

Escuela Superior Politécnica del Litoral

Facultad de Ingeniería en Ciencias de la Tierra

Evaluación espacio-temporal de elementos potencialmente tóxicos en cuerpos de
agua superficial en Santa Rosa, Ecuador.

Proyecto de Titulación

Previo la obtención del Título de:

Magíster en Ciencias de la Tierra

Presentado por:

Cindy Samanda Goyburo Chávez

Guayaquil - Ecuador

Año: 2025

Dedicatoria

A mi mamá, por su amor incondicional y su ejemplo de fortaleza.

A mi tía y mi abuela, quienes partieron al inicio de este desafío y sé que desde el cielo están orgullosas de mí.

Agradecimientos

A Dios, por ser mi guía y fortaleza en cada paso de este camino.

A mi mamá y Manolo, mi mayor inspiración y ejemplo de amor incondicional, y a mi familia, por su apoyo inquebrantable.

A mi tutora Dra. Samantha Jiménez, por su orientación, paciencia y confianza depositada en mí.

A mis amigos Janner Galarza, Cristhian Aguilar y Karla Villamar, por acompañarme con su amistad sincera y aliento constante.

Y a mí misma, por confiar en mi capacidad incluso en los momentos más difíciles.

Declaración Expresa

Yo Cindy Samanda Goyburo Chávez acuerdo y reconozco que:

La titularidad de los derechos patrimoniales de autor (derechos de autor) del proyecto de graduación corresponderá al autor o autores, sin perjuicio de lo cual la ESPOL recibe en este acto una licencia gratuita de plazo indefinido para el uso no comercial y comercial de la obra con facultad de sublicenciar, incluyendo la autorización para su divulgación, así como para la creación y uso de obras derivadas. En el caso de usos comerciales se respetará el porcentaje de participación en beneficios que corresponda a favor del autor o autores.

La titularidad total y exclusiva sobre los derechos patrimoniales de patente de invención, modelo de utilidad, diseño industrial, secreto industrial, software o información no divulgada que corresponda o pueda corresponder respecto de cualquier investigación, desarrollo tecnológico o invención realizada por mí durante el desarrollo del proyecto de graduación, pertenecerán de forma total, exclusiva e indivisible a la ESPOL, sin perjuicio del porcentaje que me corresponda de los beneficios económicos que la ESPOL reciba por la explotación de mi innovación, de ser el caso.

En los casos donde la Oficina de Transferencia de Resultados de Investigación (OTRI) de la ESPOL comunique al autor que existe una innovación potencialmente patentable sobre los resultados del proyecto de graduación, no se realizará publicación o divulgación alguna, sin la autorización expresa y previa de la ESPOL.

Guayaquil, 11 de septiembre de 2025.

Cindy Goyburo Chávez

Evaluadores

Ph.D. Priscila Valverde Armas

Evaluador

Ph.D. Samantha Jiménez Oyola

Tutor de proyecto

Resumen

La minería constituye un pilar esencial de la economía mundial al proveer recursos indispensables para sectores como la construcción, la energía y la industria electrónica. Sin embargo, esta actividad conlleva impactos relevantes sobre el ambiente y la salud de las comunidades. En este estudio se evaluó la presencia de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en cuerpos de agua de la zona minera de Santa Rosa, con el propósito de determinar su variación espacial y temporal, así como el riesgo que representan para la población que emplea estos ríos en actividades recreativas. Para ello, se recolectaron muestras de agua superficial en el río Santa Rosa y en las quebradas Los Gringos y El Panteón, tanto en época seca (DS) como lluviosa (RS). Los parámetros fisicoquímicos fueron medidos directamente en campo, mientras que las concentraciones de EPT (Al, As, Cd, Co, Cu, Fe, Mn y Zn) se cuantificaron mediante espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS). Posteriormente, los datos fueron sometidos a análisis estadístico para identificar correlaciones y tendencias significativas, y la distribución espacio-temporal de los contaminantes se representó mediante sistemas de información geográfica (SIG). El riesgo para la salud humana se estimó a través del índice no cancerígeno (HI) y del riesgo cancerígeno (CR). Los resultados indicaron que las quebradas cercanas a zonas de intensa explotación minera, especialmente Los Gringos y El Panteón, presentan concentraciones elevadas de Al, Cd, Cu, Mn y Zn, que en muchos casos superan los valores establecidos por la normativa ecuatoriana. En relación con la salud pública, el arsénico (As) destacó como el elemento de mayor preocupación, al mostrar valores de CR por encima de los límites aceptables en adultos y niños, principalmente asociados con la ingesta accidental de agua durante actividades recreativas.

