

**Instituto Tecnológico de Costa Rica**  
**Vicerrectoría de Investigación y Extensión**  
**Dirección de Proyectos**  
**Informe final de proyectos de investigación y extensión**

**Evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación por metales pesados  
en zonas urbanas de Cartago**

**Teresa Salazar Rojas**  
**Guillermo Calvo Brenes**  
**David Isasi Hernández Parra**

**Abril 24, 2025**

## Tabla de contenidos

|                                                                                                    |    |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Resumen .....                                                                                      | 3  |
| 1. Introducción .....                                                                              | 3  |
| 2. Marco Teórico .....                                                                             | 5  |
| 3. Metodología .....                                                                               | 7  |
| 3.1. Evaluación de las propiedades magnéticas en muestras de suelos y plantas.....                 | 7  |
| 3.1.1. Mapeo sitios de muestreo .....                                                              | 7  |
| 3.1.2. Recolección de muestras de suelo y plantas.....                                             | 8  |
| 3.1.3. Acondicionamiento de muestras .....                                                         | 9  |
| 3.1.4. Análisis magnético de muestras .....                                                        | 9  |
| 3.2. Cuantificación de la calidad ambiental mediante el uso de índices de contaminación en plantas |    |
| 3.2.1. Estimación de concentración de metales pesados. ....                                        | 10 |
| 3.2.2. Cálculo de factor de contaminación para cada metal pesado .....                             | 10 |
| 3.3. Estimación de la vulnerabilidad por contaminación de metales pesados.....                     | 11 |
| 3.3.1. Análisis de Kriging para muestras de suelo y plantas .....                                  | 11 |
| 3.3.2. Evaluación de la población expuesta.....                                                    | 12 |
| 4. Discusión y Resultados .....                                                                    | 12 |
| 4.1. Evaluación de las propiedades magnéticas en muestras de suelos y plantas.....                 | 12 |
| 4.2. Cuantificación de la calidad ambiental mediante el uso de índices de contaminación en plantas | 15 |
| 4.2.1. Estimación de concentración de metales pesados .....                                        | 15 |
| 4.2.2. Índices de contaminación .....                                                              | 16 |
| 4.3. Estimación de la vulnerabilidad por contaminación de metales pesados.....                     | 16 |
| 4.3.1. Análisis de espacial de la vulnerabilidad por metales pesados .....                         | 16 |
| 5. Conclusiones .....                                                                              | 20 |
| 6. Recomendaciones.....                                                                            | 21 |
| Agradecimientos .....                                                                              | 21 |
| Bibliografía .....                                                                                 | 21 |

## **Evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación por metales pesados en zonas urbanas de Cartago.**

**Dra. Teresa Salazar Rojas, coordinador del proyecto, [tsalazar@itcr.ac.cr](mailto:tsalazar@itcr.ac.cr)**

**Dr. Guillermo Calvo Brenes, [gcalvo@itcr.ac.cr](mailto:gcalvo@itcr.ac.cr).**

**M.Sc., David Hernández Parra, [dhernandez@itcr.ac.cr](mailto:dhernandez@itcr.ac.cr)**

### **Resumen**

La contaminación urbana sigue siendo un reto importante en todo el mundo, y los metales pesados (MH) destacan por ser especialmente preocupantes debido a sus efectos tóxicos y a su integración en las cadenas tróficas, que amenazan tanto la salud humana como la calidad del medio ambiente. Las actividades antropogénicas, como los procesos industriales, las emisiones del tráfico y las prácticas agrícolas, han perturbado el ciclo biogeoquímico natural de los metales pesados, por lo que es necesario identificar las zonas vulnerables a la contaminación. Para abordar este tema, se recolectaron sistemáticamente muestras de suelo y plantas y se analizaron sus propiedades magnéticas en el área urbana de Cartago. Además, se emplearon sistemas de información geográfica (SIG) para identificar espacialmente las zonas preocupantes, mientras que los modelos predictivos ayudaron a calcular los índices de contaminación. En general, los resultados sugieren un bajo riesgo de contaminación por metales en el área urbana de Cartago. Sin embargo, debe prestarse atención a las ubicaciones cercanas a las principales autopistas debido a las emisiones relacionadas con el tráfico, y se recomienda un análisis más exhaustivo de las zonas cercanas a determinadas actividades industriales y agrícolas.

Palabras clave: metales pesados, propiedades magnéticas, suelo, plantas, susceptibilidad magnética

### **1. Introducción**

La concentración de emisiones de vehículos e industrias en las zonas urbanas aumenta la generación y el riesgo de exposición a distintos tipos de contaminantes. Uno de estos principales contaminantes en las ciudades son los «metales pesados», término que hace referencia a los elementos químicos metálicos y metaloides que son tóxicos para el medio ambiente y los seres humanos (Briffa et al., 2020a; Hansard et al., 2012). Hay muchas fuentes de metales pesados, desde las naturales, como la actividad volcánica, la corrosión de metales, la evaporación de metales del suelo y el agua y la resuspensión de sedimentos, la erosión del

suelo, la meteorización geológica, sin embargo, las actividades antropogénicas son la causa principal de la contaminación por metales, especialmente en las zonas urbanas con fuentes como la producción industrial, los gases de escape de los automóviles y la degradación, la combustión de combustibles fósiles y los residuos domésticos (Briffa et al., 2020a; Cavazzin et al., 2024; Li et al., 2013). Los metales pesados, debido a su no biodegradabilidad y propiedades bioacumulativas, pueden causar varios problemas de salud que han sido ampliamente estudiados como parte de la materia particulada (PM, por sus siglas en inglés) (Brønnum-Hansen et al., 2018; Isinkaralar et al., 2024; Lee et al., 2019; Rajak & Chattopadhyay, 2019; Weinmayr et al., 2015; Yap et al., 2019). Estos efectos sobre la salud incluyen específicamente la carcinogénesis, el daño celular y la pérdida de funciones celulares (Ahmad Bhat et al., 2019; Briffa et al., 2020a; Roy & Bhattacharya, 2022).

Otra propiedad de los metales pesados es su respuesta al magnetismo, lo que ha permitido que metodologías relacionadas sean utilizadas como un método de cribado eficiente y rentable para identificar contaminaciones y fuentes en diferentes ambientes (Kawasaki et al., 2017; Marié et al., 2018; Salazar-Rojas, Cejudo-Ruiz, & Calvo-Brenes, 2023; Zhang et al., 2022). En diversas plantas se ha identificado una correlación significativa entre sus propiedades magnéticas y el contenido de metales pesados en el aire. Esta correlación es lo suficientemente fuerte como para permitir la construcción de modelos predictivos del contenido de metales pesados utilizando las propiedades magnéticas de las plantas mediante enfoques de aprendizaje automático (Leng et al., 2017, 2018a; Li et al., 2017a; Salazar-Rojas et al., 2022a). En el suelo, la relación entre las propiedades magnéticas y la contaminación por metales aún no está clara debido a las múltiples fuentes que lo afectan, así como a la posible acumulación histórica: sin embargo, se ha comprobado que las propiedades magnéticas pueden evidenciar el impacto de las actividades humanas en el mismo (Badawy et al., 2022; Cao et al., 2015; Ivanov & Tyufekchiev, 2022; B. Wang et al., 2021; X. S. Wang, 2013; Yang et al., 2012; Zhang et al., 2022).

Cartago, una ciudad de Costa Rica, está experimentando un rápido crecimiento y expansión, marcado por el aumento de la densidad de población y de las actividades industriales. Con el avance de la urbanización, también se incrementa la concentración de emisiones de vehículos y procesos industriales, lo que amplifica la generación de contaminantes y el riesgo

de exposición a estos, incluidos los metales pesados. A pesar de ser la tercera ciudad más grande de Costa Rica, Cartago carece de un programa integral de vigilancia de la contaminación por metales pesados o de iniciativas similares para evaluar su vulnerabilidad ante este problema. Esta deficiencia es especialmente preocupante frente al crecimiento demográfico y la expansión del sector industrial de la ciudad. Con una trayectoria de crecimiento que no muestra signos de desaceleración, abordar la contaminación por metales pesados se vuelve cada vez más urgente para proteger la salud pública y el medio ambiente.

El objetivo de este estudio fue identificar zonas de vulnerabilidad por contaminación por metales pesados en la zona urbana de Cartago. Estableciendo una evaluación de referencia de la contaminación por metales y su distribución espacial, proporcionando una base esencial para la planificación urbana proactiva y las iniciativas de desarrollo sostenible.

Este proyecto, se enmarca en el área de investigación de la Escuela de Química, las líneas prioritarias de investigación de la institución de Habitat y Salud y es congruente con los Objetivos de Desarrollo Sostenible Salud y Bienestar y Ciudades y comunidades sostenibles.

El proyecto forma parte del Trabajo Final de graduación para la obtención del grado de Licenciatura en Ingeniería Ambiental.

