



Accumulation of heavy metals in winegrowing areas of the Arequipa region: analysis of ecological and health risks

Acumulación de metales pesados en zonas vitivinícolas de la región de Arequipa: análisis de riesgos ecológicos y para la salud

✉Fransheska Apaza-Escalante; ✉Laydy Mitsu Mena-Chacon*;

✉Angel Fernando Huaman-Pilco; ✉Luis Zegarra-Aymara

Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa, Facultad de Agronomía.

Urbanización Aurora s/n, Cercado, Arequipa, C. P. 04002, Perú.

*Corresponding author: lmenach@unsa.edu.pe

Abstract

Heavy metals are persistent pollutants that represent a threat to ecosystems and human health due to their capacity for bioaccumulation. The aim of this study was to determine the potential ecological risk associated with heavy metals in soils of four winegrowing areas in the Arequipa region of Peru (La Joya, Majes Tradición, CIEPA-Majes and San Isidro), as well as the health risks related to the level of contamination of Moscatel grape must. The presence of arsenic (As), boron (B), cadmium (Cd), copper (Cu), iron (Fe), mercury (Hg), lead (Pb), and zinc (Zn) in soils and musts was assessed using inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). The results revealed that Cd concentrations in the La Joya must exceeded permissible limits. Ecological risk indices indicated moderate to considerable contamination levels, particularly for Cd, As, and B, suggesting a worrying environmental impact. Regarding human health, non-carcinogenic and carcinogenic risks were identified, mainly due to the presence of As and Hg in the musts from La Joya, Majes Tradición and CIEPA-Majes, and Cd and Pb in the samples from La Joya and Majes Tradición, which could have adverse effects on consumers of grape derived products. These findings underscore the need to implement control and monitoring measures in the region to mitigate the impact of heavy metal contamination on soils, plants, and agricultural products.

Keywords: contamination, wine, must, Peru, *Vitis vinifera*.

Resumen

Los metales pesados son contaminantes persistentes que representan una amenaza para los ecosistemas y la salud humana debido a su capacidad de bioacumulación. El objetivo de este estudio fue determinar el riesgo ecológico potencial asociado a los metales pesados en suelos de cuatro vitivinícolas de la región de Arequipa, Perú (La Joya, Majes Tradición, CIEPA-Majes y San Isidro), así como los riesgos para la salud relacionados con el nivel de contaminación del mosto de uva var. Moscatel. Se evaluó la presencia de arsénico (As), boro (B), cadmio (Cd), cobre (Cu), hierro (Fe), mercurio (Hg), plomo (Pb) y zinc (Zn) en suelos y mostos mediante espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS). Los resultados revelaron que las concentraciones de Cd en el mosto de La Joya superaron los límites permitidos. Los índices de riesgo ecológico indicaron niveles de contaminación de moderada a considerable, en particular por Cd, As y B, lo cual sugiere un impacto ambiental preocupante. En cuanto a la salud humana, se identificaron riesgos no cancerígenos y cancerígenos, principalmente por la presencia de As y Hg en los mostos de La Joya, Majes Tradición y CIEPA-Majes, y de Cd y Pb en las muestras de La Joya y Majes Tradición, lo cual podría tener efectos adversos en los consumidores de productos derivados de la uva. Estos hallazgos subrayan la necesidad de implementar medidas de control y monitoreo en la región para mitigar el impacto de la contaminación por metales pesados en suelos, plantas y productos agrícolas.

Palabras clave: contaminación, vino, mosto, Perú, *Vitis vinifera*.

Please cite this article as follows (APA 7): Apaza-Escalante, F., Mena-Chacon, L., Huaman-Pilco, A., & Zegarra-Aymara, L. (2025). Accumulation of heavy metals in winegrowing areas of the Arequipa region: analysis of ecological and health risks. *Revista Chapingo Serie Horticultura*, 31, e24016. <https://doi.org/10.5154/r.rchsh.2024.11.016>



Revista Chapingo
Serie Horticultura

Introduction

Modern agriculture is considered one of the main sources of heavy metal pollution (Jayakumar et al., 2021; Soleimani et al., 2023). The term “heavy metal” refers to a group of metallic and metalloid elements associated with environmental pollution, such as arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr), lead (Pb), mercury (Hg), nickel (Ni), copper (Cu) and zinc (Zn) (Alloway, 2022). Its presence in the environment is worrying due to its inability to biodegrade, its ability to accumulate in biological tissues, and its harmful effects on human and animal health, including chronic toxicity, mutagenicity, teratogenicity, and carcinogenicity (Dasharathy et al., 2022; U.S. Environmental Protection Agency [EPA], 1986). In particular, As, Cd and Pb have been classified as carcinogenic to humans (Flora & Agrawal, 2017; Rahman & Singh, 2019; Rezaei et al., 2019).

The accumulation of these elements in agricultural soils can be promoted by the continuous application of agrochemicals and organic byproducts (Alengebawry et al., 2021). This phenomenon is also observed in winegrowing systems – whether conventional, integrated, or organic – where improper input management can alter the distribution and accumulation of heavy metals in the soil (Alloway, 2022).

Grape derived products – such as juices, macerated drinks, spirits, pisco, and wines – are widely consumed worldwide for their nutritional and functional value, as they provide vitamins, minerals, antioxidants, fiber, phytochemicals, and carotenoids, vital components for protecting the body against chronic diseases. The raw material for these products is must, which is the liquid obtained from pressing grape bunches (Figure 1), and is processed according to the desired product type.

Despite the nutritional benefits of grape products and their importance in the international market, there is concern about their potential role as a source of impurities and contaminants, such as heavy metals. To our knowledge, this is the first study to analyze heavy metal content in winegrowing areas of the Arequipa region of Peru. Therefore, the objective of this study was to evaluate the potential ecological risk associated with the accumulation of heavy metals in agricultural soils of four wineries in the Arequipa region (La Joya, Majes Tradición, CIEPA–Majes, and San Isidro), as well as the health risks associated with the level of contamination of Moscatel grape must.

Introducción

La agricultura moderna es considerada una de las principales fuentes de contaminación por metales pesados (Jayakumar et al., 2021; Soleimani et al., 2023). El término “metal pesado” se refiere a un grupo de elementos metálicos y metaloides asociados con la contaminación ambiental, como el arsénico (As), cadmio (Cd), cromo (Cr), plomo (Pb), mercurio (Hg), níquel (Ni), cobre (Cu) y zinc (Zn) (Alloway, 2022). Su presencia en el ambiente es preocupante debido a su incapacidad de biodegradación, su capacidad de acumulación en tejidos biológicos, y sus efectos nocivos en la salud humana y animal, incluyendo toxicidad crónica, mutagenicidad, teratogenicidad y carcinogenicidad (Dasharathy et al., 2022; U.S. Environmental Protection Agency [EPA], 1986). En particular, el As, Cd y Pb han sido clasificados como cancerígenos para humanos (Flora & Agrawal, 2017; Rahman & Singh, 2019; Rezaei et al., 2019).

La acumulación de estos elementos en suelos agrícolas puede ser promovida por la aplicación continua de agroquímicos y subproductos orgánicos (Alengebawry et al., 2021). Este fenómeno también se observa en los sistemas vitivinícolas – ya sean convencionales, integrados u orgánicos –, donde el manejo inadecuado de insumos puede alterar la distribución y la acumulación de metales pesados en el suelo (Alloway, 2022).

Los productos derivados de la uva – como jugos, zumos, macerados, aguardientes, pisco y vinos – son bebidas consumidas ampliamente a nivel mundial por su valor nutricional y funcional, ya que aportan vitaminas, minerales, antioxidantes, fibra, fitoquímicos y carotenoides, componentes vitales para la protección del cuerpo contra enfermedades crónicas. La materia prima de estos productos es el mosto, que es el líquido obtenido del prensado de los racimos de uva (Figura 1), y se procesa de acuerdo con el tipo de producto deseado.

A pesar de los beneficios nutricionales de los productos derivados de la uva y su importancia en el mercado internacional, existe preocupación por su posible participación como fuente de impurezas y contaminantes, como los metales pesados. Hasta donde sabemos, este es el primer estudio que analiza el contenido de metales pesados en zonas vitivinícolas de la región de Arequipa, Perú. Por ello, el objetivo de este estudio fue evaluar el riesgo ecológico potencial asociado a la acumulación de metales pesados en suelos agrícolas de cuatro vitivinícolas de la región de Arequipa, (La Joya, Majes Tradición, CIEPA–Majes y San

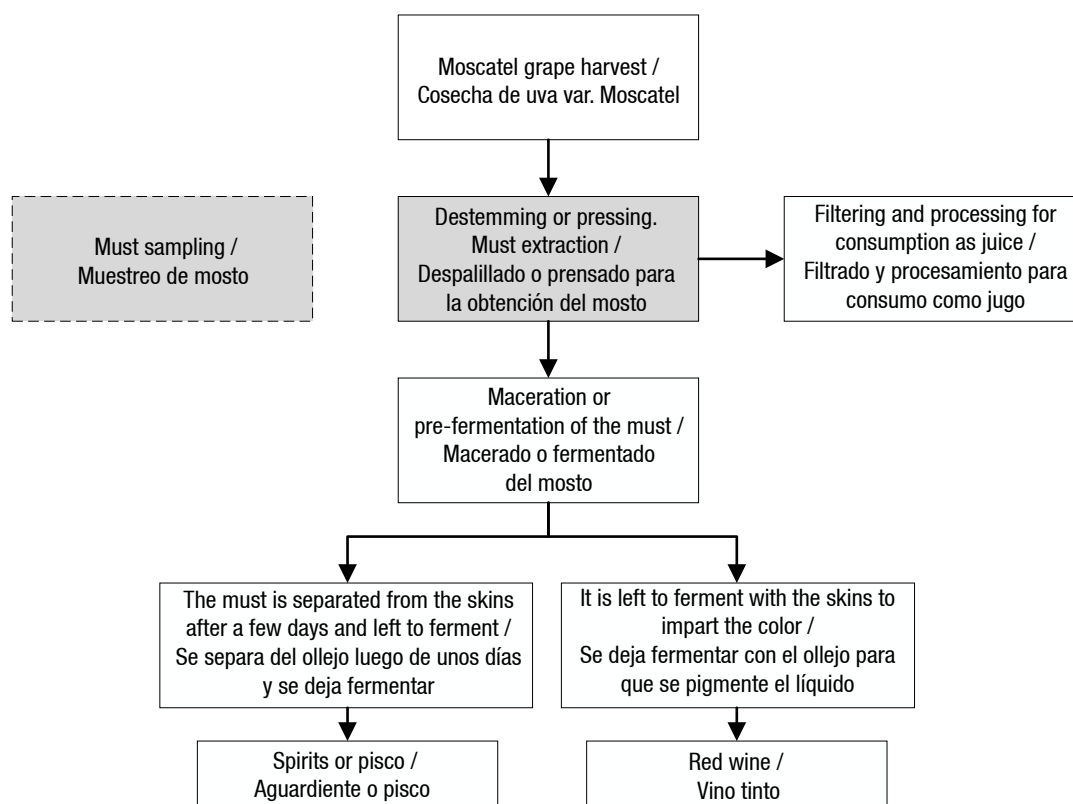


Figure 1. Flowchart for obtaining and processing must from Moscatel variety. Ollejo refers to the remaining solids (skin, seeds, and stem remains).