Palabras Clave: Calidad del agua, evaluación de riesgos para la salud, industria minera, impacto ambiental.

Abstract

Mining is a crucial component of the global economy, providing vital resources for sectors such as construction, energy, and electronics. However, this activity also has significant impacts on the environment and human health. This study examined the presence of potentially toxic elements (PTEs) in water bodies within the Santa Rosa mining area, aiming to assess their spatial and temporal variations and the health risks for people engaging in recreational activities in these rivers. Surface water samples were collected from the Santa Rosa River and from the Los Gringos and El Panteón streams during both the dry (DS) and rainy (RS) seasons. Physicochemical parameters were measured directly in the field, while PTE concentrations (Al, As, Cd, Co, Cu, Fe, Mn, and Zn) were determined using inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). The data were analyzed statistically to identify correlations and significant trends, and the spatial and temporal distribution of contaminants was mapped with geographic information systems (GIS). Human health risks were estimated using the non-carcinogenic hazard index (HI) and the carcinogenic risk (CR). Results indicated that streams near areas of intensive mining activity, especially Los Gringos and El Panteón, showed high concentrations of Al, Cd, Cu, Mn, and Zn, often exceeding limits set by Ecuadorian regulations. In terms of public health, arsenic (As) was identified as the most concerning contaminant, with CR values exceeding acceptable thresholds for both adults and children, primarily due to accidental water ingestion during recreational activities.

Keywords: *water quality, health risk assessment, mining industry, environmental impact.*

Índice general

Resumen.....	6
<i>Abstract</i>	7
Capítulo 1	14
1. Introducción	15
1.1 Descripción del Problema.....	17
1.2 Justificación del Problema	18
1.3 Objetivos.....	18
<i>1.4.1 Objetivo general</i>	18
<i>1.4.2 Objetivos específicos</i>	19
1.5 Marco teórico	19
<i>1.5.1 Recursos hídricos y su importancia</i>	19
<i>1.5.3 Elementos potencialmente tóxicos</i>	20
<i>1.5.4 Calidad del agua</i>	21
<i>1.5.5 Evaluación de riesgo</i>	22
Capítulo 2.....	24
2. Metodología.	25
2.1 Área de estudio	25
2.2 Contexto geológico.....	26
2.3 Recolección y análisis de datos	26
2.4 Evaluación de la calidad del agua	27
2.5 Evaluación del riesgo a la salud humana: Escenario recreativo.....	28
2.6 Análisis estadístico	29
2.7 Evaluación espacial y temporal de los EPT en agua	30
Capítulo 3.....	31
3. Resultados y análisis.....	32
3.1. Parámetros físicoquímicos.....	32

3.2. Concentración de ETP en aguas superficiales.....	34
3.3. Statistical analysis	36
3.3.1. <i>Correlación de Spearman</i>	36
3.3.2. <i>Análisis de Componentes Principales (ACP)</i>	37
3.3.3. <i>Evaluación espacial y temporal de los ETP en aguas superficiales</i>	39
3.4. Evaluación de riesgos para la salud humana.....	43
Capítulo 4.....	46
4.1 Conclusiones y recomendaciones	47
4.1.1 <i>Conclusiones</i>	47
4.1.2 <i>Recomendaciones</i>	48
Referencias	50
Apéndice	56