## **2. Marco Teórico**

En la actualidad la contaminación por metales pesados en suelo, aire y agua ha recibido atención creciente. Los metales pesados se consideran graves contaminantes de estos medios debido a su persistencia en el medio ambiente, su toxicidad y su capacidad para incorporarse a las cadenas alimentarias debido a su baja biodegradabilidad y alta bioacumulación (Huang et al., 2017). Debido a su importancia ambiental, los estudios para determinar el riesgo causado por los niveles de metales en los diferentes medios sobre la salud humana y los ecosistemas han atraído atención en los últimos años (Garces, 2012); (Ihl et al., 2015)(Bautista et al., 2016) (Sanleandro et al., 2018).

Los metales pesados se definen de acuerdo con la Agencia de Protección Ambiental (USA) como “un residuo peligroso común; puede dañar a los organismos a bajas concentraciones y tiende a acumularse en la cadena alimentaria” (U.S. EPA, 2022). Estos no pueden ser degradados o destruidos de forma natural; sin embargo, estos pueden ser diluidos por agentes fisicoquímicos y formar compuestos solubles que por lixiviación pueden ser transportados y distribuidos en los ecosistemas, e incorporarse a las cadenas tróficas donde pueden ser bioacumulados (Leng et al., 2018).

En cuanto a los efectos, se ha demostrado que algunos metales afectan las funciones biológicas y al crecimiento, tanto en plantas como animales (Lebepe et al., 2024), mientras

que otros se acumulan en uno o varios órganos causando muchas enfermedades graves como el cáncer (Briffa et al., 2020b) .

Los MPs son también elementos naturales que se encuentran en la corteza terrestre. Sin embargo, los aportes antrópicos incontrolados han alterado gravemente el ciclo biogeoquímico natural de metales pesados (Rahman & Singh, 2019). Estos pueden llegar a los suelos urbanos por diferentes vías 1) deposición aérea desde industrias, vehículos y volcanes, 2) pinturas, 3) uso de pesticidas y fertilizantes, 4) utilización de residuos, 5) sedimentos dragados y 6) agua de río y de riego (Ihl et al., 2015a).

Estudios recientes se han enfocado en metodologías alternativas para la identificación de la contaminación por metales pesados, tales como el uso de las propiedades magnéticas de muestras ambientales, como lo son las plantas, suelo, sedimentos. Estas metodologías generan resultados eficientes y eficaces (Kardel et al., 2018); (Gillooly et al., 2019). Además de poseer otras ventajas sobre las tradicionales en el sentido de que son más rápidas, no destructivas, no contaminantes y de un menor costo económico (Leng et al., 2018). Ejemplo de aplicación de esta metodología en el país, es la utilización de las propiedades magnéticas en la *Casuarina equisetifolia* y *Cupressus lusitánica*, para las cuales se obtuvieron correlaciones significativas robustas con el contenido de metales pesados en el aire (Salazar-Rojas, Cejudo-Ruiz, & Calvo-Brenes, 2023b). Esto permitió la creación de modelos predictivos de contenido de metales pesados con estas especies (Salazar-Rojas et al., 2022a).

Las propiedades magnéticas como la susceptibilidad magnética ( $k$ ), ayudan a identificar de una manera indirecta el contenido de metales pesados presentes en el ambiente, ya que estos se ven absorbidos dentro de las partículas ferrimagnéticas, obteniéndose una variación en su respuesta magnética. La  $k$  mide la capacidad que tiene un mineral para magnetizarse en presencia de un campo magnético, proporciona información sobre los minerales que se encuentran en el polvo, los sedimentos, los suelos y las rocas, especialmente los minerales magnéticos que contienen hierro (Fe) (Dearing, 1999b). Es así como un aumento en la misma indica un aumento en la contaminación de origen antropogénico ya que dichos materiales ferrimagnéticos aunque están presentes en forma natural, varían sus propiedades según el contenido de iones metálicos absorbidos (Cejudo et al., 2015).

Aplicando las correlaciones significativas entre las propiedades magnéticas y el contenido de metales pesados identificados por esta metodología, en los últimos años también se han desarrollado modelos estadísticos para estimar los valores de metales pesados a partir de propiedades magnéticas de muestras ambientales, utilizando enfoques de aprendizaje automático (machine learning) (Li et al., 2017); (Leng et al., 2018) (Salazar-Rojas et al., 2022). Estos estimados pueden ser utilizados para evaluación de la carga de contaminación de un área mediante la aplicación de índices. Existen índices únicos para un metal, como el factor de contaminación (FC) o el índice de enriquecimiento, así como índices integrados que

utilizan la combinación de varios elementos, como el índice de carga de contaminación (en inglés, PLI) (Ihl et al., 2015a).

Este estudio permitiría conocer la vulnerabilidad a la contaminación por metales pesados de la zona urbana de Cartago y relacionarlo a la población expuesta. Además de aplicar modelos de predicción para la estimación de índices de contaminación que permitirán identificar la calidad de los diferentes sitios de muestreo.

### **3. Metodología**

#### **3.1. Evaluación de las propiedades magnéticas en muestras de suelos y plantas**

##### **3.1.1. Mapeo sitios de muestreo**

El estudio se realizó en la provincia de Cartago (9°48'0" N, 83°39'0" O) de Costa Rica, ubicada en la región central del país, Fig. 1. Cartago es la tercera ciudad del país en población con 545 092 habitantes (INEC, 2023), una densidad de 176 personas/km<sup>2</sup> (INEC, 2022), y un área de 3 12 467 km<sup>2</sup>, sin embargo, la población está concentrada en sus distritos centrales (Alvarado Salas, 2003). Los suelos de la provincia consisten predominantemente en los tipos Andosol y Lithosol, influenciados por el Volcán Irazú, ubicado aproximadamente a 15 kilómetros al norte del centro de la ciudad, y el Volcán Turrialba, ubicado a unos 24 kilómetros al noreste del centro de la ciudad, ambos activos. Esta región experimenta influencias climáticas tanto del Pacífico, con vientos ecuatoriales y la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), como del Caribe, con vientos alisios del noreste, acompañados de nubosidad y lluvias ligeras. La temperatura media anual es de 20°C, con una precipitación media anual de 2016 mm (Solano et al., 2020). La información meteorológica específica del periodo de muestreo se presenta en el Apéndice 1.

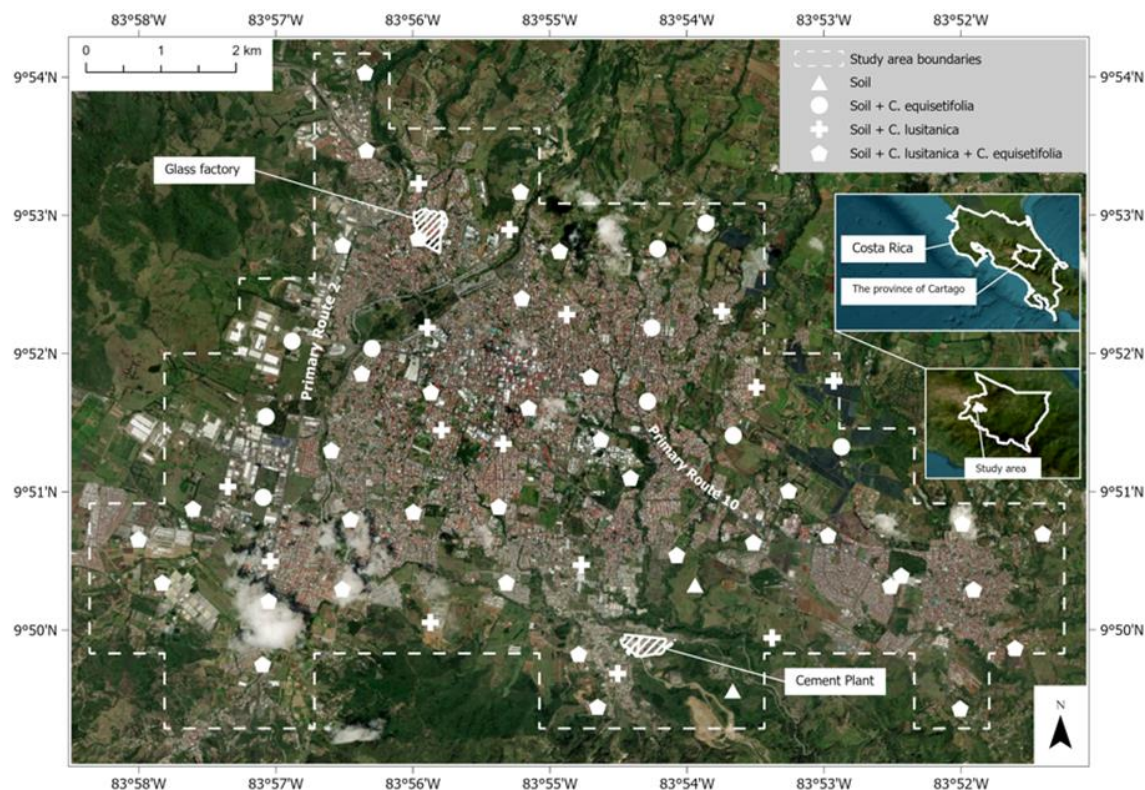


Figura 1. Puntos de muestreo seleccionados (Salazar-Rojas, et al. en proceso de publicación).