Figura 1. Flujograma de la obtención y procesamiento de mosto de uva var. Moscatel. Ollejo se refiere a los sólidos remanentes (piel, semillas y restos de raquis).

Materials and methods

Study area

The study was carried out in four winegrowing areas located in the Arequipa region, Peru: La Joya (16° 27' 27.06" S and 71° 48' 16.62" W, at 1 626 m a. s. l.), Majes Tradición (16° 13' 33.24" S and 72° 26' 36.42" W, at 464 m a. s. l.), Agricultural Research, Education and Production Center (CIEPA) – Majes of the National University of San Agustín (UNSA) (16° 19' 51.48" S and 72° 13' 22.32" W, at 1 440 m a. s. l.) and San Isidro (16° 34' 13.86" S and 71° 55' 45.84" W, at 1 660 m a. s. l.) (Figure 2). The variety grown in these sites is Moscatel, which is one of the most important and oldest in the region, and is recognized for its high aromatic capacity.

In addition to sampling, surveys were conducted among technical staff at the production centers to gather information related to agronomic management and physicochemical conditions.

Soil and must sampling

From a bibliographic review on the metals with the greatest presence in agricultural soils and their potential

Isidro), así como los riesgos para la salud relacionados con el nivel de contaminación del mosto de uva var. Moscatel.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en cuatro zonas vitivinícolas ubicadas en la región de Arequipa, Perú: La Joya (16° 27' 27.06" S y 71° 48' 16.62" O, a 1 626 m s. n. m.), Majes Tradición (16° 13' 33.24" S y 72° 26' 36.42" O, a 464 m s. n. m.), Centro de Investigación, Enseñanza y Producción Agrícola (CIEPA) – Majes de la Universidad Nacional de San Agustín (UNSA) (16° 19' 51.48" S y 72° 13' 22.32" O, a 1 440 m s. n. m.) y San Isidro (16° 34' 13.86" S y 71° 55' 45.84" O, a 1 660 m s. n. m.) (Figura 2). La variedad cultivada en estos sitios es Moscatel, que es una de las más importantes y antiguas de la región, y es reconocida por su alta capacidad aromática.

Además de la toma de muestras, se realizaron encuestas dirigidas al personal técnico de los centros de producción con la finalidad de recabar información relacionada con el manejo agronómico y las condiciones fisicoquímicas.

Grape production areas var. Moscatel- Arequipa - Peru / Zonas de producción de uva var. Moscatel en Arequipa, Perú

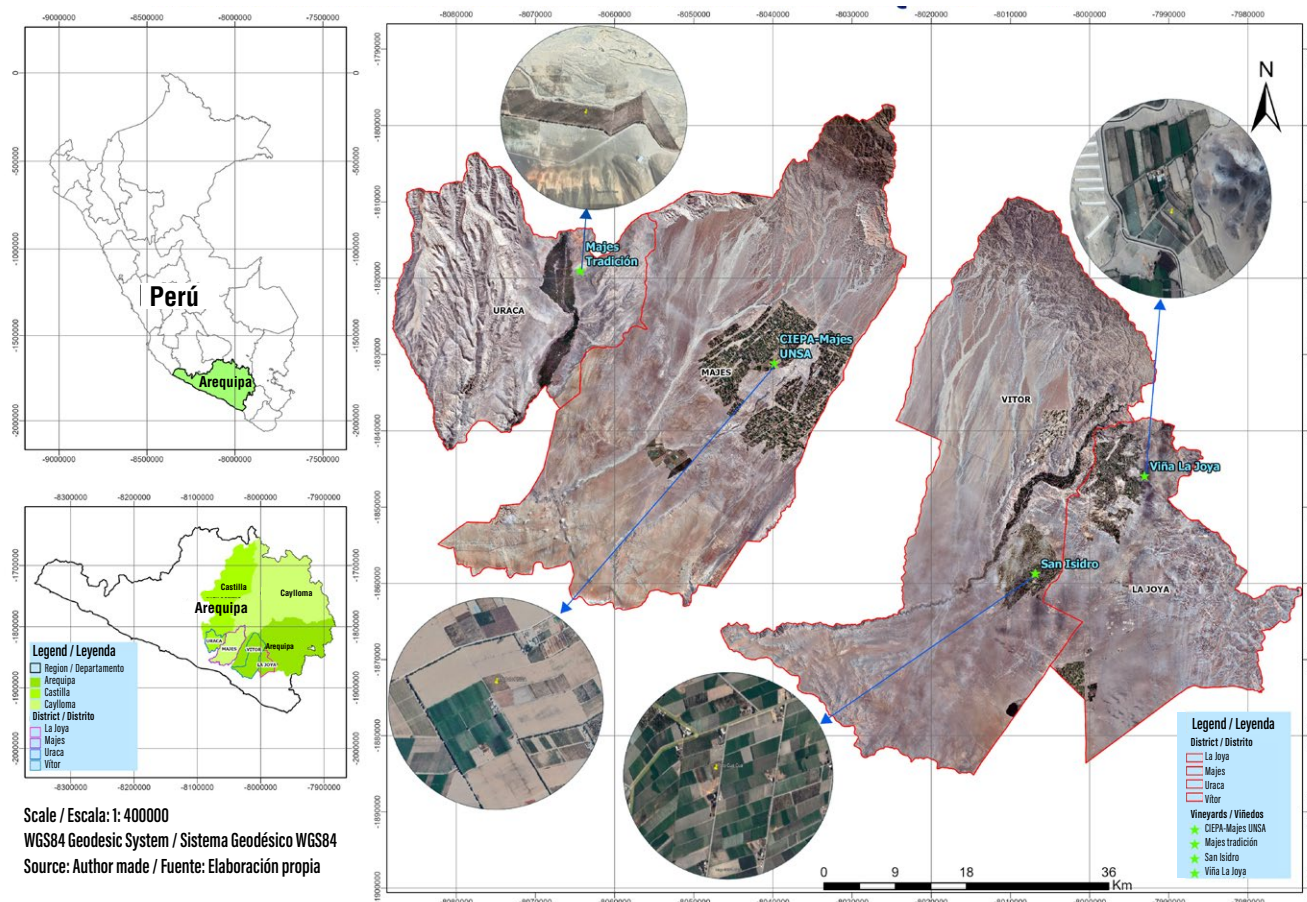


Figure 2. Location map of the wine production areas sampled in the Arequipa region, Peru.

Figura 2. Mapa de ubicación de las zonas de producción vitivinícolas muestreadas en la región de Arequipa, Perú.

as a contaminant (Aytop et al., 2023; Mendoza et al., 2020; Soleimani et al., 2023), eight elements were selected for monitoring: As, B, Cd, Cu, Fe, Hg, Pb and Zn.

Soil and must sampling was carried out during the 2023 harvest: February 16 in La Joya, February 15 in Majes Tradición, March 24 in CIEPA-Majes and March 31 in San Isidro. Three composite samples were taken at each site, consisting of three soil subsamples (1 kg each, at a sampling depth of 0-20 cm) and must (1 L each, obtained from pressing 30 kg of grapes) (Figure 1).

Laboratory analysis

The concentration of heavy metals was determined by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) (ICP-MS 7900, Agilent Technologies, USA). The analyses were performed by Bhios Laboratorios S.R.L., accredited by the National Institute of Quality (INACAL). The results were expressed in milligrams per kilogram of fresh weight of the composite samples ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). The analyses were performed by triplicate.

Muestreo de suelos y mosto

A partir de una revisión bibliográfica sobre los metales con mayor presencia en suelos agrícolas y su potencial como contaminante (Aytop et al., 2023; Mendoza et al., 2020; Soleimani et al., 2023), se seleccionaron ocho elementos para su monitoreo: As, B, Cd, Cu, Fe, Hg, Pb y Zn.

El muestreo de suelo y mosto se realizó durante la vendimia de 2023: 16 de febrero en La Joya, 15 de febrero en Majes Tradición, 24 de marzo en CIEPA-Majes y 31 de marzo en San Isidro. En cada sitio se tomaron tres muestras compuestas, conformadas por tres submuestras de suelo (cada una de 1 kg, a una profundidad de muestreo de 0 a 20 cm) y mosto (cada una de 1 L, obtenido a partir del prensado de 30 kg de uva) (Figura 1).

Análisis de laboratorio

La concentración de metales pesados se determinó mediante espectrometría de masas con plasma acoplado

Ecological risk assessment due to soil contamination

Based on the analysis results, the level of ecological risk derived from the presence of heavy metals was estimated using three indicators: contamination factor (CF), pollution load index (PLI), and potential ecological risk (PER). The procedure for calculating each index based on the results of heavy metal concentrations in the samples and international reference values is detailed below.

Contamination factor

The CF was used to measure the relationship between the content of each heavy metal in the soil and the reference geographic value (value in uncontaminated soil), which is an indicator of contamination from anthropogenic activities associated with a single heavy metal. The calculation was performed using the following equation (Hakanson, 1980):

$$CF = \frac{C_{soil}}{C_{ref}} \quad (1)$$

where C_{soil} is the concentration of each metal in the soil samples and C_{ref} is the reference concentration of each metal in uncontaminated soils. In Peru, there are no studies on reference values for metals in soils; therefore, the values reported by Taylor and McLennan (1995) for As, B, Cd, Cu, Fe, Pb, and Zn, corresponding to 1.5, 15, 0.098, 25, 35,000, 20, and 71 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectively, and by McKeague and Wolynetz (1980) for Hg (0.06 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), were used. According to Hakanson (1980), contamination levels can be classified as low ($CF < 1$), moderate ($1 \leq CF < 3$), considerable ($3 \leq CF < 6$), and very high ($CF \geq 6$).