Abreviaturas

AT	Tiempo promedio
ACP	Análisis de componentes principales
ADD	Dosis diaria promedio
BW	Peso corporal
CE	Conductividad eléctrica
Csw	Concentración de EPT en el agua
CR	Riesgo cancerígeno
DS	Época seca
EF	Frecuencia de exposición
ET	Tiempo de exposición
ED	Duración de la exposición
EPT	Elementos Potencialmente Tóxicos
ESPOL	Escuela Superior Politécnica del Litoral
HI	Índice de riesgo
HQ	Cociente de peligro
IDW	Ponderación por distancia inversa
IR	Tasa de ingestión incidental
Kp	Constante de permeabilidad clínica
LMP	Límite máximo permisible
ODS	Objetivo de Desarrollo Sostenible
OMG	Organización mundial de la salud
RAIS	Risk assessment information system
RfD	Dosis de referencia
RS	Época lluviosa
SA	Área de la piel expuesta
SDT	Sólidos disueltos totales
SIG	Sistemas de información geográfica
SF	Factor de pendiente
T	Temperatura
TCR	Riesgo total cancerígeno

Simbología

Ag	Plata
Al	Aluminio
Au	Oro
As	Arsénico
Cd	Cadmio
Co	Cobalto
Cu	Cobre
Fe	Hierro
L	Litro
mg	Miligramo
Mn	Manganeso
Mo	Molibdeno
Pb	Plomo
Sb	Antimonio
ug	Microgramo
Zn	Zinc

Índice de figuras

Figura 1. Ubicación del área de estudio y sitios de muestreo.....	25
Figura 2. Toma de muestras de agua en campo para análisis fisicoquímicos y metales. Las muestras fueron preservadas mediante acidificación y refrigeración para su posterior análisis en laboratorio.	27
Figura 3. Parámetros fisicoquímicos (pH, CE, T y TDS) en aguas superficiales durante (a) RS-2021, (b) DS-2021, (c) RS-2022, (d) DS-2022.....	33
Figura 4. Los diagramas de caja representan la concentración (en forma logarítmica) de ETP: Al, As, Cd, Co, Cu, Fe, Mn y Zn.	35
Figura 5. Correlación de Spearman de los ETP para las temporadas (a) RS-2021, (b) DS-2021, (c) RS-2022 y (d) DS-2022. Los valores indican el coeficiente de correlación (ρ) y los asteriscos (*) resaltan las correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0.05$).	37
Figura 6. Distribución espacial de los ETP en aguas superficiales del río Santa Rosa y sus afluentes. Las áreas en rojo indican concentraciones superiores a los límites de referencia establecidos por la normativa ecuatoriana.	41
Figura 7. Distribuciones de probabilidad acumulada para (a-b) riesgo no cancerígeno y (c-d) riesgo cancerígeno debido a la exposición recreativa.	45

Índice de tablas

Tabla 1. Resumen estadístico de los parámetros inestables medidos durante la época seca y lluviosa en los años 2021 y 2022.	34
Tabla 2. Análisis de Componentes Principales (ACP).....	38
Tabla 3. Resumen estadístico de los parámetros de exposición obtenidos mediante encuestas locales (n = 50).....	43

Capítulo 1

1. Introducción

Los recursos hídricos son esenciales para el mantenimiento de los ecosistemas y las sociedades humanas [1]. Sin embargo, en regiones afectadas por actividades antropogénicas, las masas de agua suelen estar contaminadas por elementos potencialmente tóxicos (EPT), lo que supone riesgos significativos tanto para la calidad ambiental como para la salud pública [2]–[4]. Si bien algunos EPT se originan de forma natural, como la actividad volcánica o la erosión de rocas y minerales [5], [6], las actividades antropogénicas, como la minería, la agricultura, los vertidos industriales, los vertidos de efluentes sin tratar y los residuos domésticos, contribuyen en gran medida a la contaminación [7]–[9]. La presencia de EPT en los ecosistemas acuáticos no solo altera las condiciones necesarias para la vida acuática, sino que también compromete la seguridad de los usuarios del agua [10]–[12].