### 3.1.2. Recolección de muestras de suelo y plantas

Se colectaron 63 muestras de suelo y 99 muestras de árboles (47 árboles de *C. equisetifolia* y 52 de *C. lusitanica*), en la estación seca de 2022. El diseño del plan de muestreo se mediante un método sistemático. Para ello, el área de estudio, correspondiente a la zona urbana de Cartago, se dividió en una cuadrícula formada por filas y columnas en el plano X,Y. Cada celda de la cuadrícula se estandarizó para tener longitudes de borde de 1 km y superficies uniformes. A continuación, se realizaron ajustes en las ubicaciones de muestreo dentro de la cuadrícula en función de las variaciones en la cobertura del suelo y la accesibilidad, teniendo en cuenta las condiciones locales. La cuadrícula originalmente establecida para el muestreo de suelos también se utilizó para el muestreo de plantas. Sin embargo, dentro de cada punto de la cuadrícula, la estrategia de muestreo se adaptó a la presencia de las especies *Casuarina equisetifolia* y *Cupressus lusitanica*. Especies para las cuales se desarrollaron, en estudio previo, modelos de predicción de las concentraciones de metales pesados a partir de las propiedades magnéticas de estas especies (Salazar-Rojas et al., 2022). El Parque Nacional

Prusia, que forma parte del Parque Volcán Irazú y que se encuentra a unos 11 km al norte del centro de Cartago, fue seleccionado como sitio de referencia para el suelo. Sus emisiones, junto con las del volcán Turrialba, son probablemente las principales fuentes de metales pesados naturales de la zona.

Se recolectaron aproximadamente 1 kg de muestras de suelo de la capa superior (profundidad máxima de 8 cm) utilizando un muestreador de PVC (cloruro de polivinilo) con un volumen aproximado de 100 cm<sup>3</sup> (Ihl et al., 2015b). Las muestras se almacenaron en bolsas de plástico y posteriormente se trasladaron a una hielera para su transporte.

Se recolectaron muestras de follaje maduro de las plantas a una altura comprendida entre 1,5 y 2,0 metros. Esta altura se seleccionó para que coincidiera con los niveles típicos de respiración humana y para minimizar la posible contaminación por partículas del suelo urbano. (Chaparro et al., 2015). Las muestras se almacenaron inicialmente en bolsas de plástico y luego se transportaron en una hielera.

### 3.1.3. Acondicionamiento de muestras

#### Secado y tamizado del suelo

Las muestras de suelo fueron pesadas y secadas a temperatura ambiente y posteriormente se tamizaron a través de una malla de 0,85 mm para su análisis posterior análisis. Las mediciones de pH se realizaron con un medidor de pH/nV (Denver Instruments UB-10 UltraBasic (Bartels, 1996).

#### Secado y tamizado del material vegetativo

Las hojas fueron pesadas y secadas en un horno a  $(55 \pm 1) ^\circ\text{C}$  hasta peso constante. Finalmente, fueron molidas en mortero para luego ser almacenadas (Aguilar-Reyes et al., 2012).

#### Encapsulado de muestras para mediciones magnéticas

El material vegetal seco y molido se colocó en recipientes cúbicos de PVC (11 cm<sup>3</sup>) para efectuar las mediciones de las propiedades magnéticas.

El suelo seco fue encapsulado en cubos plásticos estándar (11 cm<sup>3</sup>) en preparación para las mediciones magnéticas.

### 3.1.4. Análisis magnético de muestras

Las mediciones magnéticas se realizaron mediante un Bartington MS2B. Las mediciones consistieron en determinar en los medios mencionados los parámetros de susceptibilidad

magnética másica ( $\chi$ ), en dos tipos de frecuencia y de susceptibilidad dependiente de la frecuencia ( $\chi_{df}$ ).

$$\chi_{lf} = \frac{\kappa_{lf}}{\rho} \quad (1)$$

En donde  $\rho$  es la densidad del material en  $\text{kg m}^{-3}$ .

Y la susceptibilidad dependiente de la frecuencia;

$$\chi_{df\%} = \left[ \left( \frac{\kappa_{lf} - \kappa_{hf}}{\kappa_{lf}} \right) \right] \times 100 \quad (2)$$

En donde  $\kappa_{lf}$  es la susceptibilidad magnética a baja frecuencia y  $\kappa_{hf}$  es la susceptibilidad magnética a alta frecuencia.

### 3.2. Cuantificación de la calidad ambiental mediante el uso de índices de contaminación en plantas

#### 3.2.1. Estimación de concentración de metales pesados.

La estimación del contenido de MPs en muestras de plantas, se llevó a cabo por el uso de modelos predictivos desarrollados previamente en el proyecto *Valoración de las propiedades magnéticas en bioindicadores y en polvo urbano como método alternativo para monitorear la contaminación atmosférica* (Calvo Brenes, 2023), en el cual se elaboraron y validaron modelos de soporte de vectores con base en las propiedades magnéticas de las plantas, *Casuarina equisetifolia* y *Cupressus lusitánica*, con este se calcularon las concentraciones estimadas para los metales pesados; plomo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni), vanadio (V), zinc (Zn) y hierro (Fe).

#### 3.2.2. Cálculo de factor de contaminación para cada metal pesado.

El cálculo de factor de contaminación para cada MP, se calcularía utilizando la ecuación:

$$CF = C_m / C_b \quad (3)$$

Donde  $C_m$  se refiere al contenido de metal en la muestra, y  $C_b$  es el nivel de fondo (referencia) del metal (Ihl et al., 2015a). Las concentraciones de referencia de Cu, Cr, Pb, Ni y Zn de las muestras de plantas se consideraron de estudio previo, Cuadro 1 (Salazar-Rojas, Cejudo-Ruiz, Gutiérrez-Soto, et al., 2023).

Cuadro 1. Valores referencia de concentración de metales pesados y propiedades magnéticas para *Casuarina equisetifolia* y *Cupressus lusitánica* (Salazar-Rojas, Cejudo-Ruiz, Gutiérrez-Soto, et al., 2023).

| Plant                   | Cu<br>(mg/kg) | Pb<br>(mg/kg) | Cr<br>(mg/kg) | Ni<br>(mg/kg) | V<br>(mg/kg) | Zn<br>(mg/kg) | $\chi_{lf}$<br>( $10^{-8}m^3/kg$ ) | $\chi_{df}$<br>% |
|-------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|---------------|------------------------------------|------------------|
| <i>C. equisetifolia</i> | 13.13         | 1.61          | 0.99          | 1.88          | 1.05         | 24.4          | 3.87                               | 6.84             |
| <i>C. lusitanica</i>    | 11.8          | 3.54          | 1.03          | 1.38          | 1.16         | 21.6          | 4.93                               | 5.40             |

### 3.2.3. Cálculo de PLI

Este índice se determina calculando la raíz enésima del producto de los CF, siendo n el número total de metales analizados.

$$PLI = \sqrt[n]{CF_1 * CF_2 * CF_3 \dots XCF_n} \quad (4)$$

La interpretación del PLI es la siguiente: un valor de 0 indica una buena calidad del lugar, un valor de 1 indica la presencia de niveles básicos de contaminantes y un valor superior a 1 indica un deterioro progresivo de la calidad del lugar (Olusegun et al., 2021).

### 3.2.4. Análisis SEM/EDX

Se eligió una muestra de cada planta y una muestra de suelo para la medición de alta  $\chi_{lf}$  para caracterizar la morfología de PM y cuantificar su composición elemental, y se almacenaron en el laboratorio para posteriores estudios de microscopía. Las muestras se montaron sobre una base de aluminio utilizando cinta de carbono de doble cara diseñada para no alterar la morfología de las partículas. Las partículas se identificaron utilizando un microscopio electrónico de barrido (SEM) Jeol modelo IT-500. Este microscopio también permitió analizar la composición elemental de cada espécimen utilizando un espectrómetro de rayos X de dispersión de energía (EDX).

## 3.3. Estimación de la vulnerabilidad por contaminación de metales pesados

### 3.3.1. Análisis de Kriging para muestras de suelo y plantas

Los datos se evaluaron con el software Statgraphic Centurion XVI (Software, versión 16.1.03). Se aplicó la herramienta geoestadística kriging KO ordinario (Geostatistical Analyst, ArcGIS Pro Software, versión 2.7), que interpola valores de un campo aleatorio en ubicaciones no observadas utilizando valores medidos en sitios cercanos, para generar modelos de interpolación de mapas de distribución de condiciones en ubicaciones de muestreo para ver tendencias. Los valores de intervalo para  $\chi_{lf}$ ,  $\chi_{df}\%$  y PLI se determinaron utilizando cuantiles, dividiendo la gama de valores posibles en intervalos de tamaño desigual para garantizar un número igual de valores en cada clase. Las clases extremas y medias contienen cada una el mismo número de valores. Este método, que da lugar a

intervalos generalmente más amplios en los extremos, es útil para destacar los cambios en los valores medios de la distribución (Esri, 2021).

### 3.3.2. Evaluación de la población expuesta

La evaluación de la población expuesta se realizó mediante la correlación geoespacial de los mapas poblacionales del INEC, y los mapas de distribución de las propiedades magnéticas en suelos y plantas. Además de la aplicación de los índices de contaminación por metales pesados (Ecuaciones 3 y 4).