Pollution load index

The PLI allows soil quality to be assessed based on the degree of heavy metal contamination. The PLI is calculated using the n th root of the product of the contamination factors for each metal:

$$PLI = \sqrt[n]{CF_1 \times CF_2 \dots \times CF_n} \quad (2)$$

where CF is the contamination factor and n is the number of heavy metals considered. According to Tomlinson et al. (1980), the interpretation of the result of this equation can be: presence of contamination ($PLI > 1$) or no metal contamination ($PLI < 1$).

Potential ecological risk

The PER was determined using the method proposed by Hakanson (1980), which allows the evaluation of the potential toxic effect of heavy metals in the soil using the following equations:

inductivamente (ICP-MS, por sus siglas en inglés) (ICP-MS 7900, Agilent Technologies, EUA). Los análisis fueron realizados por Bhios Laboratorios S.R.L., acreditado por el Instituto Nacional de Calidad (INACAL). Los resultados se expresaron en miligramos por kilogramo de peso fresco de las muestras compuestas ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Los análisis se hicieron por triplicado.

Evaluación del riesgo ecológico por contaminación del suelo

Con base en los resultados de los análisis, se estimó el nivel de riesgo ecológico derivado de la presencia de metales pesados mediante tres indicadores: factor de contaminación (FC), índice de carga contaminante (ICC) y riesgo ecológico potencial (REP). A continuación, se detalla el procedimiento para calcular cada índice con base en los resultados de las concentraciones de metales pesados en las muestras y en valores de referencia internacional.

Factor de contaminación

El FC se usó para medir la relación entre el contenido de cada metal pesado en el suelo con respecto al valor geográfico referencial (valor en suelo no contaminado), que es un indicador de la contaminación por actividades antropogénicas asociada a un solo metal pesado. El cálculo se realizó mediante la siguiente ecuación (Hakanson, 1980):

$$FC = \frac{C_{suelo}}{C_{ref}} \quad (1)$$

donde C_{suelo} es la concentración de cada metal en las muestras de suelo y C_{ref} es la concentración de referencia de cada metal en suelos no contaminados. En Perú no se cuenta con estudios sobre los valores de referencia de metales en suelos; por tanto, se utilizaron los valores reportados por Taylor y McLennan (1995) para As, B, Cd, Cu, Fe, Pb y Zn, correspondientes a 1.5, 15, 0.098, 25, 35 000, 20 y 71 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivamente, y por McKeague y Wolynetz (1980) para Hg (0.06 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). De acuerdo con Hakanson (1980), los niveles de contaminación se pueden clasificar como bajo ($FC < 1$), moderado ($1 \leq FC < 3$), considerable ($3 \leq FC < 6$) y muy alto ($FC \geq 6$).

Índice de carga contaminante

El ICC permite evaluar la calidad del suelo en función del grado de contaminación por metales pesados. El ICC se calcula mediante la raíz enésima del producto de los factores de contaminación para cada metal:

$$ICC = \sqrt[n]{FC_1 \times FC_2 \dots \times FC_n} \quad (2)$$

donde FC es el factor de contaminación y n es el número de metales pesados considerados. Según Tomlinson et al. (1980), la interpretación del resultado de esta ecuación

$$PER = \sum_{i=1}^n PERI_i \quad (3) \quad \text{puede ser: presencia de contaminación (ICC} > 1) \text{ o sin contaminación por metales (ICC} < 1).$$

$$PERI_i = Tr_i \times CF_i \quad (4)$$

Where $PERI_i$ is the potential ecological risk index of a metal i , Tr_i represents the toxicological response factor of metal i and CF_i is the contamination factor of metal i . The toxicological response factor considered for As, B, Cd, Cu, Fe, Hg, Pb and Zn were 10, 2, 30, 5, 1, 40, 5 and 1, respectively (Hakanson, 1980; Mirzaei-Aminiyan et al., 2018; Xu et al., 2020). The $PERI$ was classified as: low ($PERI < 40$), moderate ($40 \leq PERI < 80$), considerable ($80 \leq PERI < 160$), high ($160 \leq PERI < 320$) and very high ($PERI \geq 320$). For its part, the PER value was interpreted as: low ($PER < 95$), moderate ($95 \leq PER < 190$), high ($190 \leq PER < 380$) and very high ($PER \geq 380$) (Hakanson, 1980).

Health risk assessment

To estimate potential health risks, per capita wine consumption values in Peru ($6.03 \text{ g} \cdot \text{day}^{-1}$) were used (Promotora dels aliments catalans [PRODECA], 2023), since the must is mainly used for winemaking and its consumption is well documented in various countries. Non-cancer risks were assessed for all metals considered, and carcinogenic risks for As, Cd, and Pb. The assessment was conducted using the model proposed by the United States Environmental Protection Agency (EPA, 1989), which considers three mechanisms of contaminant translocation: ingestion, dermal absorption, and inhalation. This study focused on the ingestion mechanism of toxic elements associated with grape must consumption.

Non-carcinogenic risks

The health index (HI) method, widely used due to its simplicity and usefulness in identifying potential risks (Quispe et al., 2021), was applied. The HI is calculated by summing the risk quotients (HQ) of the chemical elements to which a person is exposed, according to the following equations:

$$HQ = \frac{ED \times EC \times EF \times IR}{RfD \times BW \times Atn} \times 10^{-3} \quad (5)$$

$$HI = \sum HQ \quad (6)$$

where ED is the exposure duration (30 years for adults), EC is the element concentration ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$), EF is the exposure frequency ($365 \text{ days} \cdot \text{year}^{-1}$), IR is the ingestion rate, RfD is the oral reference dose of each element ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$), BW is the body mass (70 kg for adults) and Atn is the average exposure time for the non-carcinogenic element (10,950 days). The RfD values for chronic exposure used in this study were ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$): As = 0.0003, B = 0.2, Cd = 0.001, Cu = 0.04, Fe = 0.7, Hg = 0.0003, Pb = 0.0036, and Zn = 0.3 (de Miguel et al., 2007; EPA, 1986; Taylor et al., 2023). HI values are

Riesgo ecológico potencial

El REP se determinó a partir del método propuesto por Hakanson (1980), el cual permite evaluar el efecto tóxico potencial de los metales pesados en el suelo mediante las siguientes ecuaciones:

$$REP = \sum_{i=1}^n IREP_i \quad (3)$$

$$IREP_i = Tr_i \times FC_i \quad (4)$$

Donde $IREP_i$ es el índice de riesgo ecológico potencial de un metal i , Tr_i representa el factor de respuesta toxicológica del metal i y FC_i es el factor de contaminación del metal i . El factor de respuesta toxicológica considerado para As, B, Cd, Cu, Fe, Hg, Pb y Zn fue de 10, 2, 30, 5, 1, 40, 5 y 1, respectivamente (Hakanson, 1980; Mirzaei-Aminiyan et al., 2018; Xu et al., 2020). El $IREP$ se clasificó como: bajo ($IREP < 40$), moderado ($40 \leq IREP < 80$), considerable ($80 \leq IREP < 160$), alto ($160 \leq IREP < 320$) y muy alto ($IREP \geq 320$). Por su parte, el valor del REP se interpretó como: bajo ($REP < 95$), moderado ($95 \leq REP < 190$), alto ($190 \leq REP < 380$) y muy alto ($REP \geq 380$) (Hakanson, 1980).

Evaluación de riesgos para la salud

Para estimar los riesgos potenciales para la salud, se utilizaron los valores de consumo per cápita de vino en Perú ($6.03 \text{ g} \cdot \text{día}^{-1}$) (Promotora dels aliments catalans [PRODECA], 2023), ya que el mosto se destina principalmente para la elaboración de vino y su consumo está bien documentado en diferentes países. Se evaluaron los riesgos no cancerígenos para todos los metales considerados y los riesgos cancerígenos para As, Cd y Pb. La evaluación se realizó mediante el modelo propuesto por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, 1989), el cual considera tres mecanismos de translocación del contaminante: ingesta, absorción dérmica e inhalación. Este estudio se centró en el mecanismo de ingestión de elementos tóxicos para el consumo de mosto de uva.

Riesgos no cancerígenos

Se utilizó el método del índice de salud (IS), ampliamente aplicado por su sencillez y utilidad para identificar riesgos potenciales (Quispe et al., 2021). El IS se calcula mediante la suma de los cocientes de riesgo (CR) de los elementos químicos a los que está expuesta una persona, según las siguientes ecuaciones:

$$CR = \frac{DE \times CE \times FE \times TI}{DR \times MC \times TPE} \times 10^{-3} \quad (5)$$

$$IS = \sum CR \quad (6)$$

categorized as follows: negligible ($HI < 0.1$), low impact ($0.1 \leq HI < 1.0$), moderate impact ($1.0 \leq HI < 4.0$), and very high risk ($HI \geq 4.0$) (EPA, 1989).

Carcinogenic risks

Carcinogenic risk (CR) estimates the cumulative lifetime probability of developing cancer from exposure to a given dose of the carcinogen. This parameter was derived from the following equation:

$$CR = \frac{ED \times EC \times EF \times IR}{BW \times Atn} \times 10^{-3} \times SF \quad (7)$$

where *ED* is the exposure duration (70 years for adults), *Atn* is the average time of exposure to carcinogens ($25\,550 = 365 \text{ days} \cdot \text{year}^{-1} \times ED$), and *SF* is the slope factor ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$: As = 1.5, Cd = 0.038, and Pb = 0.0085) (EPA, 1986; Mohammadi et al., 2024). The interpretation of the *CR* values is: no significant risk ($CR < 1 \times 10^{-6}$), low risk ($1 \times 10^{-6} \leq CR < 1 \times 10^{-5}$), moderate risk ($1 \times 10^{-5} \leq CR < 1 \times 10^{-4}$), high risk ($1 \times 10^{-4} \leq CR < 1 \times 10^{-3}$) and very high risk ($CR \geq 1 \times 10^{-3}$) (EPA, 1989).

Statistical analysis

The results for heavy metal content in soil and must were subjected to analysis of variance and a Tukey means comparison ($p < 0.05$). Additionally, Pearson correlation analyses ($p < 0.05$) were performed to explore associations between variables. All statistical analyses were performed using RStudio version 4.4.1 (R Core Team, 2024). The reported values correspond to the average of three replicates per sample.

Results and discussion

Heavy metals in the soil

The management and fertilization characteristics in the four production areas were similar, with the exception of La Joya, where an additional $15 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ of cattle manure was applied (Table 1). Several studies have shown that soil physicochemical properties, such as cation exchange capacity (CEC), organic matter (OM) content, electrical conductivity (EC), and pH, directly influence the mobility and bioavailability of metals (Antoniadis et al., 2017). In the case of pH, it has been reported that variations in this parameter –induced by the accumulation of metals such as Pb, Cu, and Zn– can alter soil biological activity by inhibiting the activity of mycorrhizal fungi and soil enzymes (Angon et al., 2024).