Este problema es especialmente grave en regiones con alta actividad minera en países en desarrollo, donde la minería ilegal, artesanal y a pequeña escala representan un desafío constante para la sostenibilidad [13], [14]. En América Latina, países con intensa actividad minera como Brasil, Perú, Bolivia y Colombia han reportado casos graves de contaminación ambiental [15]–[18]. En estas regiones, la calidad del agua se ha visto gravemente afectada por los pasivos ambientales relacionados con la minería, los efluentes mineros, el drenaje ácido de minas y otros factores relacionados [19]–[23]. Esta contaminación amenaza tanto la biodiversidad acuática como la seguridad hídrica de las comunidades locales, lo que pone de relieve un patrón recurrente en regiones con una regulación ambiental limitada o un monitoreo y control minero-ambiental inadecuados.

Las altas concentraciones de ETP, como As, Cd y Pb, en aguas superficiales son una preocupación crítica debido a sus posibles riesgos tanto para los ecosistemas como para las comunidades locales que dependen de estas fuentes de agua para beber, consumir y recrearse [24]. La exposición a ETP puede tener efectos nocivos para la salud humana. Algunos elementos

traza potencialmente tóxicos (ETP), como el Fe, Mn y Zn, resultan indispensables para el organismo en dosis adecuadas; sin embargo, cuando se presentan en concentraciones elevadas pueden generar efectos adversos crónicos en la salud [24], [25]. Incluso en bajas concentraciones, los ETP como As, Cd y Pb pueden ser perjudiciales y se han vinculado a efectos cancerígenos por exposición prolongada [25], [26]. Asimismo, ciertos ETP tienen la capacidad de bioacumularse en organismos acuáticos, incrementando con ello el riesgo de exposición para las poblaciones locales [27], [28].

Ecuador, un país con importantes recursos minerales, ha experimentado una expansión de la actividad minera en las últimas décadas. Si bien la minería, principalmente la de oro, ha contribuido al desarrollo económico del país, también ha suscitado graves preocupaciones ambientales [29]–[33]; se ha informado que los efluentes mineros, el drenaje ácido de minas y la sedimentación han degradado la calidad del agua en varias zonas afectadas por la minería [29], [34]. La falta de un monitoreo ambiental adecuado en algunas regiones agrava estos problemas, lo que pone de relieve la necesidad de estrategias eficaces para mitigar los impactos ambientales de la minería y garantizar la sostenibilidad de los recursos hídricos. Este problema es particularmente evidente en la región de Santa Rosa, al sur de Ecuador, donde las actividades mineras, iniciadas en 1985, han provocado un deterioro significativo de la calidad del agua [35]. El río Santa Rosa, principal fuente de agua potable para la población local, también se utiliza para actividades recreativas y atrae turistas. Sin embargo, los indicios visibles de contaminación en sus afluentes, en particular El Panteón y Los Gringos, han suscitado preocupación por la salubridad del agua (Fig. S1) [36], [37].