## 4. Discusión y Resultados

### 4.1. Evaluación de las propiedades magnéticas en muestras de suelos y plantas

#### Suelo

Los datos que se indican en el Cuadro 3 muestran los resultados del análisis de propiedades magnéticas en 63 muestras de suelo. La susceptibilidad magnética media de las muestras de suelo ( $278,9 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ ) fue casi tres veces superior a la del sitio de referencia ( $98,3 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ ), Cuadro 3. Este valor es relativamente bajo en comparación con un estudio realizado en Baiyin, China, donde la susceptibilidad magnética principal observada en el suelo era cinco veces superior a los niveles de fondo (B. Wang et al., 2021). Sin embargo, fue ligeramente más alto que los resultados de un estudio realizado en Urimqi, China, con un tipo de suelo cambisol (IUSS Working Group, 2022) o inceptisol (USDA, 2022) similar al de Cartago (Universidad de Costa Rica, 2024), que reportó un  $\chi_{lf}$  de  $281 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ , a pesar de tener una mayor densidad de población de 263 personas/ $\text{km}^2$  en comparación con 176 personas/ $\text{km}^2$  en el estudio actual (B. Wang et al., 2021). Además, como era de esperar, el 95% de los sitios tuvieron valores  $\chi_{lf}$  superiores a los del sitio de referencia, lo que sugiere una influencia antropogénica.

El valor medio de la susceptibilidad dependiente de la frecuencia del suelo fue de 1,83%, el cual es ligeramente superior a la del sitio de referencia con un 1,1%, aunque comparable al estudio realizado en Urimqi ( $\chi_{df}\% = 1,80$ ) (B. Wang et al., 2021). Esto sugiere una baja presencia de material superparamagnético (SP) con un tamaño  $<30 \text{ nm}$  en suelo, por ser su  $\chi_{df}\% < 2,0\%$  (Dearing, 1999a).

**Cuadro 2.** Propiedades magnéticas y pH de las muestras de suelo.

|      | n  | $\chi_{lf} (10^{-8}\text{m}^3/\text{kg})$ | $\chi \text{ df } \%$ | pH |
|------|----|-------------------------------------------|-----------------------|----|
| Soil | 63 |                                           |                       |    |

|                 |       |      |      |
|-----------------|-------|------|------|
| Mean            | 278.9 | 1.8  | 6.33 |
| SD              | 1.3   | 0.78 | 0.39 |
| Min             | 50.6  | 3.7  | 5.31 |
| Max             | 675.4 | 0.14 | 7.20 |
| Background site | 98.3  | 1.1  | 5.77 |

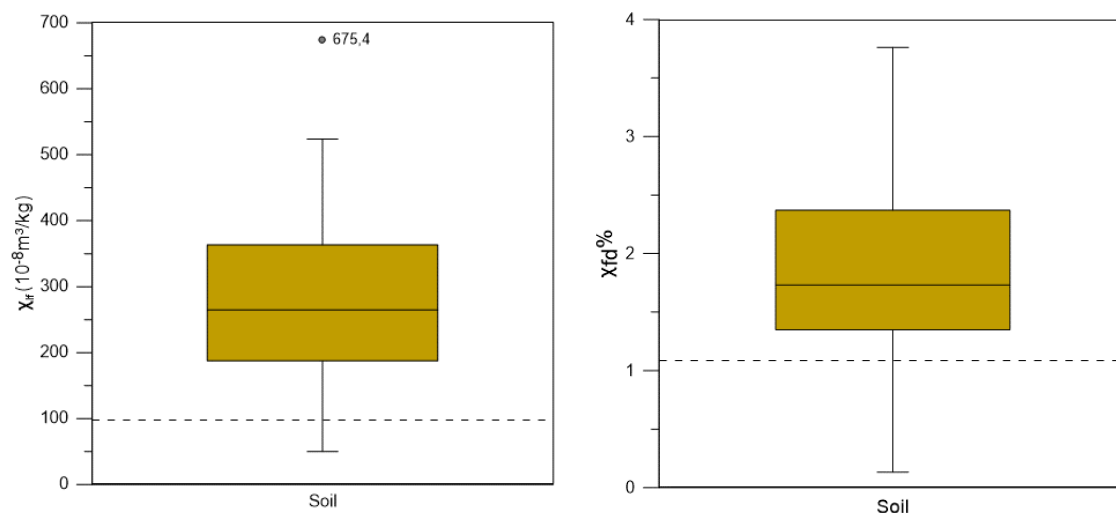


Figura 2. Box-plot de  $\chi_{lf}$  y  $\chi_{df}$  en muestras de suelo de la ciudad de Cartago. Las líneas punteadas indican el valor de referencia (Salazar-Rojas, et al. en proceso de publicación).

## Plantas

En el caso de las propiedades magnéticas evaluada en las muestras de *C. equisetifolia* y *C. lusitanica*, se tiene que comparando los valores  $\chi_{lf}$ , Cuadro 3, para ambas especies vegetales con los valores de referencia establecidos en el estudio previo, Cuadro 1, los valores medios obtenidos en este estudio fueron más bajos que los de referencia. Sin embargo, dos sitios mostraron valores más altos para *C. equisetifolia* y trece sitios para *C. lusitanica*, lo que indica una posible contaminación atmosférica en estas áreas, Fig. 3a. De nuevo, para la propiedad magnética  $\chi_{df}$ , ambas plantas presentaron valores medios superiores al de referencia, indicando la presencia de material superparamagnético (tamaño  $<30$  nm) en la mayoría de los sitios muestreados, Fig. 3b.

Cuadro 3. Propiedades magnéticas para las plantas.

| n | $\chi_{lf}$ ( $10^{-8}m^3/kg$ ) | $\chi_{df}$ % |
|---|---------------------------------|---------------|
|---|---------------------------------|---------------|

|                                |        |      |  |
|--------------------------------|--------|------|--|
| <b><i>C. equisetifolia</i></b> | 47     |      |  |
| Mean                           | 1.225  | 11.4 |  |
| SD                             | 0.011  | 11.1 |  |
| Min                            | 0.245  | 0.1  |  |
| Max                            | 5.206  | 50.8 |  |
| <b><i>C. lusitanica</i></b>    | 52     |      |  |
| Mean                           | 3.810  | 11.2 |  |
| SD                             | 0.029  | 13.8 |  |
| Min                            | 0.509  | 0.5  |  |
| Max                            | 14.906 | 59.3 |  |

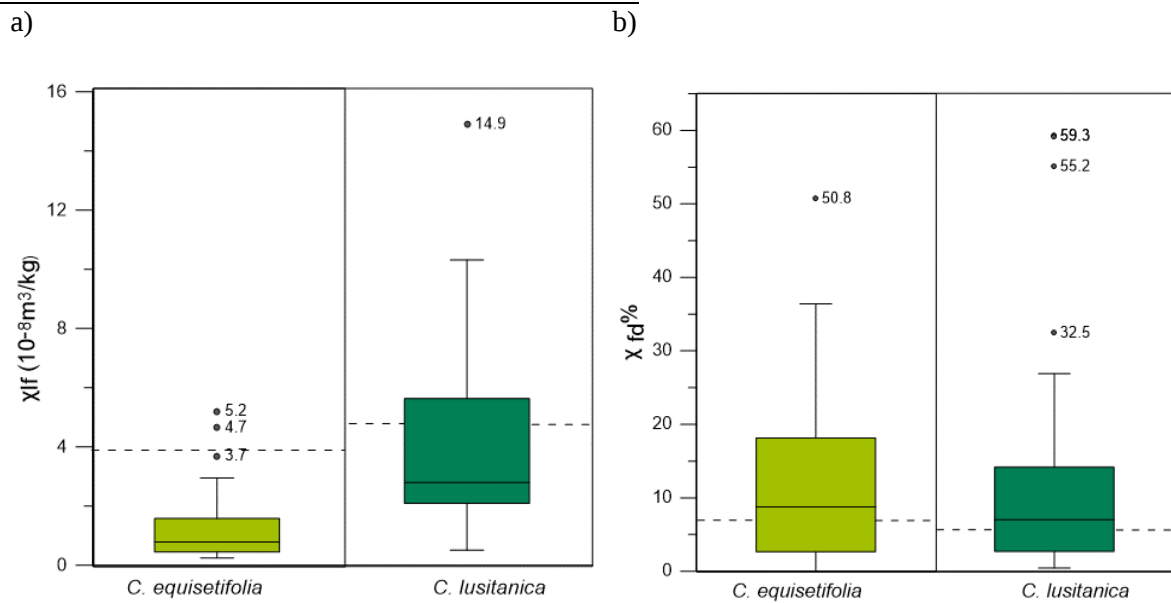


Figura 3. Box-plot de a)  $\chi_{lf}$  y b)  $\chi_{df}$  en muestras vegetales de la ciudad de Cartago. Las líneas punteadas indican valores de referencia obtenidos en trabajo anterior (Salazar-Rojas, et al. en proceso de publicación).