The physicochemical changes associated with heavy metals range from modifications in soil structure to OM degradation (Angon et al., 2024; Antoniadis et al., 2017; Eckhard et al., 2011). Although not the

donde *DE* es la duración de la exposición (30 años para adultos), *CE* es la concentración del elemento ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$), *FE* es la frecuencia de exposición ($365 \text{ días} \cdot \text{año}^{-1}$), *TI* es la tasa de ingestión, *DR* es la dosis de referencia por vía oral de cada elemento ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$), *MC* es la masa corporal (70 kg para adultos) y *TPE* es el tiempo promedio de exposición para elemento no cancerígeno (10 950 días). Los valores de *DR* para exposición crónica utilizados en este estudio fueron ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$): As = 0.0003, B = 0.2, Cd = 0.001, Cu = 0.04, Fe = 0.7, Hg = 0.0003, Pb = 0.0036 y Zn = 0.3 (de Miguel et al., 2007; EPA, 1986; Taylor et al., 2023). Los valores de *IS* se clasifican de la siguiente manera: insignificantes ($IS < 0.1$), de impacto bajo ($0.1 \leq IS < 1.0$), impacto moderado ($1.0 \leq IS < 4.0$) y riesgo muy alto ($IS \geq 4.0$) (EPA, 1989).

Riesgos cancerígenos

El riesgo carcinogénico (RC) estima la probabilidad acumulada de desarrollar cáncer a lo largo de la vida por exposición a una dosis del agente cancerígeno. Este parámetro se obtuvo a partir de la siguiente ecuación:

$$RC = \frac{DE \times CE \times FE \times TI}{MC \times TPE} \times 10^{-3} \times FP \quad (7)$$

donde *DE* es la duración de la exposición (70 años para adultos), *TPE* es el tiempo promedio de exposición a elementos cancerígenos ($25\,550 = 365 \text{ días} \cdot \text{año}^{-1} \times DE$) y *FP* es el factor de pendiente ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$: As = 1.5, Cd = 0.038 y Pb = 0.0085) (EPA, 1986; Mohammadi et al., 2024). La interpretación de los valores de *RC* es: sin riesgo significativo ($RC < 1 \times 10^{-6}$), riesgo bajo ($1 \times 10^{-6} \leq RC < 1 \times 10^{-5}$), riesgo moderado ($1 \times 10^{-5} \leq RC < 1 \times 10^{-4}$), riesgo alto ($1 \times 10^{-4} \leq RC < 1 \times 10^{-3}$) y riesgo muy alto ($RC \geq 1 \times 10^{-3}$) (EPA, 1989).

Análisis estadístico

Los resultados del contenido de metales pesados en suelo y mosto se sometieron a un análisis de varianza y una comparación de medias de Tukey ($p < 0.05$). Adicionalmente, se realizaron análisis de correlación de Pearson ($p < 0.05$) para explorar asociaciones entre variables. Todos los análisis estadísticos se realizaron en el programa RStudio versión 4.4.1 (R Core Team, 2024). Los valores reportados corresponden al promedio de tres repeticiones por muestra.

Resultados y discusión

Metales pesados en el suelo

Las características de conducción y fertilización en las cuatro zonas de producción eran similares, con excepción de La Joya, donde aplicaron adicionalmente $15 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ de estiércol vacuno (Cuadro 1). Diversos estudios han demostrado que las propiedades

Table 1. Agronomic management and principal physicochemical characteristics of the soil from four winegrowing zones in the Arequipa region of Peru.
Cuadro 1. Manejo agronómico y principales características fisicoquímicas del suelo de cuatro zonas vitivinícolas en la región de Arequipa, Perú.

Characteristics / Características	La Joya	Majes Tradición	CIEPA-Majes	San Isidro
Plant age (years) / Edad de la plantación (años)	14	12	14	12
Planting spacing (m) / Marco de plantación (m)	1.50 × 2.50	1.30 × 2.20	2.00 × 3.00	1.20 × 2.50
Trellis system / Sistema de conducción	Lyre / Espaldera	Lyre / Espaldera	Lyre / Espaldera	Lyre / Espaldera
Vine training method / Sistema de formación	Single / Simple	Triple T	Double T / Doble T	Double T / Doble T
Irrigation system / Sistema de riego	Gravity / Gravedad	Dripping / Goteo	Dripping / Goteo	Dripping / Gravedad
Historical yield (kg·plant ⁻¹) / Rendimiento histórico (kg·planta ⁻¹)	3.52	4.08	17.43	5.8
N-P-K soil fertilization (kg·ha ⁻¹) / Fertilización edáfica N-P-K (kg·ha ⁻¹)	120-120-120	120-120-120	120-120-120	120-120-120
pH (1:2.5 extract) / pH (extracto 1:2.5)	7.39	7.42	7.36	7.58
EC (dS·m ⁻¹ 1:2.5, extract) / CE (dS·m ⁻¹ , extracto 1:2.5)	0.17	3.39	1.32	0.11
Organic matter (%) / Materia orgánica (%)	0.83	0.57	0.62	0.81
CEC (meq·100 g ⁻¹) / CIC (meq·100 g ⁻¹)	7.2	6	9.2	7.6
Sand (%) / Arena (%)	77.0	71.0	78.0	72.0
Silt (%) / Limo (%)	16.2	24.2	13.2	21.2
Clay (%) / Arcilla (%)	6.8	4.8	88.8	6.8

EC: electrical conductivity; CEC: cation exchange capacity.
CE: conductividad eléctrica; CIC: capacidad de intercambio catiónico.

aim of this study, it should be mentioned that the effects on microorganisms are of concern, as they play a fundamental role in long-term soil stability and structure (Wang et al., 2022).

The correlation analysis between the concentration of metals in the soil samples and the physicochemical characteristics showed strong positive associations between EC and the concentrations of Cd ($r = 0.82$; $p = 0.0011$) and Fe ($r = 0.94$; $p < 0.0001$), and moderate negative associations with Pb ($r = -0.66$; $p = 0.0202$) and Cu ($r = -0.62$; $p = 0.0330$). The OM was positively associated with Pb ($r = 0.79$; $p = 0.0024$) and Cu ($r = 0.77$; $p = 0.0034$), and negatively with As ($r = -0.58$; $p = 0.0469$), Cd ($r = -0.64$; $p = 0.0252$) and Fe ($r = -0.86$; $p = 0.0004$) (Figure 3), while pH presented weak or moderately negative associations, with the exception of Pb, Cu and Zn, where the correlations were slightly

fisicoquímicas del suelo, como la capacidad de intercambio catiónico (CIC), el contenido de materia orgánica (MO), la conductividad eléctrica (CE) y el pH, influyen directamente en la movilidad y la biodisponibilidad de los metales (Antoniadis et al., 2017). En el caso del pH, se ha descrito que las variaciones en este parámetro –inducidas por la acumulación de metales como Pb, Cu y Zn– pueden alterar la actividad biológica del suelo, al inhibir la actividad de los hongos micorrízicos y las enzimas del suelo (Angon et al., 2024).

Los cambios fisicoquímicos asociados con los metales pesados abarcan desde modificaciones en la estructura del suelo hasta la degradación de la MO (Angon et al., 2024; Antoniadis et al., 2017; Eckhard et al., 2011). Aunque no es el objetivo de este estudio, se debe mencionar que los efectos sobre los microorganismos

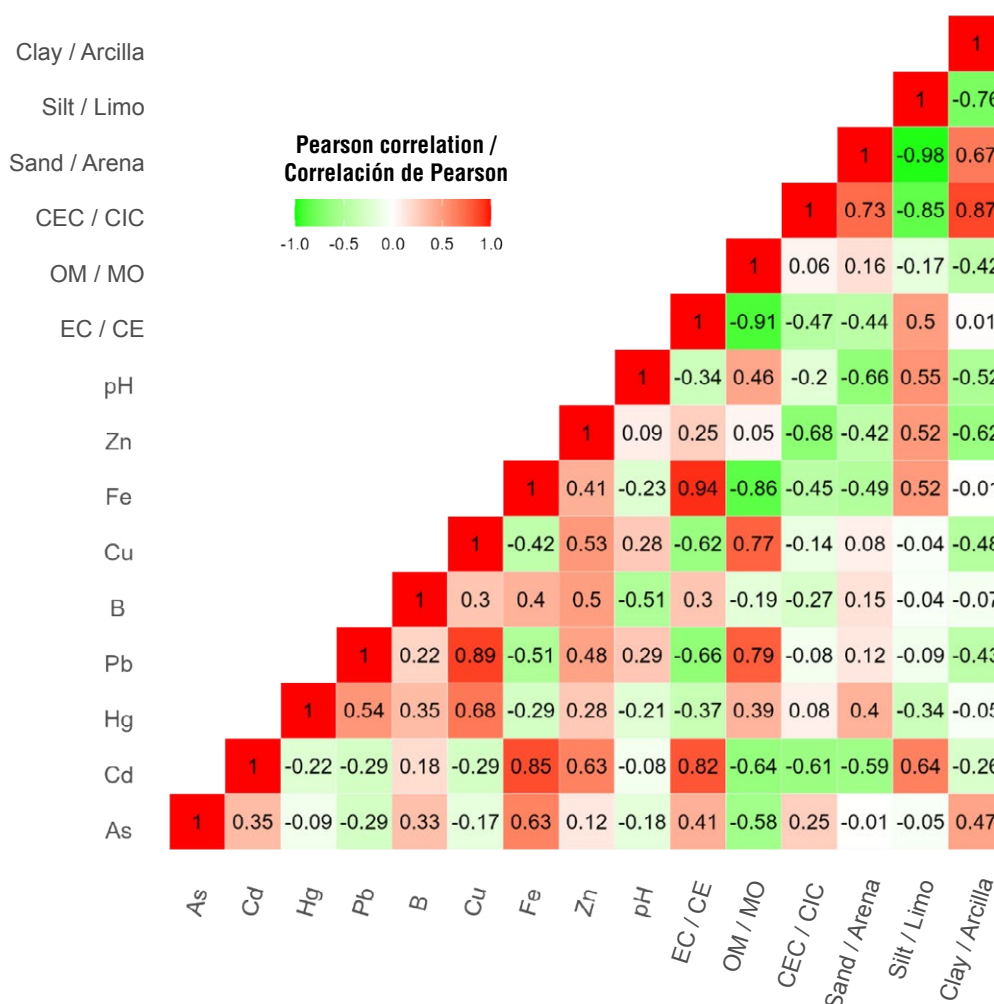


Figure 3. Pearson correlations between heavy metal concentrations and the main physicochemical characteristics of soil samples from four winegrowing regions in the Arequipa region of Peru. EC: electrical conductivity; OM: organic matter; CEC: cation exchange capacity.

