en ambas matrices, aunque con concentraciones significativamente más altas ($P < 0,05$) en el polvo sedimentado

que en los suelos, especialmente en el caso del Cu. Esta diferencia sugiere una mayor movilidad y disponibilidad de estos contaminantes en la fracción particulada depositada tras el evento, lo que destaca la relevancia de considerar el polvo como un vector significativo de contaminación en zonas urbanas afectadas por fenómenos naturales extremos.

2. La representación geoespacial permitió identificar sectores específicos donde se concentran los mayores niveles de elementos traza, tanto en suelos como en polvo sedimentado. Estas áreas coinciden principalmente con zonas de alta tráfico vehicular, lo que refuerza la influencia de las fuentes antrópicas y la vulnerabilidad de ciertos espacios urbanos a la acumulación de contaminantes. La herramienta cartográfica facilitó una visualización clara de los focos de riesgo, permitiendo priorizar intervenciones y estrategias de mitigación en puntos críticos.
3. La evaluación del riesgo para la salud humana reveló que el polvo sedimentado representa un riesgo carcinogénico potencial mayor que el suelo, especialmente para los niños, quienes presentan valores de $\sum CR$ total cercanos o superiores a los umbrales de preocupación establecidos por agencias internacionales. La vía de exposición más relevante fue la ingestión, seguida por el contacto dérmico y la inhalación. Elementos como Pb, As y Cu fueron los principales contribuyentes al riesgo total. Estos hallazgos destacan la necesidad urgente de implementar medidas de control del polvo urbano y planes de educación ambiental orientados a proteger a las poblaciones más vulnerables, especialmente en contextos posteventos atmosféricos como tormentas de arena.

REFERENCIAS

1. Aarons, S. M., Blakowski, M. A., Aciego, S. M., Stevenson, E. I., Sims, K. W., Scott, S. R., & Aarons, C. (2017). Geochemical characterization of critical dust source regions in the American West. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 215, 141–161.
2. Adamiec, E., Jarosz-Krzemińska, E., & Wieszala, R. (2016). Heavy metals from non-exhaust vehicle emissions in urban and motorway road dusts. *Environmental monitoring and assessment*, 188, 1-11.

3. Adriano, D. C. (2001). Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals (Vol. 860). New York: Springer.
4. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2011). Division of Toxicology and Environmental Medicine. United States Department of Health and Human Service of EEUU. Public Health Service.
5. Alloway, B. J. (2012). Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability (Third edition).
6. Características demográficas y socioeconómicas de la comuna de Diego de Almagro (2021) CIREN.
7. Charlton, A., Sakrabani, R., Tyrrel, S., Casado, M. R., McGrath, S. P., Crooks, B., Cooper, P., & Campbell, C. D. (2016). Long-term impact of sewage sludge application on soil microbial biomass: an evaluation using meta-analysis. *Environmental Pollution*, 219, 1021–1035.
8. Del Rio-Salas, R., Ruiz, J., De la O-Villanueva, M., Valencia-Moreno, M., Moreno- Rodríguez, V., Gómez-Alvarez, A., & Meza-Figueroa, D. (2012). Tracing geogenic and anthropogenic sources in urban dusts: Insights from lead isotopes. *Atmospheric Environment*, 60, 202–210.
9. Diami, S. M., Kusin, F. M., & Madzin, Z. (2016). Potential ecological and human health risks of heavy metals in surface soils associated with iron ore mining in Pahang, Malaysia. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 21086–21097.
10. Fernández-Olmo, I., Puente, M., & Irabien, A. (2015). A comparative study between the fluxes of trace elements in bulk atmospheric deposition at industrial, urban, traffic, and rural sites. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 13427–13441.
11. Focus, E., Rwiza, M. J., Mohammed, N. K., & Banzi, F. P. (2021). Health risk assessment of trace elements in soil for people living and working in a mining area. *Journal of environmental and public health*, 2021(1), 9976048.
12. Goudie, A. S., & Middleton, N. J. (2006). Desert dust in the global system. Springer Science & Business Media.

13. Goudie, A. S. (2014). Desert dust and human health disorders. *Environment International*, 63, 101–113.
14. Hong, Y.-S., Song, K.-H., & Chung, J.-Y. (2014). Health effects of chronic arsenic exposure. In Hubaux et al. (2012). *Environmental Health*.
15. Hubaux, R., Becker-Santos, D. D., Enfield, K. S., Lam, S., Lam, W. L., & Martinez, V. D. (2012). Arsenic, asbestos and radon: emerging players in lung tumorigenesis. *Environmental Health*.
16. Kabata-Pendias, A., & Mukherjee, A. B. (2007). Trace elements from soil to human (pp.67–83). Springer Berlin Heidelberg.
17. Kamunda C., Mathuthu M., and Madhuku M. (2016). An assessment of radiological hazards from gold mine tailings in the province of Gauteng in South Africa, *International Journal of Environmental Research and Public Health*.
18. Kastury, F., Smith, E., & Juhasz, A. (2017). A critical review of approaches and limitations of inhalation bioavailability and bioaccessibility of metal(loid)s from ambient particulate matter or dust. *Science of The Total Environment*, 574, 1054–1074.
19. Kurzius-Spencer, M., Burgess, J. L., Harris, R. B., Hartz, V., Roberge, J., Huang, S., & O'Rourke, M. K. (2014). Contribution of diet to aggregate arsenic exposures—an analysis across populations. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 24(2), 156–162.
20. Li, J., Wang, G., Liu, F., Cui, L., & Jiao, Y. (2020). Source apportionment and ecological- health risks assessment of heavy metals in topsoil near a factory, central China. *Exposure and Health*.
21. Liang, P., Chen, B., Yang, X., Liu, Q., Li, A., Mackenzie, L., & Zhang, D. (2022). Revealing the dust transport processes of the 2021 mega dust storm event in northern China. *Science Bulletin*, 67(1), 21–24.
22. Linder, M. C. (2012). The relationship of copper to DNA damage and damage prevention in humans. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, 733(1–2), 83–91.
23. Liu, G., Wang, J., Liu, X., Liu, X., Li, X., Ren, Y., Wang, J., & Dong, L. (2018). Partitioning and geochemical fractions of heavy metals from geogenic and anthropogenic sources in various soil particle size fractions.