## 4.2. Cuantificación de la calidad ambiental mediante el uso de índices de contaminación en plantas

### 4.2.1. Estimación de concentración de metales pesados

Las concentraciones medias estimadas de metales fueron similares en ambas plantas para los metales Fe, Cu, Pb y Ni y casi el doble en *C. lusitanica* que en *C. equisetifolia* para los metales Cr, V y Zn, Tabla 4.

Considerando las estimaciones del contenido medio de metales en ambas plantas, Cuadro 4, y los límites establecidos por la OMS en plantas (World Health Organization, 1996), ambas muestras de plantas cumplieron los límites para Pb y Ni, y superaron los límites para Cu y Zn. Asimismo, la *C. lusitanica* también superó el límite establecido por la OMS para Cr.

Cuadro 4. Estimaciones de metales a partir de modelos para *C. equisetifolia* y *C. lusitanica*.

|                                | Fe<br>(mg/kg) | Cu<br>(mg/kg) | Pb<br>(mg/kg) | Cr<br>(mg/kg) | Ni<br>(mg/kg) | V<br>(mg/kg) | Zn<br>(mg/kg) | PLI |
|--------------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|---------------|-----|
| <b><i>C. equisetifolia</i></b> |               |               |               |               |               |              |               |     |
| Mean                           | 288.55        | 12.28         | 1.21          | 1.04          | 2.87          | 1.03         | 15.24         | 0.9 |
| SD                             | 75.20         | 1.37          | 0.29          | 0.64          | 0.67          | 0.45         | 4.02          | 0.2 |
| Min                            | 134.89        | 9.63          | 0.87          | 0.40          | 1.62          | 0.19         | 12.68         | 0.6 |
| Max                            | 377.96        | 13.99         | 1.85          | 2.41          | 3.92          | 1.61         | 33.85         | 1.3 |
| <b><i>C. lusitanica</i></b>    |               |               |               |               |               |              |               |     |
| Mean                           | 352.46        | 11.25         | 1.13          | 1.78          | 2.26          | 2.76         | 30.82         | 1.1 |
| SD                             | 232.33        | 4.14          | 0.94          | 0.51          | 0.43          | 1.36         | 11.07         | 0.3 |
| Min                            | 137.54        | 6.99          | 0.22          | 0.89          | 1.66          | 0.34         | 22.79         | 0.7 |
| Max                            | 1161.84       | 25.12         | 4.43          | 2.54          | 4.02          | 6.53         | 68.69         | 2.6 |
| WHO limits for<br>plants       |               | 10            | 2             | 1.3           | 10            |              | 0.6           |     |

El 30% de los lugares en los que se tomaron muestras de *C. equisetifolia* mostraron un PLI (>1), lo que indica cierto grado de deterioro del lugar. Sin embargo, ninguno de estos sitios alcanzó un PLI >2. En cuanto a los sitios donde se tomaron muestras de *C. lusitanica*, se obtuvo un PLI >1 en el 58% de los casos, excepto en dos sitios ubicados cerca de la carretera principal y que presentaron un PLI >2. Al comparar los resultados de PLI de este estudio con un estudio previo realizado en la Gran Área Metropolitana de Costa Rica (GAM), donde los

valores medios de PLI fueron 1,67 para *C. equisetifolia* y 2,14 para *C. lusitanica*, se observa que los valores medios de este estudio son menores para ambas especies. Esto indica una mejor calidad general del sitio en Cartago que en el GAM. Adicionalmente, el mayor valor de PLI obtenido para *C. lusitanica* es consistente con el estudio previo, y sugiere que esta planta es un colector más eficiente de contaminantes (Salazar-Rojas, Cejudo-Ruiz, Gutiérrez-Soto, et al., 2023).

#### 4.2.2. Índices de contaminación

Cuadro 5. FC y PLI para las muestras de plantas.

|                                | CF Cu | CF Pb | CF Cr | CF Ni | CF V | CF Zn | PLI |
|--------------------------------|-------|-------|-------|-------|------|-------|-----|
| <b><i>C. equisetifolia</i></b> |       |       |       |       |      |       |     |
| Mean                           | 0.94  | 0.75  | 1.06  | 1.53  | 0.98 | 0.62  | 0.9 |
| SD                             | 0.10  | 0.18  | 0.65  | 0.36  | 0.43 | 0.16  | 0.2 |
| Min                            | 0.73  | 0.54  | 0.41  | 0.86  | 0.18 | 0.52  | 0.6 |
| Max                            | 1.07  | 1.15  | 2.44  | 2.09  | 1.53 | 1.39  | 1.3 |
| <b><i>C. lusitanica</i></b>    |       |       |       |       |      |       |     |
| Mean                           | 0.95  | 0.32  | 1.73  | 1.64  | 2.38 | 1.43  | 1.1 |
| SD                             | 0.35  | 0.27  | 0.49  | 0.32  | 1.18 | 0.51  | 0.3 |
| Min                            | 0.59  | 0.06  | 0.86  | 1.21  | 0.30 | 1.05  | 0.7 |
| Max                            | 2.13  | 1.25  | 2.47  | 2.92  | 5.63 | 3.18  | 2.6 |

### 4.3. Estimación de la vulnerabilidad por contaminación de metales pesados

#### 4.3.1. Análisis espacial de la vulnerabilidad por metales pesados

En el modelo de distribución espacial de  $\chi_{lf}$ , Fig. 4a, se observa que los valores bajos de  $\chi_{lf}$  ( $< 2 \times 10^{-8} \text{m}^3/\text{kg}$ ) se encontraron en la zona suroeste, en un área con baja densidad poblacional y poco tráfico vehicular. Mientras tanto, la zona con valores intermedios de  $\chi_{lf}$  se ubica en el área urbana de Cartago, donde se concentra la mayor parte de la población, y los valores más altos de  $\chi_{lf}$  se encontraron en la zona norte, donde hay mayor actividad vehicular, lo que indica que la combustión vehicular puede ser la principal fuente de material magnético.

La distribución espacial de valores  $>2 \chi_{df}\%$ , Fig. 4b, se encuentra al noreste de la ciudad de Cartago, en zonas cercanas al área agrícola, y con mayor influencia volcánica debido a los vientos del este, por lo que el material superparamagnético proviene de procesos bioquímicos en el suelo (Dearing, 1999a).

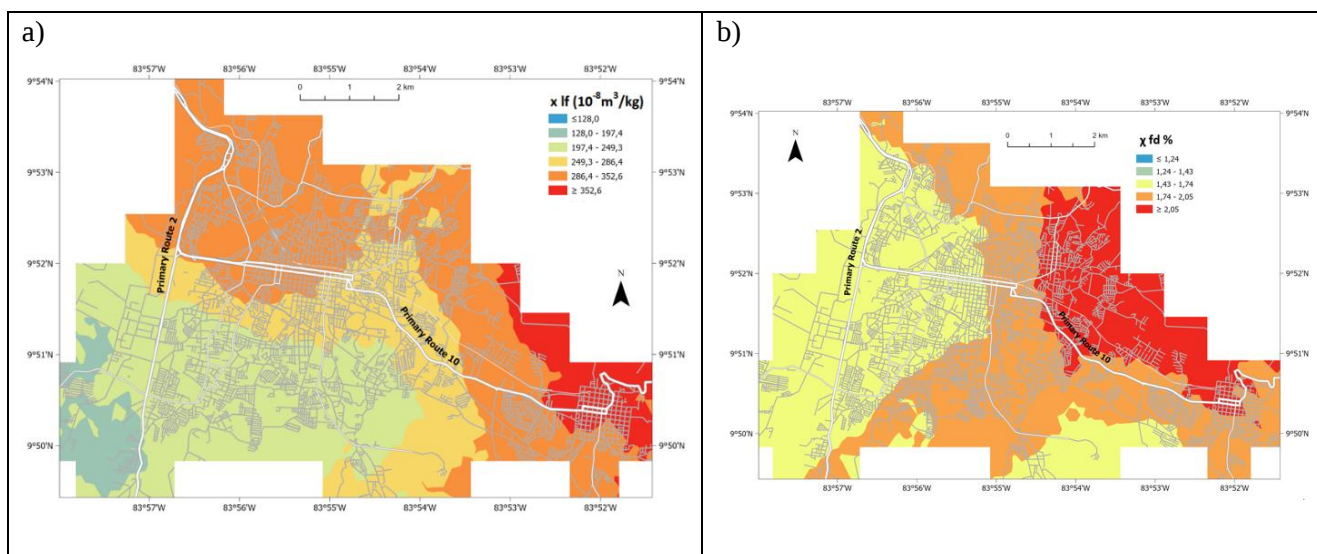


Figura 4. Distribución geoespacial de a)  $\chi_{lf}$  y b)  $\chi_{df}\%$ , medidos sobre el suelo (Salazar-Rojas, et al. en proceso de publicación).

En cuanto a la distribución espacial de  $\chi_{lf}$  en las muestras de plantas, *C. lusitánica* (Fig. 5a) exhibió una distribución más pronunciada de material magnético, lo que sugiere una posible contaminación por metales pesados provenientes de material en suspensión, con valores más altos concentrados en la zona central y cerca de las dos carreteras principales. De manera similar, *C. equisetifolia* (Fig. 5b) también mostró un aumento de  $\chi_{lf}$  a lo largo de las carreteras principales. Sin embargo, el menor número de sitios de muestreo para *C. equisetifolia* (cinco menos en comparación con *C. lusitánica*) podría haber influido en los resultados obtenidos Fig. 1.