Figura 3. Correlaciones de Pearson entre las concentraciones de metales pesados y las principales características fisicoquímicas de muestras de suelos de cuatro zonas vitivinícolas de la región de Arequipa, Perú. CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica; CIC: capacidad de intercambio catiónico.

positive (Figure 3). The diversity of results reflects the complexity of chemical interactions in soil. Regarding potential synergies between metals, strong correlations were observed between Cu and Pb ($r = 0.89$; $p = 0.0001$), as well as between Fe and Cd ($r = 0.85$; $p = 0.0004$).

Heavy metal concentrations in soils showed significant differences among the study areas for Cd, Cu, Fe, Pb, and Zn (Table 2). The highest values for Hg, Cu, and Pb were reported in La Joya, possibly associated with the higher OM content and soil pH conditions. In contrast, the highest concentrations of Fe, Cd, and As were observed in Majes Tradición.

In agricultural soils, the permissible limits for Pb are the highest, followed by Zn and Cu, while Cd has the lowest limits (Alengebawy et al., 2021). This

son preocupantes, ya que estos desempeñan un papel fundamental en la estabilidad y estructura del suelo a largo plazo (Wang et al., 2022).

El análisis de correlación entre la concentración de los metales en las muestras de suelos y las características fisicoquímicas evidenció asociaciones positivas fuertes entre la CE y las concentraciones de Cd ($r = 0.82$; $p = 0.0011$) y Fe ($r = 0.94$; $p < 0.0001$), y asociaciones negativas moderadas con Pb ($r = -0.66$; $p = 0.0202$) y Cu ($r = -0.62$; $p = 0.0330$). La MO se asoció positivamente con Pb ($r = 0.79$; $p = 0.0024$) y Cu ($r = 0.77$; $p = 0.0034$), y negativamente con As ($r = -0.58$; $p = 0.0469$), Cd ($r = -0.64$; $p = 0.0252$) y Fe ($r = -0.86$; $p = 0.0004$) (Figura 3), mientras que el pH presentó asociaciones débiles o moderadamente negativas, con excepción del Pb, Cu y Zn, donde las correlaciones fueron ligeramente

Table 2. Analysis of variance and comparison of means of heavy metal concentration ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) in soils from four winegrowing areas in the Arequipa region, Peru.**Cuadro 2. Análisis de varianza y comparación de medias de la concentración de metales pesados ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) en suelos de cuatro zonas vitivinícolas de la región de Arequipa, Perú.**

Metal	La Joya	Majes Tradición	CIEPA-Majes	San Isidro	p-value / p-valor	CV (%)
Arsenic (As)/ Arsénico (As)	3.746 $\pm$ 0.37 a	4.684 $\pm$ 0.37 a	5.016 $\pm$ 0.37 a	4.255 $\pm$ 0.37 a	0.1643	14.46
Boron (B)/ Boro (B)	35.890 $\pm$ 4.19 a	35.135 $\pm$ 4.19 a	30.344 $\pm$ 4.19 a	20.443 $\pm$ 4.19 a	0.2132	23.25
Cadmium (Cd)/ Cadmio (Cd)	0.187 $\pm$ 0.03 b	0.356 $\pm$ 0.03 a	0.203 $\pm$ 0.03 b	0.201 $\pm$ 0.03 b	0.0084	20.57
Copper (Cu)/ Cobre (Cu)	34.020 $\pm$ 2.35 a	24.126 $\pm$ 2.35 ab	23.328 $\pm$ 2.35 b	30.020 $\pm$ 2.35 ab	0.0324	14.48
Iron (Fe)/ Hierro (Fe)	4 971.03 $\pm$ 277.7 b	7 963.38 $\pm$ 277.7 a	6 121.75 $\pm$ 277.7 b	5 293.36 $\pm$ 277.7 b	0.0003	7.90
Mercury (Hg)/ Mercurio (Hg)	0.231 $\pm$ 0.09 a	0.000 $\pm$ 0.09 a	0.072 $\pm$ 0.09 a	0.042 $\pm$ 0.09 a	0.3119	71.17
Lead (Pb)/ Plomo (Pb)	5.115 $\pm$ 0.51 a	2.862 $\pm$ 0.51 a	2.900 $\pm$ 0.51 a	4.460 $\pm$ 0.51 a	0.0309	22.94
Zinc (Zn)	36.399 $\pm$ 4.25 a	39.562 $\pm$ 4.25 a	24.089 $\pm$ 4.25 a	31.952 $\pm$ 4.25 a	0.1338	22.29

CV: coefficient of variation. Means with the same letters within each row do not differ statistically (Tukey, $p > 0.05$).

CV: coeficiente de variación. Medias con letras iguales dentro de cada fila no difieren estadísticamente (Tukey, $p > 0.05$).

means that the accumulation of Cd in the soil, even at lower concentrations, is more toxic than that of Cu, Zn, and Pb. According to the results obtained, the limits established by the *Ministerio del Ambiente del Perú* (MINAM, 2017) for As ($50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Cd ($1.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Hg ($6.6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), and Pb ($70 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) were not exceeded in any of the evaluated areas. However, compliance with these limits does not guarantee the absence of ecological risk, since the interaction and cumulative effect of multiple metals in the same site can pose a significant risk to the ecosystem.

Statistical analysis revealed significant differences only in the levels of Cd, Cu, and Fe, with the soils of the Majes Tradición winery showing the greatest accumulation. In general, the concentration of heavy metals in the soils was observed to be distributed as follows: $\text{Fe} > \text{Zn} > \text{B} > \text{Cu} > \text{As} > \text{Pb} > \text{Cd} > \text{Hg}$ (Table 2). Except in Majes Tradición, the presence of the metals classified as the most dangerous to the environment (Hg, Pb, and As) was detected (EPA, 1989).

Potential ecological risk

The CF revealed that all four production areas are contaminated by As and B, with higher concentrations in Majes Tradición and CIEPA-Majes (Table 3). These areas share common characteristics, such as a drip irrigation system and low OM contents (Table 1). According to Antoniadis et al. (2017), these conditions may favor the accumulation of As and B, since in soils

positivas (Figura 3). La diversidad de resultados refleja la complejidad de las interacciones químicas en el suelo. En cuanto a las posibles sinergias entre metales, se observaron correlaciones fuertes entre Cu y Pb ($r = 0.89$; $p = 0.0001$), así como entre Fe y Cd ($r = 0.85$; $p = 0.0004$).

Las concentraciones de metales pesados en los suelos presentaron diferencias significativas entre las zonas de estudio para Cd, Cu, Fe, Pb y Zn (Cuadro 2). Los valores más altos de Hg, Cu y Pb se reportaron en La Joya, posiblemente asociados al mayor contenido de MO y a las condiciones de pH del suelo. En contraste, las concentraciones más altas de Fe, Cd y As se observaron en Majes Tradición.

En suelo agrícola, los límites permisibles para Pb son los más altos, seguido de Zn y Cu, mientras que el Cd presenta los límites más bajos (Alengebawy et al., 2021). Esto significa que la acumulación de Cd en el suelo, incluso en una concentración más baja, es más tóxica que la del Cu, Zn y Pb. De acuerdo con los resultados obtenidos, en ninguna de las zonas evaluadas se superaron los límites establecidos por el Ministerio del Ambiente del Perú (MINAM, 2017) para el As ($50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Cd ($1.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), Hg ($6.6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) y Pb ($70 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). No obstante, el cumplimiento de estos límites no garantiza la ausencia de riesgo ecológico, ya que la interacción y el efecto acumulativo de múltiples metales en un mismo sitio pueden representar un riesgo significativo para el ecosistema.

Table 3. Assessment of potential ecological risks due to the accumulation of heavy metals in soils of four winegrowing areas in the Arequipa region, Peru.**Cuadro 3. Evaluación de riesgos ecológicos potenciales por acumulación de metales pesados en suelos de cuatro zonas vitivinícolas de la región de Arequipa, Perú.**

Metal	La Joya	Majes Tradición	CIEPA-Majes	San Isidro
Contamination factor (CF)/Factor de contaminación (FC)				
Arsenic (As)/ Arsénico (As)	2.50 +	3.12 ++	3.34 ++	2.84 +
Boron (B)/ Boro (B)	1.91 +	3.63 ++	2.07 +	2.05 +
Cadmium (Cd)/ Cadmio (Cd)	3.86 ++	0.00	1.20	0.71
Copper (Cu)/ Cobre (Cu)	0.26	0.14	0.15	0.22
Iron (Fe)/ Hierro (Fe)	2.39 +	2.34 +	2.02 +	1.56
Mercury (Hg)/ Mercurio (Hg)	1.36 +	0.97	0.93	1.23
Lead (Pb)/ Plomo (Pb)	0.14	0.23	0.17	0.15
Zinc (Zn)	0.51	0.56	0.34	0.45
Pollution load index (PLI)/Índice de carga contaminante (ICC)				
	1.62 +	1.37 +	1.28 +	1.15 +
Individual Metal Potential Ecological Risk Index (PERI)/ Índice de riesgo ecológico potencial de un metal individual (IREP)				
Arsenic (As)/ Arsénico (As)	24.98	31.23	33.44	28.37
Boron (B)/ Boro (B)	57.24 +	108.98 ++	62.24 +	61.43 +
Cadmium (Cd)/ Cadmio (Cd)	154.22 ++	0.00	48.00 +	28.22
Copper (Cu)/ Cobre (Cu)	1.28	0.72	0.73	1.12
Iron (Fe)/ Hierro (Fe)	4.79	4.68	4.05	3.13
Mercury (Hg)/ Mercurio (Hg)	6.80	4.83	4.67	6.15
Lead (Pb)/ Plomo (Pb)	0.14	0.23	0.17	0.15
Zinc (Zn)	0.51	0.56	0.34	0.45
Potential ecological risk (PER)/Riesgo ecológico potencial (REP)				
	249.97 ++	151.22 +	153.64 +	129.01 +

CF: (+) moderate and (++) considerable. PLI: (+) metal contamination present. PERI: (+) moderate and (++) considerable. PER: (+) moderate and (++) high.