A pesar de la importancia del río Santa Rosa, se carece de estudios exhaustivos que evalúen la distribución espacial y temporal de los ETP en el río y sus afluentes. Además, no se han evaluado completamente las posibles implicaciones para la salud de los usuarios del río. La presencia de ETP en los cuerpos de agua es una preocupación importante, ya que su distribución

puede variar con el tiempo y en diferentes lugares, lo que afecta tanto a los resultados ambientales como a la salud pública [35], [37], [38]. Comprender la distribución espacial y temporal de estos elementos es crucial para un monitoreo y control eficaz de la contaminación [39], [40]. En esta línea, este estudio busca evaluar la presencia de ETP en cuerpos de agua dentro del área minera de Santa Rosa, enfocándose en determinar su distribución espacial y temporal, así como en evaluar los riesgos para la salud de quienes utilizan los ríos con fines recreativos. Los hallazgos de este estudio ayudarán a identificar patrones de contaminación, priorizar estrategias de remediación y promover la gestión sostenible de los recursos hídricos. Esta investigación contribuye al Objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS) 6, Agua Limpia y Saneamiento, al proporcionar información valiosa para la gestión sostenible de cuencas hidrográficas en regiones impactadas por actividades humanas.

1.1 Descripción del Problema

La expansión de la minería en Ecuador ha generado beneficios económicos, pero también ha provocado impactos negativos en la calidad del agua. Los efluentes mineros, el drenaje ácido y la sedimentación han degradado cuerpos hídricos cercanos a las zonas de explotación, afectando los ecosistemas acuáticos y la salud de las poblaciones que dependen de estos recursos para consumo, recreación y actividades económicas.

La cuenca del río Santa Rosa, fuente principal de agua para la población local, evidencia una contaminación creciente atribuida a las actividades mineras, afectando al río principal y a sus afluentes. La presencia de EPT y la ausencia de estudios que determinen su distribución espacial y temporal limitan la aplicación de estrategias de mitigación. Comprender la dinámica de estos contaminantes es esencial para reducir riesgos a la salud, priorizar acciones de remediación y garantizar la gestión sostenible de los recursos hídricos, contribuyendo así al cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible 3 (Salud y Bienestar) y 6 (Agua Limpia y Saneamiento).

1.2 Justificación del Problema

La presencia de EPT en cuerpos de agua asociados a la actividad minera representa una amenaza significativa para la salud humana y el equilibrio de los ecosistemas acuáticos. En la cuenca del río Santa Rosa, principal recurso hídrico para la población local, la presencia de contaminantes en el río y sus afluentes representa un riesgo tanto para el consumo humano como para el desarrollo de actividades recreativas y turísticas. No obstante, la ausencia de estudios detallados que evalúen su distribución espacial y temporal dificulta la aplicación de medidas de control efectivas, lo que genera incertidumbre respecto a los riesgos presentes y futuros para la salud y el ambiente.

En este contexto, se propone la evaluación espacio-temporal de los EPT en la cuenca, con el fin de comprender los patrones de contaminación, identificar zonas críticas y priorizar acciones de mitigación. Esta información es fundamental para el desarrollo de estrategias de gestión que reduzcan los riesgos toxicológicos, promuevan el uso seguro de los recursos hídricos y contribuyan al cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible 3 (Salud y Bienestar) y 6 (Agua Limpia y Saneamiento), garantizando la protección de los ecosistemas y de las comunidades que dependen del río.

1.3 Objetivos

1.4.1 Objetivo general

Evaluar la presencia de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en cuerpos de agua de la zona minera de Santa Rosa, analizando su distribución espacial y temporal, para la determinación de los riesgos asociados a la salud humana por actividades recreativas.

1.4.2 Objetivos específicos

- Identificar los EPT presentes en los cuerpos de agua de la zona minera de Santa Rosa, mediante análisis fisicoquímicos y geoquímicos en diferentes puntos de muestreo y épocas del año.
- Analizar la distribución espacial y temporal de los EPT utilizando herramientas de sistemas de información geográfica (SIG) y análisis estadístico multivariado, para la determinación de patrones de contaminación y posibles fuentes asociadas a la actividad minera.
- Evaluar el riesgo para la salud humana por exposición a EPT durante actividades recreativas, aplicando modelos de riesgo toxicológico y comparando los resultados con los límites establecidos por normativas nacionales e internacionales.