Los mayores valores de  $\chi_{df}\%$ , en las plantas muestreadas en la sección sur de los mapas de las Fig. 5a y 6b. indican un aumento de esta propiedad en las plantas, una posible afectación por la planta de Cemento y las actividades agrícolas, indicando la presencia de partículas ultrafinas ( $\leq 30$  nm) superparamagnéticas (SP).

|    |    |
|----|----|
| a) | b) |
|----|----|

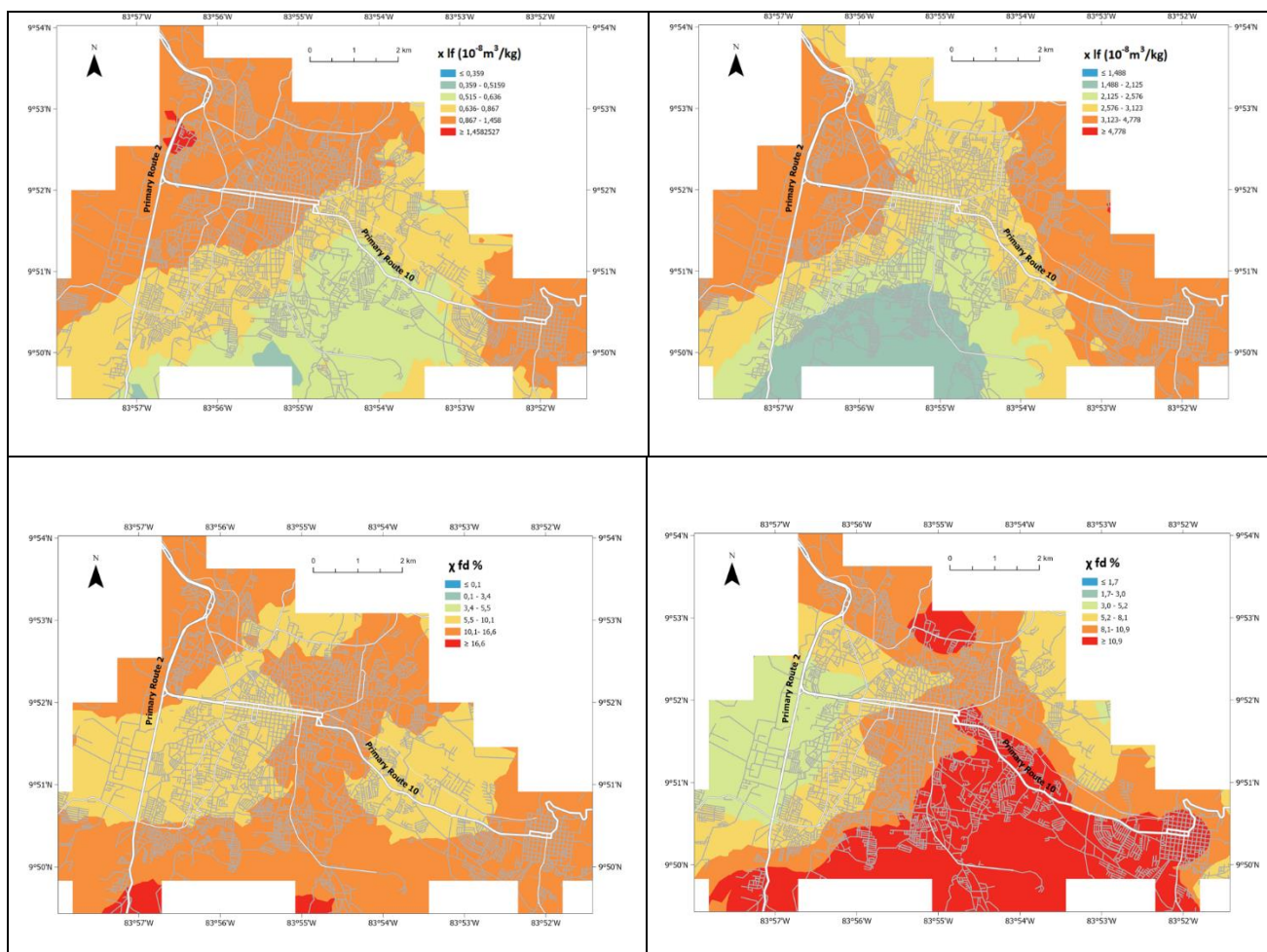


Figura 5. Distribución geoespacial de  $\chi_{lf}$  y  $\chi_{df}$  medidos en a) *C. equisetifolia*, y b) *C. lusitánica* (Salazar-Rojas, et al. en proceso de publicación).

La distribución espacial de los valores de PLI de las plantas, en su mayoría cercanos a 1, muestra un leve deterioro en la calidad de algunos sitios, lo que podría explicarse por el hecho de que en el sur de la provincia funciona una fábrica de cemento, que de hecho utiliza a *C. equisetifolia* como barrera natural en un sector de su perímetro, Fig. 6a.

*C. lusitánica* también mostró el impacto de la planta de cemento, así como el efecto de la autopista Ruta 10, y en el noroeste de la provincia se observó un aumento en el valor del PLI, que podría estar asociado por el funcionamiento de una fábrica de vidrio en la zona, Fig. 6b.

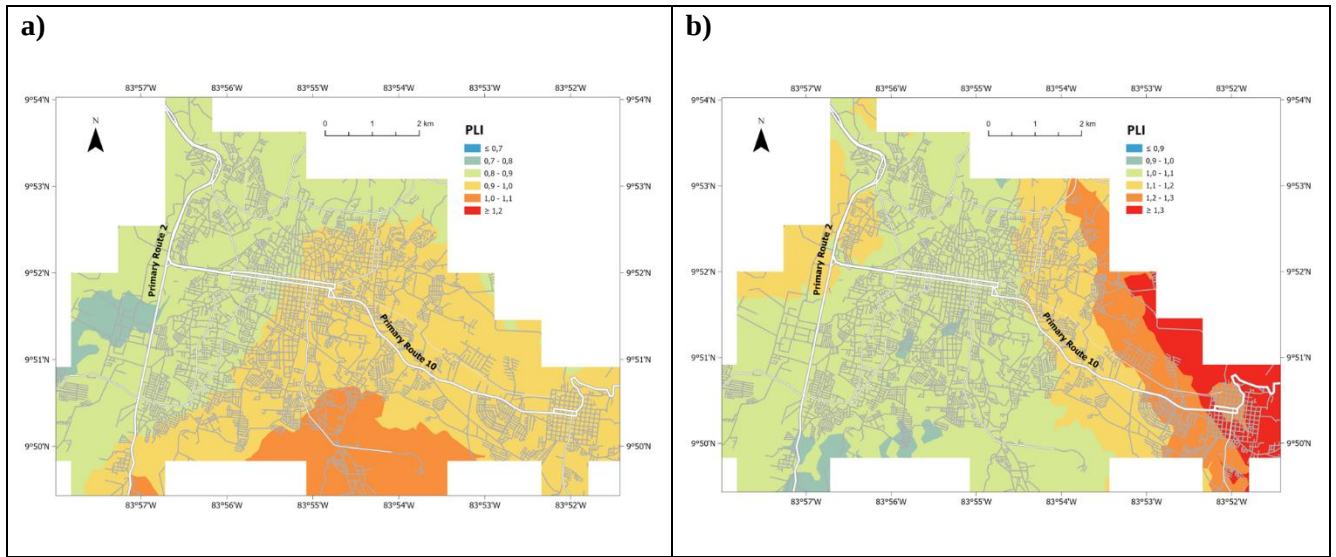


Figura 6. Mapa de la distribución espacial del PLI a) 47 sitios para *C. equisetifolia* y b) 52 sitios para *C. lusitanica* en la zona de estudio (Salazar-Rojas, et al. en proceso de publicación).

En cuanto a la distribución poblacional Fig. 7, se observa que la población se encuentra distribuida en su mayoría alrededor de las carreteras principales. Así, aunque la presencia de los volcanes en la provincia ejerce efectivamente un impacto notable sobre las propiedades magnéticas de las muestras de suelo, nuestros resultados ponen de manifiesto la persistente influencia de la actividad humana, especialmente notable en las zonas próximas a las principales redes de carreteras.

A partir de los resultados del PLI de las plantas, también se observó que pocas ubicaciones presentaban un deterioro significativo de la calidad, siendo las que lo presentan cercanas a las carreteras principales.