FC: (+) moderada y (++) considerable. ICC: (+) existe contaminación por metales. IREP: (+) moderado y (++) considerable. REP: (+) moderado y (++) alto.

with a slightly alkaline pH (average pH 7.43) these elements are not absorbed by plants because they tend to form insoluble borates and, therefore, are not available to plants. Furthermore, the efficiency of drip irrigation can reduce the leaching of these metals into subterranean layers, which contributes to their accumulation in the first centimeters of the soil.

El análisis estadístico evidenció diferencias significativas únicamente en los niveles de Cd, Cu y Fe, siendo los suelos de la vitivinícola Majes Tradición los que presentaron mayor acumulación. En general, se observó que la concentración de metales pesados en los suelos se distribuyó de la siguiente manera: Fe > Zn > B > Cu > As > Pb > Cd > Hg (Cuadro 2). Salvo en

In studies conducted in vineyards in France, Brazil, Croatia, and Spain, accumulation of Cu has been reported due to the continuous application of copper fungicides (Zołnowski et al., 2013). This accumulation can compromise the microbiological quality of the soil (Alengebawy et al., 2021; Angon et al., 2024) and decrease the productive potential of vineyards (Jayakumar et al., 2021). Although in the present study Cu was the fourth most abundant heavy metal (Table 2), its concentration does not represent a significant ecological risk in any of the areas evaluated (Table 3).

The PLI revealed that the four wine production centers have a moderate level of contamination, while the PERI identified a constant risk associated with B in all four zones, as well as a considerable and moderate specific risk from cadmium (Cd) in La Joya and CIEPA-Majes, respectively (Table 3). The PER showed that none of the zones is at low ecological risk, with a high level of risk observed in La Joya and a moderate level in the other wine production centers (Table 3).

Various studies indicate that, in addition to pesticides, organic waste such as compost, animal manure, and humus are also sources of pollution, as they tend to accumulate heavy metals such as Pb, Ni, Cd, Cr, Cu, and Zn (Canet et al., 1998). However, the use of organic amendments improves the biological, physical, and chemical quality of soils (Eckhard et al., 2011; Wang et al., 2022); in addition, it exerts a medium- and long-term buffering effect on the concentrations of some metals such as B (Jayakumar et al., 2021; Xu et al., 2020).

In the Arequipa region, the use of organic waste has been promoted by the technical and academic community due to its benefits on the physicochemical and biological properties of soil in arid and semi-arid areas. Therefore, it is controversial to consider them as the main source of contamination. However, fertilizers used in agricultural production are likely the most significant source of heavy metals in the area. The results of this study are expected to serve as a basis for future research to confirm this hypothesis and establish sustainable agronomic practices.

Heavy metals in the must

The metal content of viticulture products, especially wine, is regulated by national laws and trade organizations to preserve organoleptic properties and food safety (Agostini & Daudt, 1997; Orescanin et al., 2003; Tariba, 2011). The presence of heavy metals in grape must can come from both natural and anthropogenic sources. Among natural sources, soil constitutes the main reservoir of metals, which are absorbed by the vine roots and transported to the fruit; this provides the largest amount of metal ions present in the grape (Agostini & Daudt, 1997; Prabagar

Majes Tradición, se detectó la presencia de los metales catalogados como los más peligrosos para el medio ambiente (Hg, Pb y As) (EPA, 1989).

Riesgo ecológico potencial

El FC reveló que las cuatro zonas de producción presentan contaminación por As y B, con concentraciones más elevadas en Majes Tradición y CIEPA-Majes (Cuadro 3). Estas zonas comparten características comunes, como un sistema de riego por goteo y bajos contenidos de MO (Cuadro 1). De acuerdo con Antoniadis et al. (2017), estas condiciones pueden favorecer la acumulación de As y B, ya que en suelos con pH ligeramente alcalino (pH promedio 7.43) estos elementos no son absorbidos por las plantas debido a que tienden a formar boratos insolubles y, por ende, no están disponibles para las plantas. Asimismo, la eficiencia del riego por goteo puede reducir el lixiviado de estos metales hacia capas subterráneas, lo cual contribuye a su acumulación en los primeros centímetros del suelo.

En estudios realizados en viñedos de Francia, Brasil, Croacia y España, se ha reportado una acumulación de Cu debido a la aplicación continua de fungicidas cúpricos (Zołnowski et al., 2013). Esta acumulación puede comprometer la calidad microbiológica del suelo (Alengebawy et al., 2021; Angon et al., 2024) y disminuir el potencial productivo de los viñedos (Jayakumar et al., 2021). Aunque en el presente estudio el Cu fue el cuarto metal pesado más abundante (Cuadro 2), su concentración no representa un riesgo ecológico significativo en ninguna de las zonas evaluadas (Cuadro 3).

El ICC reveló que los cuatro centros de producción vitivinícola presentan un nivel de contaminación moderado, mientras que el IREP identificó un riesgo constante asociado al B en las cuatro zonas, así como un riesgo específico considerable y moderado por cadmio (Cd) en La Joya y CIEPA-Majes, respectivamente (Cuadro 3). El REP evidenció que ninguna de las zonas es de riesgo ecológico bajo, al observarse un nivel de riesgo alto en La Joya y moderado en los demás centros vitivinícolas (Cuadro 3).

Diversas investigaciones señalan que, además de los pesticidas, los residuos orgánicos – como el compost, el estiércol animal y el humus – también son fuentes de contaminación, ya que tienden a acumular metales pesados como Pb, Ni, Cd, Cr, Cu y Zn (Canet et al., 1998). Sin embargo, el uso de enmiendas orgánicas mejora la calidad biológica, física y química de los suelos (Eckhard et al., 2011; Wang et al., 2022); además, ejerce un efecto amortiguador a mediano y largo plazo sobre las concentraciones de algunos metales como B (Jayakumar et al., 2021; Xu et al., 2020).

et al., 2021). On the other hand, anthropogenic sources include agronomic management practices (fertilization, phytosanitary treatments, etc.) and environmental pollution (Mahlungulu et al., 2023; Orescanin et al., 2003; Tariba, 2011).

Prabagar et al. (2021) reported the presence of Zn, Ni, Cu, As, and Pb in grape berries grown in Sri Lanka. This partially coincides with the findings of the present study, where the presence of at least three heavy metals was found in the must from the four winegrowing areas in the Arequipa region (Table 4). However, only the concentration of Cd in the must from La Joya exceeded the permissible limits established by the International Organization of Vine and Wine (OIV, 2024). In the case of B, although there are no explicit limits for this element in wine, the concentrations in La Joya and Majes Tradición exceeded the reference value established by the World Health Organization (WHO) ($2.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) (Health Canada, 2020).

Some heavy metals, such as Pb and Cd, have the ability to mimic essential nutrients and compete with them for root uptake sites (Tariba, 2011). However, it is important to study each production area and evaluate the specific dynamics of soil-plant interactions, since, for example, in samples from San Isidro –the area with the highest soil Cd content ($0.356 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)– no Cd was detected in the must (Tables 3 and 4).

En la región de Arequipa, el uso de residuos orgánicos ha sido promovido por la comunidad técnica y académica debido a sus beneficios sobre las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo en zonas áridas y semiáridas. Por ello, resulta controversial considerarlos como la principal fuente de contaminación. No obstante, es probable que los fertilizantes empleados en la producción agrícola constituyan la fuente más importante de metales pesados en la zona. Se espera que los resultados de este estudio sirvan como base para investigaciones futuras que permitan confirmar esta hipótesis y establecer prácticas agronómicas sostenibles.

Metales pesados en el mosto

El contenido de metales en productos derivados de la vitivinicultura, especialmente el vino, está regulado por leyes nacionales y organizaciones comerciales con la finalidad de preservar las propiedades organolépticas y la seguridad alimentaria (Agostini & Daudt, 1997; Orescanin et al., 2003; Tariba, 2011). La presencia de metales pesados en el mosto de uva puede provenir tanto de fuentes naturales como antropogénicas. Entre las fuentes naturales, el suelo constituye el principal reservorio de metales, los cuales son absorbidos por las raíces de la vid y transportados al fruto; esto aporta la mayor cantidad de los iones metálicos presentes en la uva (Agostini & Daudt, 1997; Prabagar et al., 2021). Por su parte, las fuentes antropogénicas incluyen las prácticas de manejo

Table 4. Analysis of variance and comparison of means of heavy metal concentration ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) in must samples from four winegrowing areas in the Arequipa region, Perú.

Cuadro 4. Análisis de varianza y comparación de medias de la concentración de metales pesados ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) en muestras de mosto proveniente de cuatro zonas vitivinícolas de la región de Arequipa, Perú.

Metal	La Joya	Majes Tradición	CIEPA-Majes	San Isidro	p-value / p-valor	CV (%)
Arsenic (As)/ Arsénico (As)	0.018 ± 0.009 a	0.025 ± 0.009 a	0.035 ± 0.009 a	0.000 ± 0.009 a	0.1291	81.93
Boron (B)/ Boro (B)	$8.53^* \pm 0.31$ b	$13.53^* \pm 0.31$ a	0.00 ± 0.31 c	0.00 ± 0.31 c	<0.0001	9.81
Cadmium (Cd)/ Cadmio (Cd)	$0.053^* \pm 0.007$ a	0.001 ± 0.007 b	0.000 ± 0.007 b	0.000 ± 0.007 b	0.0016	90.11
Copper (Cu)/ Cobre (Cu)	0.724 ± 0.128 a	0.607 ± 0.128 a	0.481 ± 0.128 a	0.251 ± 0.128 a	0.1096	42.28
Iron (Fe)/ Hierro (Fe)	4.871 ± 0.359 a	5.187 ± 0.359 a	4.040 ± 0.359 a	5.610 ± 0.59 a	0.0727	12.62
Mercury (Hg)/ Mercurio (Hg)	0.001 ± 0.001 a	0.002 ± 0.001 a	0.000 ± 0.001 a	0.000 ± 0.001 a	0.1658	109.07
Lead (Pb)/ Plomo (Pb)	0.017 ± 0.001 a	0.011 ± 0.001 b	0.000 ± 0.001 c	0.000 ± 0.001 c	<0.0001	12.37
Zinc (Zn)	0.425 ± 0.105 ab	0.434 ± 0.105 ab	0.005 ± 0.105 b	0.609 ± 0.105 a	0.0196	49.49

CV: coefficient of variation. *Values above the maximum permissible limit (MRL; $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$): As 0.20, B 2.4, Cd 0.01, Cu 1.00, Pb 0.15 and Zn 5.00 (Health Canada, 2020; INACAL, 2014; OIV, 2024). Means with the same letters within each row do not differ statistically (Tukey, $p > 0.05$).