1.5 Marco teórico

1.5.1 Recursos hídricos y su importancia

Los recursos hídricos constituyen uno de los elementos fundamentales para el mantenimiento de la vida y el desarrollo socioeconómico [41]. Se definen como la totalidad de masas de agua superficiales y subterráneas disponibles en una región, incluyendo ríos, lagos, humedales y acuíferos. Estos recursos desempeñan funciones ecológicas esenciales, como la regulación del ciclo hidrológico, el soporte de la biodiversidad y la provisión de hábitats para múltiples especies [42]. Asimismo, representan una fuente vital para el consumo humano, la agricultura, la industria y la generación de energía.

La disponibilidad y calidad de los recursos hídricos están directamente relacionadas con la sostenibilidad de las actividades humanas. Sin embargo, el crecimiento poblacional, la expansión agrícola y las actividades extractivas, particularmente la minería, han aumentado la presión sobre estos sistemas. La alteración del equilibrio natural de los cuerpos de agua genera

impactos significativos, entre ellos la disminución de la calidad del agua y la pérdida de servicios ecosistémicos. En este contexto, la gestión integral de los recursos hídricos resulta indispensable para garantizar su conservación y uso sostenible, contemplando no solo la disponibilidad del recurso, sino también su protección frente a procesos de contaminación que puedan afectar la integridad ecológica y la salud de las comunidades que dependen de él.

1.5.2 Actividades antropogénicas

Las actividades antropogénicas representan una de las principales causas de la degradación de los recursos hídricos, debido a la introducción de contaminantes y la alteración de los procesos naturales. Entre estas actividades destacan la expansión agrícola, la urbanización, la industria y, en particular, la minería, que constituye una fuente significativa de EPT. La extracción y procesamiento de minerales suelen generar residuos sólidos y líquidos, conocidos como relaves, que pueden liberar metales pesados y metaloides al medio ambiente si no se gestionan adecuadamente [43].

La contaminación asociada a la minería se produce a través de procesos como el drenaje ácido de minas, la lixiviación de metales y la dispersión de partículas contaminadas en cuerpos de agua superficiales y subterráneos. Estos procesos no solo comprometen la calidad del agua, sino que también repercuten en la biodiversidad y en la salud humana, debido a que los EPT pueden bioacumularse y biomagnificarse a lo largo de la cadena trófica. A ello se suman otras actividades antrópicas, como el uso de pesticidas en la agricultura y la inadecuada gestión de residuos urbanos, que incrementan las presiones sobre los ecosistemas acuáticos. En este contexto, resulta fundamental comprender la magnitud del impacto antropogénico en los cuerpos de agua para diseñar estrategias de monitoreo, mitigación y gestión sostenible.

1.5.3 Elementos potencialmente tóxicos

Los elementos potencialmente tóxicos (EPT) son sustancias químicas, principalmente metales y metaloides, que en concentraciones elevadas pueden generar efectos adversos en los

ecosistemas y la salud humana [44]. Entre los EPT más frecuentes en ambientes mineros se encuentran el arsénico (As), plomo (Pb), cadmio (Cd), mercurio (Hg), cobre (Cu) y zinc (Zn), los cuales provienen tanto de fuentes naturales como de actividades antropogénicas, siendo la minería una de las principales responsables de su liberación al medio ambiente.

La toxicidad de estos elementos está asociada a su persistencia, movilidad y capacidad de bioacumulación en organismos acuáticos, lo que provoca alteraciones fisiológicas y desequilibrios en las cadenas tróficas. En los seres humanos, la exposición prolongada a EPT puede generar efectos neurotóxicos, renales, cardiovasculares e incluso carcinogénicos, cuya magnitud depende tanto del tipo de elemento como de la dosis recibida. A nivel global, estudios en países con intensa actividad minera, como Perú, Chile, Bolivia y China, han evidenciado concentraciones de EPT que superan los límites establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y otras normativas internacionales. Estos hallazgos subrayan la necesidad de monitorear la distribución espacial y temporal de los EPT, identificando áreas críticas de exposición y desarrollando estrategias para mitigar los riesgos ambientales y sanitarios asociados.