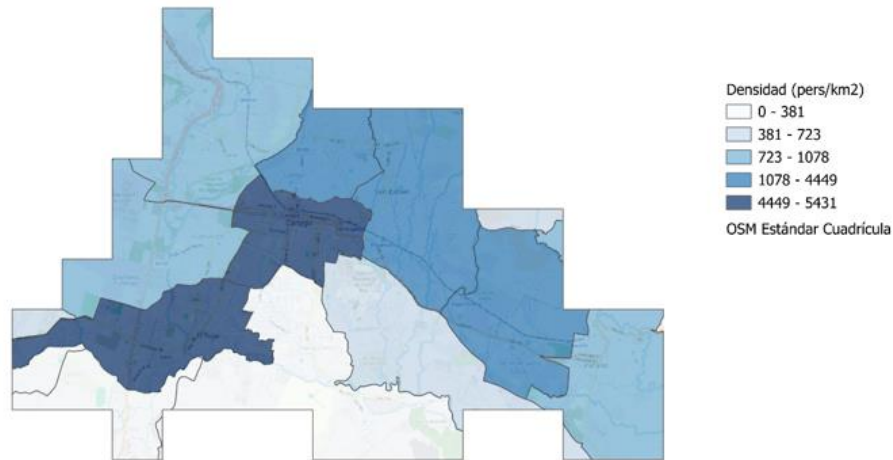


Figura 7. Densidad poblacional del sitio de muestreo con los datos del INEC, censo 2022 (Salazar-Rojas, et al. en proceso de publicación).

## 5. Conclusiones

La presencia de volcanes en la provincia ejerce efectivamente un impacto perceptible sobre las propiedades de las muestras de suelo, reflejado en su pH. No obstante, nuestras observaciones subrayan la persistente influencia de la actividad humana, especialmente notable en las zonas próximas a las grandes redes de carreteras. Nuestras estimaciones sugieren que el tráfico de vehículos es el principal conducto para la introducción de metales pesados antropogénicos, lo que justifica una atención significativa en las evaluaciones medioambientales. Sin embargo, también debe prestarse atención a la presencia de partículas ultrafinas ( $\leq 30$  nm) en lugares específicos, como ocurre en las cercanías a la cementera. Por otra parte, los datos de PLI de las plantas, indican que son pocos los lugares con un deterioro significativo de la calidad, como es el caso de aquellos sitios cercanos a carreteras principales.

El análisis exhaustivo que integra las propiedades magnéticas, el Índice de Carga de Contaminación (PLI) y las evaluaciones geoespaciales de los 3 indicadores (suelo, *C. equisetifolia* y *C. lusitanica*), sugiere que el riesgo general de contaminación por metales en el área urbana de Cartago parece ser todavía bajo. Sin embargo, se justifica un mayor monitoreo de los sitios adyacentes a las carreteras principales debido a la influencia significativa del tráfico vehicular en contaminantes como el contenido de metales pesados, y se recomiendan análisis adicionales para las áreas cercanas a ciertas actividades industriales y agrícolas.

## 6. Recomendaciones

Se recomienda continuar investigaciones con el uso de esta nueva tecnología para determinar contaminaciones de MPs en el ambiente, para determinar zonas de vulnerabilidad o riesgo, que afectan la salud humana y que deben ser objeto de estudios más detallados.

Este tipo de mediciones se pueden aplicar en polvo urbano, suelo y sedimentos de ríos, con el fin de establecer los efectos que tienen el uso del suelo con relación a la contaminación por metales pesados. Una vez hechos estos estudios, se pueden establecer mejoras en el manejo del uso del suelo para reducir los niveles de impacto negativo que estos contaminantes causan en el ambiente.

## Agradecimientos

Los autores agradecen al Instituto Tecnológico de Costa Rica por su apoyo financiero y administrativo. Asimismo, al Centro de Investigaciones en Protección Ambiental (CIPA), al Instituto de Geofísica de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM, Morelia), al Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC) y al Instituto Meteorológico Nacional por su apoyo al proyecto.

## Bibliografía

- Ahmad Bhat, S., Hassan, T., & Majid, S. (2019). Heavy Metal Toxicity and Their Harmful Effects on Living Organisms-a Review. *International Journal of Medical Science and Diagnosis Research (IJMSDR)*, January. <https://doi.org/10.32553/JMSDR>
- Alvarado Salas, R. (2003). *Regiones y cantones de Costa Rica*. <https://ccp.ucr.ac.cr/bvp/pdf/proye/regiones-cantones.pdf>
- Badawy, W. M., Sarhan, Y., Duliu, O. G., Kim, J., Yushin, N., Samman, H. El, Hussein, A. A., Frontasyeva, M., & Shcheglov, A. (2022). Monitoring of air pollutants using plants and co-located soil—Egypt: characteristics, pollution, and toxicity impact. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(14), 21049–21066. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17218-7>
- Bartels, J. M. (1996). *Methods of Soil Analysis. Part 3 Chemical Method: Vol. Part 3* (D. L. Sparks, A. L. Page, P. A. Helmke, R. H. Loeppert, P. N. Soltanpour, M.A. Tabatabai, C.T. Johnston, & M. E. Summer, Eds.). Soil Science Society of America Inc.
- Bautista, F., Gogichaishvili, A., Morales, J., & Cejudo, R. (2016). Metales pesados en suelos y polvos en ambientes urbanos, rurales y mineros. *Geos*, 36(1), 149–152.
- Briffa, J., Sinagra, E., & Blundell, R. (2020a). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, 6(9), e04691. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04691>

- Briffa, J., Sinagra, E., & Blundell, R. (2020b). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, 6(9), e04691. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04691>
- Brønnum-Hansen, H., Bender, A. M., Andersen, Z. J., Sørensen, J., Bønløkke, J. H., Boshuizen, H., Becker, T., Diderichsen, F., & Loft, S. (2018). Assessment of impact of traffic-related air pollution on morbidity and mortality in Copenhagen Municipality and the health gain of reduced exposure. *Environment International*, 121, 973–980. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.09.050>
- Calvo Brenes, G. S. R. T. A. R. F. (2023). *Valoración de las propiedades magnéticas en bioindicadores y en polvo urbano, como método alternativo para monitorear la contaminación atmosférica en zonas de flujo vehicular*. [https://repositoriotec.tec.ac.cr/bitstream/handle/2238/14446/PI46\\_BIB310715\\_Valoracion\\_de\\_las\\_propiedades....pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://repositoriotec.tec.ac.cr/bitstream/handle/2238/14446/PI46_BIB310715_Valoracion_de_las_propiedades....pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Cao, L., Appel, E., Hu, S., Yin, G., Lin, H., & Rösler, W. (2015). Magnetic response to air pollution recorded by soil and dust-loaded leaves in a changing industrial environment. *Atmospheric Environment*, 119, 304–313. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.06.017>
- Cavazzin, B., MacDonell, C., Green, N., & Rothwell, J. J. (2024). Air pollution biomonitoring in an urban-industrial setting (Taranto, Italy) using Mediterranean plant species. *Atmospheric Pollution Research*, 15(6). <https://doi.org/10.1016/j.apr.2024.102105>
- Cejudo, R., Bautista, F., Quintana, P., Delgado, M. del C., Aguilar, D., Goguitchaichvili, A., & Morales, J. J. (2015). Correlación entre elementos potencialmente tóxicos y propiedades magnéticas en suelos de la Ciudad de México para la identificación de sitios contaminados: definición de umbrales magnéticos. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 32(1).
- Chaparro, M. A. E., Chaparro, M. A. E., Castañeda Miranda, A. G., Böhnelt, H. N., & Sinito, A. M. (2015). An interval fuzzy model for magnetic biomonitoring using the specie *Tillandsia recurvata* L. *Ecological Indicators*, 54, 238–245. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.018>
- Dearing, J. A. (1999a). Environmental Magnetic Susceptibility: Using the Bartington MS2 System. *Environmental Magnetic Susceptibility*, 52.
- Dearing, J. A. (1999b). Using the Bartington MS2 System. *Environmental Magnetic Susceptibility*, 52.
- Esri. (2021). *Data Classification*. <https://desktop.arcgis.com/es/arcmap/latest/extensions/geostatistical-analyst/data-classification.htm>
- Garces, E. A. (2012). *Composición elemental y susceptibilidad magnética para sedimentos y suelo en canal de drenaje de un humedal en el Campus Isla Teja de la Universidad Austral de Chile*. Universidad Austral de Chile.