CV: coeficiente de variación. *Valores superiores al límite máximo permisible (LMR; $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$): As 0.20, B 2.4, Cd 0.01, Cu 1.00, Pb 0.15 y Zn 5.00 (Health Canada, 2020; INACAL, 2014; OIV, 2024). Medias con letras iguales dentro de cada fila no difieren estadísticamente (Tukey, $p > 0.05$).

The concentration of B, Cd, Pb, and Zn in the must varied significantly between the study areas. In general, the order of abundance was: B > Fe > Zn > Cu > As > Cd > Pb > Hg (Table 4), which mostly coincides with the distribution observed in the soils (Table 2). The higher concentration of B, Zn, and Fe, both in the soil and in the must, could be explained by their affinity with clay particles and soil OM (Eckhard et al., 2011), so they have a greater probability of being absorbed and transported by the roots to the fruits. The absorption of heavy metals by plants represents a potential health risk when they enter the food chain through the consumption of contaminated agricultural products (Jayakumar et al., 2021; Tariba, 2011).

Health risk assessment

Health problems caused by exposure to heavy metals are increasing due to their bioaccumulation capacity and their entry into the food chain (Orescanin et al., 2003; Shaheen et al., 2016; Tariba, 2011). Although Cu, Zn, and Fe are necessary for various physiological processes, their intake at high concentrations can cause acute or chronic toxicity (EPA, 1986; Nag & Cummins, 2022; Rezaei et al., 2019).

The non-carcinogenic HQs calculated for the musts revealed that the main contributors were As, B, Fe, Hg, Pb, and Zn (Table 5). The SI indicated a very high health risk in the samples from La Joya, Majes Tradición, and CIEPA-Majes, while the samples from San Isidro were classified as medium risk. These results are consistent with those reported for wines from different regions of the world (Tariba, 2011).

The CR values associated with As showed high levels in the musts from La Joya, Majes Tradición, and CIEPA-Majes (Table 5). Similar results have been reported for vegetables such as leek, mint, and cilantro grown in the Arequipa region (Quispe et al., 2021), so it is important to evaluate the magnitude of the risks associated with this metal in other agricultural products. Regarding Cd and Pb, the results indicate that La Joya presents high and medium risks, respectively, while in Majes Tradición both were classified as low (Table 5). Although only Cd exceeded the MRLs in La Joya (Table 4), the CR, IS and RC values suggest significant risks to consumer health (Table 5).

While these findings are worthy of attention, it is important to interpret them with caution, as the values obtained correspond to the raw material (must), not the finished product. Furthermore, it should be noted that per capita wine consumption rates in Peru are low compared to other countries. However, the identification of both carcinogenic and non-carcinogenic risks justifies the need to conduct heavy metal traceability studies in finished products to accurately determine the risks to consumers' health.

agronómico (fertilización, tratamientos fitosanitarios, etc.) y la contaminación ambiental (Mahlungulu et al., 2023; Orescanin et al., 2003; Tariba, 2011).

Prabagar et al. (2021) reportaron la presencia de Zn, Ni, Cu, As y Pb en bayas de uva cultivadas en Sri Lanka. Esto coincide parcialmente con los hallazgos del presente estudio, donde se encontró la presencia de al menos tres metales pesados en el mosto proveniente de las cuatro zonas vitivinícolas de la región de Arequipa (Cuadro 4). Sin embargo, únicamente la concentración de Cd en el mosto proveniente de La Joya superó los límites permisibles establecidos por la Organización Internacional de la Viña y el Vino (OIV, 2024). En el caso del B, aunque no existen límites explícitos de este elemento en el vino, las concentraciones en La Joya y Majes Tradición sobrepasaron el valor de referencia establecido por la Organización Mundial de la Salud (OMS) ($2.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) (Health Canada, 2020).

Algunos metales pesados, como el Pb y el Cd, tienen la capacidad de imitar nutrientes esenciales y competir con ellos por los sitios de absorción radicular (Tariba, 2011). Sin embargo, resulta importante estudiar cada zona de producción y evaluar las dinámicas específicas de las interacciones del sistema suelo-planta, ya que, por ejemplo, en las muestras provenientes de San Isidro – zona con el mayor contenido de Cd en el suelo ($0.356 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) – no se detectó Cd en el mosto (Cuadros 3 y 4).

La concentración de B, Cd, Pb y Zn en el mosto varió significativa entre las zonas de estudio. En general, el orden de abundancia fue: B > Fe > Zn > Cu > As > Cd > Pb > Hg (Cuadro 4), lo cual coincide, en su mayoría, con la distribución observada en los suelos (Cuadro 2). La mayor concentración de B, Zn y Fe, tanto en el suelo como en el mosto, se podría explicar por su afinidad con las partículas de arcillas y la MO del suelo (Eckhard et al., 2011), por lo que tienen una mayor probabilidad de ser absorbidas y transportadas por las raíces hasta los frutos. La absorción de metales pesados por las plantas representa un riesgo potencial para la salud al ingresar a la cadena alimentaria mediante el consumo de productos agrícolas contaminados (Jayakumar et al., 2021; Tariba, 2011).

Evaluación de riesgos para la salud

Los problemas de salud causados por exposición a metales pesados están aumentando debido a su capacidad de bioacumulación y a su ingreso a la cadena alimentaria (Orescanin et al., 2003; Shaheen et al., 2016; Tariba, 2011). Aunque el Cu, Zn y Fe son necesarios para diversos procesos fisiológicos, su ingesta en concentraciones elevadas puede provocar toxicidad aguda o crónica (EPA, 1986; Nag & Cummins, 2022; Rezaei et al., 2019).

Table 5. Assessment of potential health risks from the presence of heavy metals in Moscatel grape must from four winegrowing regions in the Arequipa region of Peru.**Cuadro 5. Evaluación de riesgos potenciales para la salud por presencia de metales pesados en mosto de uva var. Moscatel de cuatro zonas vitivinícolas de la región de Arequipa, Perú.**

Metal	La Joya	Majes Tradición	CIEPA-Majes	San Isidro
Carcinogenic risk: risk quotients (HQ)/Riesgo no cancerígeno: cociente de riesgo (CR)				
Arsenic (As)/ Arsénico (As)	5.17 +++	7.08 +++	9.95 +++	0.00 -
Boron (B)/ Boro (B)	4.59 +++	0.11 +	0.00 -	0.00 -
Cadmium (Cd)/ Cadmio (Cd)	0.29 +	0.57 +	0.00 -	0.00 -
Copper (Cu)/ Cobre (Cu)	0.41 +	0.26 +	0.00 -	0.00 -
Iron (Fe)/ Hierro (Fe)	3.67 ++	5.83 +++	0.00 -	0.00 -
Mercury (Hg)/ Mercurio (Hg)	1.32 ++	1.31 ++	1.04 ++	0.54 +
Lead (Pb)/ Plomo (Pb)	0.60 +	0.64 +	0.50 +	0.69 +
Zinc (Zn)	0.12 +	0.12 +	0.01 -	0.17 +
Non-carcinogenic risk: health index (HI)/Riesgo no cancerígeno: índice de salud (IS)				
	16.47 +++	15.93 +++	11.49 +++	1.40 +
Carcinogenic risk (CR)/Riesgo cancerígeno (RC)				
Arsenic (As)/ Arsénico (As)	2.32×10^{-3} ++++	3.19×10^{-3} ++++	4.48×10^{-3} ++++	0.00 -
Cadmium (Cd)/ Cadmio (Cd)	1.75×10^{-4} +++	4.36×10^{-6} +	0.00 -	0.00 -
Lead (Pb)/ Plomo (Pb)	1.25×10^{-5} ++	8.05×10^{-6} +	0.00 -	0.00 -

Potential non-cancer risk: (-) negligible, (+) low, (++) medium and (+++) very high. Potential cancer risk: (-) negligible, (+) low, (++) medium, (+++) high and (++++) very high.

Riesgo no cancerígeno potencial: (-) insignificante, (+) bajo, (++) medio y (+++) muy alto. Riesgo cancerígeno potencial: (-) insignificante, (+) bajo, (++) medio, (+++) alto y (++++) muy alto.

Conclusions

The results showed the presence of potential ecological and health risks associated with the accumulation of heavy metals in soils and Moscatel grape musts in the four winegrowing regions of the Arequipa region. Although risk levels ranged from low to very high, San Isidro had the lowest heavy metal contamination.

The findings of this work are expected to motivate research to determine the sources of contamination in the region and the implications for the microbiological quality of the soil and for direct consumption products.

Los CR no cancerígenos calculados para los mostos revelaron que los principales contribuyentes fueron el As, B, Fe, Hg, Pb y Zn (Cuadro 5). El IS evidenció un riesgo para la salud muy alto en las muestras de La Joya, Majes Tradición y CIEPA-Majes, mientras que las muestras de San Isidro se clasificaron como de riesgo medio. Estos resultados coinciden lo reportado en vinos de distintas regiones del mundo (Tariba, 2011).