24. Luo XiaoSan, L. X., Yu Shen, Y. S., Zhu YongGuan, Z. Y., & Li XiangDong, L. X. (2012). Trace metal contamination in urban soils of China.
25. Mesa de noticias de El Mostrador. (2022). Gran tormenta de arena en comuna de Diego de Almagro: Onemi decreta alerta amarilla. El Mostrador.
26. Ming-Ho, Y. (2005). Environmental toxicology: Biological and health effects of pollutants. Chap. 12.
27. Nogué, S., Sanz-Gallén, P., Torras, A., & Boluda, F. (2004). Chronic overexposure to cadmium fumes associated with IgA mesangial glomerulonephritis. *Occupational Medicine*, 54(4), 265–267.
28. Reyes, A., Thiombane, M., Panico, A., Daniele, L., Lima, A., Di Bonito, M., & De Vivo, B. (2020). Source patterns of potentially toxic elements (PTEs) and mining activity contamination level in soils of Taltal city (northern Chile). *Environmental geochemistry and health*, 42, 2573-2594.
29. Pedrero, P., Tardón, C., & López, E. (2009). Descriptive mathematical techniques to study historical data: An application to sulfur dioxide pollution in the city of Talcahuano–Chile. *Atmospheric Environment*, 43(40), 6279-6286.
30. Qing, X., Yutong, Z., & Shenggao, L. (2015). Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 120, 377–385.
31. Sanín, L. H., González-Cossío, T., Romieu, I., & Hernández-Avila, M. (1998). Acumulación de plomo en hueso y sus efectos en la salud. *Salud Pública de México*, 40, 359– 368.
32. Sun, G., Li, Z., Liu, T., Chen, J., Wu, T., & Feng, X. (2017). Rare earth elements in street dust and associated health risk in a municipal industrial base of central China. *Environmental Geochemistry and Health*, 39, 1469-1486.
33. Tan, S. Y., Praveena, S. M., Abidin, E. Z., & Cheema, M. S. (2016). A review of heavy metals in indoor dust and its human health-risk implications. *Reviews on environmental health*, 31(4), 447-456.
34. Tardani, D., Vera, F., Álvarez-Amado, F., Tolorza, V., Lacassie, J. P., Jullian, D., & Gutiérrez, L. (2023). Evaluating natural and anthropogenic inputs on the

- distribution of potentially toxic elements in urban soil of Valdivia, Chile. *Environmental Geochemistry and Health*, 45(11), 7841-7859.
35. Tume, P., González, E., King, R. W., Monsalve, V., Roca, N., & Bech, J. (2018). Spatial distribution of potentially harmful elements in urban soils, city of Talcahuano, Chile. *Journal of Geochemical Exploration*, 184, 333-344.
 36. United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1986). *Quality criteria for water*. Office of Water Regulations and Standards, DC, 20460.
 37. United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1989). *Risk assessment guidance for superfund Volume 1: Human health evaluation manual (Part A)*. Office of Emergency and Remedial Response.
 38. United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1996). *Soil screening guidance: Technical background document*. Superfund.
 39. United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2001). *Toxics release inventory: public data release report*. Retrieved June 25, 2023.
 40. United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2023). *Regional Screening Levels (RSLs): Generic tables: Resident soil*. Retrieved June 24, 2023.
 41. Wei, X., Gao, B., Wang, P., Zhou, H., & Lu, J. (2015). Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in street dusts from different functional areas in Beijing, China. *Ecotoxicology and environmental safety*, 112, 186-192.
 42. Wu, S., Peng, S., Zhang, X., Wu, D., Luo, W., Zhang, T., Zhou, S., Yang, G., Wan, H., & Wu, L. (2015). Levels and health risk assessments of heavy metals in urban soils in Dongguan, China. *Journal of Geochemical Exploration*, 148, 71-78.
 43. Zhang, X., & Yang, Q. (2018). Association between serum copper levels and lung cancer risk: A meta-analysis. *Journal of International Medical Research*.
 44. Zheng, X., Zhao, W., Yan, X., Shu, T., Xiong, Q., & Chen, F. (2015). Pollution characteristics and health risk assessment of airborne heavy metals collected from Beijing bus stations. *International journal of environmental research and public health*, 12(8), 9658-9671.