- Gillooly, S. E., Michanowicz, D. R., Jackson, M., Cambal, L. K., Shmool, J. L. C., Tunno, B. J., Tripathy, S., Bain, D. J., & Clougherty, J. E. (2019). Evaluating deciduous tree leaves as biomonitors for ambient particulate matter pollution in Pittsburgh, PA, USA. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(12). <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7857-6>
- Hansard, R., Maher, B. A., & Kinnersley, R. P. (2012). Rapid magnetic biomonitoring and differentiation of atmospheric particulate pollutants at the roadside and around two major industrial sites in the U.K. *Environmental Science and Technology*, 46(8), 4403–4410. <https://doi.org/10.1021/es203275r>
- Huang, S. H., Yang, Y., Yuan, C. Y., Li, Q., Ouyang, K., Wang, B., & Wang, Z. X. (2017). Pollution evaluation of heavy metals in soil near smelting area by index of geoaccumulation (Igeo). *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 52, 012095. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/52/1/012095>
- Ihl, T., Bautista, F., Cejudo Ruíz, F. R., Delgado, M. del C., Quintana Owen, P., Aguilar, D., & Goguitchaichvili, A. (2015a). Concentración de elementos tóxicos en suelos del área metropolitana de la Ciudad de México: análisis espacial utilizando kriging ordinario y kriging indicador. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 31(1), 47–62.
- Ihl, T., Bautista, F., Cejudo Ruíz, F. R., Delgado, M. del C., Quintana Owen, P., Aguilar, D., & Goguitchaichvili, A. (2015b). Concentration of toxic elements in topsoils of the metropolitan area of Mexico City: A spatial analysis using ordinary kriging and indicator kriging. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 31(1), 47–62.
- INEC. (2022). *Costa Rica. Densidad de Población, según provincia, 2022*. Instituto Nacional de Estadística y Censos (INEC).
- INEC. (2023). *Costa Rica. Cantidad total de población por provincia, 2022*. National Institute of Statistics and Census (INEC). <https://inec.cr/poblacion-total>
- Isinkaralar, K., Isinkaralar, O., & Bayraktar, E. P. (2024). Ecological and Health Risk Assessment in Road Dust Samples from Various Land Use of Düzce City Center: Towards the Sustainable Urban Development. *Water, Air, and Soil Pollution*, 235(1). <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06879-4>
- IUSS Working Group. (2022). *World Soil Resources Reports No. 103*. FAO, Vienna. 236 p. (World reference base for soil resources., Ed.; 4nd edition). FAO.
- Ivanov, M. A., & Tyufekchiev, K. A. (2022). *Soil Magnetic Susceptibility Properties as Indicators of Heavy Metals Pollution in “Bobov Dol” TPP Area (Bulgaria)* (Vol. 14). <http://eb.bio.uni-plovdiv.bg>
- Kardel, F., Wuyts, K., De Wael, K., & Samson, R. (2018). Biomonitoring of atmospheric particulate pollution via chemical composition and magnetic properties of roadside tree leaves. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(26), 25994–26004. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2592-z>

- Kawasaki, K., Horikawa, K., & Sakai, H. (2017). Magnetic biomonitoring of roadside pollution in the restricted. *Environmental Science and Pollution Research*, 10313–10325. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8702-5>
- Lee, D., Robertson, C., Ramsay, C., Gillespie, C., & Napier, G. (2019). Estimating the health impact of air pollution in Scotland, and the resulting benefits of reducing concentrations in city centres. *Spatial and Spatio-Temporal Epidemiology*, 29, 85–96. <https://doi.org/10.1016/j.sste.2019.02.003>
- Leng, X., Qian, X., Yang, M., Wang, C., Li, H., & Wang, J. (2018). Leaf magnetic properties as a method for predicting heavy metal concentrations in PM<sub>2.5</sub> using support vector machine: A case study in Nanjing, China. *Environmental Pollution*, 242, 922–930. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.007>
- Li, H., Qian, X., & Wang, Q. (2013). Heavy metals in atmospheric particulate matter: A comprehensive understanding is needed for monitoring and risk mitigation. *Environmental Science and Technology*, 47(23), 13210–13211. <https://doi.org/10.1021/es404751a>
- Li, H., Wang, J., Wang, Q., Tian, C., Qian, X., & Leng, X. (2017). Magnetic Properties as a Proxy for Predicting Fine-Particle-Bound Heavy Metals in a Support Vector Machine Approach. *Environmental Science and Technology*, 51(12), 6927–6935. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00729>
- Marié, D. C., Chaparro, M. A. E., Lavornia, J. M., Sinito, A. M., Castañeda Miranda, A. G., Gargiulo, J. D., Chaparro, M. A. E., & Böhnelt, H. N. (2018). Atmospheric pollution assessed by in situ measurement of magnetic susceptibility on lichens. *Ecological Indicators*, 95(August), 831–840. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.08.029>
- Olusegun, O. A., Osuntogun, B., & Eluwole, T. A. (2021). Assessment of heavy metals concentration in soils and plants from electronic waste dumpsites in Lagos metropolis. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(9), 1–19. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09307-4>
- Rahman, Z., & Singh, V. P. (2019). The relative impact of toxic heavy metals (THMs) (arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr)(VI), mercury (Hg), and lead (Pb)) on the total environment: an overview. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(7). <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7528-7>
- Rajak, R., & Chattopadhyay, A. (2019). Short and long-term exposure to ambient air pollution and impact on health in India: a systematic review. *International Journal of Environmental Health Research*, 1–25. <https://doi.org/10.1080/09603123.2019.1612042>
- Roy, A., & Bhattacharya, T. (2022). Ecological and human health risks from pseudo-total and bio-accessible metals in street dusts. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(2). <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09658-y>

- Salazar-Rojas, T., Cejudo-Ruiz, F. R., & Calvo-Brenes, G. (2022a). Comparison Between Machine Linear Regression (MLR) and Support Vector Machine (SVM) as Model Generators for Heavy Metal Assessment Captured in Biomonitors and Road Dust. *Environmental Pollution*, 314, 120227. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120227>
- Salazar-Rojas, T., Cejudo-Ruiz, F. R., & Calvo-Brenes, G. (2022b). Comparison Between Machine Linear Regression (MLR) and Support Vector Machine (SVM) as Model Generators for Heavy Metal Assessment Captured in Biomonitors and Road Dust. *Environmental Pollution*, 314, 120227. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120227>
- Salazar-Rojas, T., Cejudo-Ruiz, F. R., & Calvo-Brenes, G. (2023a). Assessing magnetic properties of biomonitors and road dust as a screening method for air pollution monitoring. *Chemosphere*, 310(September 2022). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136795>
- Salazar-Rojas, T., Cejudo-Ruiz, F. R., & Calvo-Brenes, G. (2023b). Assessing magnetic properties of biomonitors and road dust as a screening method for air pollution monitoring. *Chemosphere*, 310(September 2022). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136795>
- Salazar-Rojas, T., Cejudo-Ruiz, F. R., Gutiérrez-Soto, M. V., & Calvo-Brenes, G. (2023). Assessing heavy metal pollution load index (PLI) in biomonitors and road dust from vehicular emission by magnetic properties modeling. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(39), 91248–91261. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-28758-5>
- Sanleandro, P. M., Navarro, A. S., Díaz-Pereira, E., Zuñiga, F. B., Muñoz, M. R., & Iniesta, M. J. D. (2018). Assessment of heavy metals and color as indicators of contamination in street dust of a city in SE Spain: Influence of traffic intensity and sampling location. *Sustainability (Switzerland)*, 10(11). <https://doi.org/10.3390/su10114105>
- Solano, J., Villalobos, R., & Instituto Meteorológico Nacional de Costa Rica (IMN). (2020). Regionalización de Costa Rica. *Regiones y Subregiones Climáticas de Costa Rica, mapa 1*, 1–32. <https://doi.org/10.15517/psm.v18i2.45179>
- Universidad de Costa Rica. (2024, May 28). *CIA-Centro de Investigaciones Agropecuarias* . Mapa de Suelos de Costa Rica.
- U.S. EPA. (2022). *IRIS. United States, Environmental Protection Agency, Integrated Risk Information System*. <https://www.epa.gov/iris>
- USDA. (2022). *Keys to Soil Taxonomy* (Thirteenth Edition). Natural Resources Conservation Service. .
- Wang, B., Zhang, X., Zhao, Y., Zhang, M., & Jia, J. (2021). Spatial and temporal distribution of pollution based on magnetic analysis of soil and atmospheric dustfall in Baiyin city, northwestern China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(4), 1–17. <https://doi.org/10.3390/ijerph18041681>

- Wang, X. S. (2013). Magnetic properties and heavy metal pollution of soils in the vicinity of a cement plant, xuzhou (china). *Journal of Applied Geophysics*, 98, 73–78. <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2013.08.008>
- Weinmayr, G., Hennig, F., Fuks, K., Nonnemacher, M., Jakobs, H., Möhlenkamp, S., Erbel, R., Jöckel, K. H., Hoffmann, B., & Moebus, S. (2015). Long-term exposure to fine particulate matter and incidence of type 2 diabetes mellitus in a cohort study: Effects of total and traffic-specific air pollution. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, 14(1). <https://doi.org/10.1186/s12940-015-0031-x>
- World Health Organization, W. (1996). *Permissible limits of heavy metals in soil and plants*. <https://www.omicsonline.org/articles-images/2161-0525-5-334-t011.html>
- Yang, P., Yang, M., & Shao, H. (2012). Magnetic Susceptibility and Heavy Metals Distribution from Risk-cultivated Soil around the Iron-Steel Plant, China. *Clean - Soil, Air, Water*, 40(6), 615–618. <https://doi.org/10.1002/clen.201100269>
- Yap, J., Ng, Y., Yeo, K. K., Sahlén, A., Lam, C. S. P., Lee, V., & Ma, S. (2019). Particulate air pollution on cardiovascular mortality in the tropics: Impact on the elderly. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, 18(34), 1–9. <https://doi.org/10.1186/s12940-019-0476-4>
- Zhang, J., Lin, Q., Liu, B., Guan, Y., Wang, Y., Li, D., Zhou, X., & Kang, X. (2022). Magnetic Response of Heavy Metal Pollution in Soil of Urban Street Greenbelts. *Polish Journal of Environmental Studies*, 31(2), 1923–1933. <https://doi.org/10.15244/pjoes/141339>