Los valores de RC asociados al As evidenciaron niveles altos en los mostos de La Joya, Majes Tradición y CIEPA-Majes (Cuadro 5). Resultados similares han sido reportados en hortalizas como puerro, menta y cilantro cultivados en la región de Arequipa (Quispe et al., 2021), por lo que resulta importante evaluar la magnitud de los riesgos relacionados con este metal en otros productos agrícolas. En cuanto al Cd y Pb, los resultados indican que La Joya presenta riesgos alto y medio,

End of English version

References / Referencias

- Agostini, D., & Daudt, C. (1997). Cadmium in musts and wines. *Ciencia Rural*, 27(1), 145–149. <https://www.scielo.br/j/cr/a/m9QjTmKZZYvhjtQmPymBhct?format=pdf&lang=pt>
- Alengebaw, A., Abdelkhalek, S. T., Qureshi, S. R., & Wang, M. Q. (2021). Heavy metals and pesticides toxicity in agricultural soil and plants: Ecological risks and human health implications. *Toxics*, 9(3), 1–34. <https://doi.org/10.3390/toxics9030042>
- Alloway, B. (2022). *Heavy metals in soils. Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7>
- Angon, P. B., Islam, M. S., KC, S., Das, A., Anjum, N., Poudel, A., & Suchi, S. A. (2024). Sources, effects and present perspectives of heavy metals contamination: Soil, plants and human food chain. *Heliyon*, 10(7), e28357. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e28357>
- Antoniadis, V., Levizou, E., Shaheen, S. M., Ok, Y. S., Sebastian, A., Baum, C., Prasad, M. N. V., Wenzel, W. W., & Rinklebe, J. (2017). Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation—A review. *Earth-Science Reviews*, 171, 621–645. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.06.005>
- Aytop, H., Ateş, Ö., Dengiz, O., Yılmaz, C. H., & Demir, Ö. F. (2023). Environmental, ecological and health risks of boron in agricultural soils of Amik Plain under Mediterranean conditions. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 37(6), 2069–2081. <https://doi.org/10.1007/s00477-023-02380-w>
- Canet, R., Pomares, F., Tarazona, F., & Estela, M. (1998). Sequential fractionation and plant availability of heavy metals as affected by sewage sludge applications to soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 29(5–6), 697–716. <https://doi.org/10.1080/00103629809369978>
- Dasharathy, S., Arjunan, S., Basavaraju, A. M., Murugasen, V., Ramachandran, S., Keshav, R., & Murugan, R. (2022). Mutagenic, carcinogenic, and teratogenic effect of heavy metals. *Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine*, 2022, 1–11. <https://doi.org/10.1155/2022/8011953>
- De Miguel, E., Iribarren, I., Chacón, E., Ordoñez, A., & Charlesworth, S. (2007). Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain). *Chemosphere*, 66(3), 505–513. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.05.065>
- Eckhard, G., Horst, W., & Neumann, E. (2011). Adaptation of plants to adverse chemical soil conditions. In P. Marschner (ed.), *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants* (pp. 409–472). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384905-2.00017-0>
- Environmental Protection Agency (EPA). (1986). *Guidelines for the health risk assessment of chemical mixtures*. EPA. https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-11/documents/chem_mix_1986.pdf
- Environmental Protection Agency (EPA). (1989). *Risk assessment guidance for superfund - Human health evaluation manual (Part A)*. EPA. https://www.epa.gov/system/files/documents/2024-10/rags_a_508.pdf
- respectivamente, mientras que en Majes Tradición ambos se clasificaron como bajos (Cuadro 5). Aunque únicamente el Cd superó los LMR en La Joya (Cuadro 4), los valores de CR, IS y RC sugieren riesgos importantes para la salud de los consumidores (Cuadro 5).
- Si bien estos hallazgos son motivo de atención, es importante interpretarlos con cautela, ya que los valores obtenidos corresponden a la materia prima (mosto), más no el producto terminado. Además, se debe considerar que las tasas de consumo per cápita de vino en Perú son bajas en comparación con otros países. No obstante, la identificaron de riesgos tanto cancerígenos como no cancerígenos justifica la necesidad de realizar estudios de trazabilidad de metales pesados en los productos terminados con el fin de determinar con precisión los riesgos para la salud de los consumidores.

Conclusiones

Los resultados evidenciaron la presencia de riesgos potenciales ecológicos y para la salud asociados a la acumulación de metales pesados en suelos y mostos de uva var. Moscatel en las cuatro zonas vitivinícolas de la región de Arequipa. Aunque los niveles de riesgos variaron de bajo a muy alto, San Isidro presentó la menor contaminación de metales pesados.

Se espera que los hallazgos de este trabajo motiven el desarrollo de investigaciones para determinar las fuentes de contaminación en la región y las implicancias en la calidad microbiológica del suelo y en los productos de consumo directo.

Fin de la versión en español

- Flora, S. J. S., & Agrawal, S. (2017). Arsenic, cadmium, and lead. In R. C. Gupta (ed.), *Reproductive and Developmental Toxicology* (pp. 537–566). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804239-7.00031-7>
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 14(8), 975–1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- Health Canada. (2020). Boron in drinking water. *Guideline Technical Document for Public Consultation*. Health Canada. <https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/documents/programs/consultation-boron-drinking-water/document/boron-gtd-consultation-09-12-2019-eng.pdf>
- Instituto Nacional de Calidad (INACAL). (2019). *Norma Técnica Peruana NTP 211.049: Bebidas alcohólicas. Metales pesados*. INCAL. <https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/1680436/Aprueban%20Normas%20T%C3%A9cnicas%20Peruanas%20en%20su%20versi%C3%B3n%202019%20referidas%20a%20bloque%20de%20pescado%20en%20filetes%20y%20carn.pdf>

- Jayakumar, M., Surendran, U., Raja, P., Kumar, A., & Senapathi, V. (2021). A review of heavy metals accumulation pathways, sources and management in soils. *Arabian Journal of Geosciences*, 14(20), 2156. <https://doi.org/10.1007/s12517-021-08543-9>
- Mahlungulu, A., Kambizi, L., Akinpelu, E. A., & Nchu, F. (2023). Levels of heavy metals in grapevine soil and leaf samples in response to seasonal change and farming practice in the Cape Winelands. *Toxics*, 11(2), 193. <https://doi.org/10.3390/toxics11020193>
- McKeague, J. A., & Wolynetz, M. S. (1980). Background levels of minor elements in some Canadian soils. *Geoderma*, 24(1), 299–308. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(80\)90057-9](https://doi.org/10.1016/0016-7061(80)90057-9)
- Mendoza, E. O., Custodio, M., Ascensión, J., & Bastos, M. C. (2020). Heavy metals in soils from high Andean zones and potential ecological risk assessment in Peru's Central Andes. *Journal of Ecological Engineering*, 21(8), 108–119. <https://doi.org/10.12911/22998993/127094>
- Ministerio del Ambiente (MINAM). (2017). *Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM. Aprueban estándares de calidad ambiental (ECA) para suelo*. MINAM. https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2017/12/DS_011-2017-MINAM.pdf
- Mirzaei-Aminiyani, M., Baalousha, M., Mousavi, R., Mirzaei-Aminiyani, F., Hosseini, H., & Heydariyan, A. (2018). The ecological risk, source identification, and pollution assessment of heavy metals in road dust: a case study in Rafsanjan, SE Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(14), 13382–13395. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8539-y>
- Mohammadi, M. J., Kiani, F., Farhadi, M., Ghanbari, S., Jalili, D., & Mirzaei, L. (2024). Evaluation of carcinogenic risk of heavy metals due to consumption of rice in Southwestern Iran. *Toxicology Reports*, 12, 578–583. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2024.05.005>
- Nag, R., & Cummins, E. (2022). Human health risk assessment of lead (Pb) through the environmental-food pathway. *Science of the Total Environment*, 810, 151168. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151168>
- Orescanin, V., Katunar, A., Kutle, A., & Valkovic, V. (2003). Heavy metals in soil, grape, and wine. *Journal of Trace and Microprobe Techniques*, 21(1), 171–180. <https://doi.org/10.1081/TMA-120017912>
- Organización Internacional de la Viña y el Vino (OIV). (2024). *International Oenological CODEX*. OIV. <https://www.oiv.int/es/standards/100/foreword>
- Prabagar, S., Dharmadasa, R. M., Lintha, A., Thuraisingam, S., & Prabagar, J. (2021). Accumulation of heavy metals in grape fruit, leaves, soil and water: A study of influential factors and evaluating ecological risks in Jaffna, Sri Lanka. *Environmental and Sustainability Indicators*, 12, 100147. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2021.100147>
- Promotora dels aliments catalans (PRODECA). (2023). *Nota sectorial: El mercado del vino en Perú*. https://www.prodeca.cat/sites/default/files/files/PERU_exportacio_vi.pdf
- Quispe, N., Zanabria, D., Chavez, E., Cuadros, F., Carling, G., & Paredes, B. (2021). Health risk assessment of heavy metals (Hg, Pb, Cd, Cr and As) via consumption of vegetables cultured in agricultural sites in Arequipa, Peru. *Chemical Data Collections*, 33, 100723. <https://doi.org/10.1016/j.cdc.2021.100723>
- R Core Team (2024). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org>
- 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), 419. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7528-7>
- Rezaei, H., Zarei, A., Kamarehie, B., Jafari, A., Fakhri, Y., Bidarpoor, F., Karami, M. A., Farhang, M., Ghaderpoori, M., Sadeghi, H., & Shalyari, N. (2019). Levels, distributions and health risk assessment of lead, cadmium and arsenic found in drinking groundwater of Dehgolan's Villages, Iran. *Toxicology and Environmental Health Sciences*, 11(1), 54–62. <https://doi.org/10.1007/s13530-019-0388-2>
- Shaheen, N., Irfan, N. M., Khan, I. N., Islam, S., Islam, M. S., & Ahmed, M. K. (2016). Presence of heavy metals in fruits and vegetables: Health risk implications in Bangladesh. *Chemosphere*, 152, 431–438. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.02.060>
- Soleimani, H., Mansouri, B., Kiani, A., Omer, A. K., Tazik, M., Ebrahimzadeh, G., & Sharafi, K. (2023). Ecological risk assessment and heavy metals accumulation in agriculture soils irrigated with treated wastewater effluent, river water, and well water combined with chemical fertilizers. *Heliyon*, 9(3), e14580. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14580>
- Tariba, B. (2011). Metals in wine - Impact on wine quality and health outcomes. *Biological Trace Element Research*, 144, 143–156. <https://doi.org/10.1007/s12011-011-9052-7>
- Taylor, A., Tsuji, J. S., McArdle, M. E., Adams, W. J., & Goodfellow, W. L. (2023). Recommended reference values for risk assessment of oral exposure to copper. *Risk Analysis*, 43(2), 211–218. <https://doi.org/10.1111/risa.13906>
- Taylor, S., & McLennan, S. (1995). The geochemical evolution of the continental crust. *Reviews of Geophysics*, 33(2), 241–265. <https://doi.org/10.1029/95RG00262>
- Tomlinson, D. L., Wilson, J. G., Harris, C. R., & Jeffrey, D. W. (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 33, 566–575. <https://doi.org/10.1007/BF02414780>
- Wang, G., Ren, Y., Bai, X., Su, Y., & Han, J. (2022). Contributions of beneficial microorganisms in soil remediation and quality improvement of medicinal plants. *Plants*, 11(23), 3200. <https://doi.org/10.3390/plants11233200>
- Xu, D., Gao, B., Peng, W., Liu, L., Wu, W., & Liu, X. (2020). Boron toxicity coefficient calculation and application for ecological risk assessment in reservoir sediments. *Science of the Total Environment*, 739, 139703. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139703>
- Zołnowski, A. C., Busse, M. K., & Zajac, P. K. (2013). Response of maize (*Zea mays* L.) to soil contamination with copper depending on applied contamination neutralizing substances. *Journal of Elementology*, 18(3), 507–520. <https://doi.org/10.5601/jelem.2013.18.3.14>