1.5.4 Calidad del agua

La calidad del agua se evalúa mediante parámetros físicos, químicos y biológicos que permiten determinar su aptitud para consumo humano, riego agrícola, uso industrial o recreativo. Estos parámetros son fundamentales para detectar alteraciones derivadas de procesos naturales o de actividades antrópicas [45].

En regiones con presencia de actividad minera, particularmente cuando existe una regulación insuficiente o una gestión ambiental inadecuada, se ha evidenciado un aumento de la concentración de elementos potencialmente tóxicos, entre ellos metales pesados como As, Pb, Cd, Hg. La presencia de estos elementos por encima de los valores guía establecidos por la

OMS, la EPA y la normativa nacional, representa un riesgo significativo tanto para los ecosistemas acuáticos como para la salud de las comunidades locales.

En Ecuador, diversas investigaciones han documentado que las zonas mineras, especialmente en la región sur (Zaruma y Portovelo, El Oro) y en la Amazonía, presentan cuerpos de agua con concentraciones elevadas de metales pesados. Autores como Oviedo-Anchundia *et al.* reportaron concentraciones críticas de Hg, Pb, As y Cd en ríos del sur del país, asociadas a la minería artesanal, con valores que exceden las normas internacionales de calidad de agua [46]. De manera similar, un informe de Tania Orbe reveló que en varios afluentes del río Napo se encontraron concentraciones de mercurio y cadmio entre 100 y 1 000 veces superiores a los límites permisibles, lo que evidencia riesgos tanto no carcinogénicos como carcinogénicos por exposición crónica [47]. Estos hallazgos subrayan la necesidad de implementar sistemas de monitoreo permanente y estrategias de remediación ambiental que reduzcan la vulnerabilidad de la población.

15.5 Evaluación de riesgo

La evaluación de riesgos ambientales es el proceso de evaluar el daño potencial al medio ambiente causado por una sustancia, actividad o fenómeno natural [48]. Asimismo, facilita la identificación de las principales rutas de exposición (ingestión, contacto dérmico, inhalación, entre otras), permite estimar la probabilidad y severidad de los efectos adversos, y sirve de base para definir medidas de mitigación. Se aplican el Índice de Peligro (HI) para efectos no cancerígenos y el Riesgo Carcinogénico Total (TCR) para efectos cancerígenos, siguiendo metodologías propuestas por la EPA.

Esta metodología se emplea de manera extensiva para determinar el grado de riesgo asociado a la exposición a contaminantes en contextos ambientales específicos. En Ecuador, diversos estudios han cuantificado este riesgo en áreas con influencia minera. Entre los más destacados se encuentra una investigación en la cuenca alta del río Napo en la Amazonía

ecuatoriana. Dicho estudio reveló que los HI estimados por exposición a aguas y sedimentos contaminados fueron entre 23 y 354 veces superiores al límite aceptable ($HI > 1$) para niños y adultos. De igual manera, el TCR superó en varios órdenes de magnitud el umbral permisible (1×10^{-6}) establecido por la US EPA, alcanzando valores de hasta 1×10^{-3} en todos los sitios analizados. Los metales As y Pb fueron los principales contribuyentes, representando hasta el 93 % del riesgo carcinogénico total [49].

De igual forma, en la región costera del Ecuador se han registrado concentraciones de Hg en aguas superficiales y subterráneas asociadas a actividades de minería ilegal, las cuales superan los Límites Máximos Permisibles (LMP) establecidos para la protección de la vida acuática en el 100 % de las muestras, y en aproximadamente el 7 % también superaron los LMP para consumo humano, según normas ecuatorianas y estándares europeos y canadienses [50].

Capítulo 2

2. Metodología.

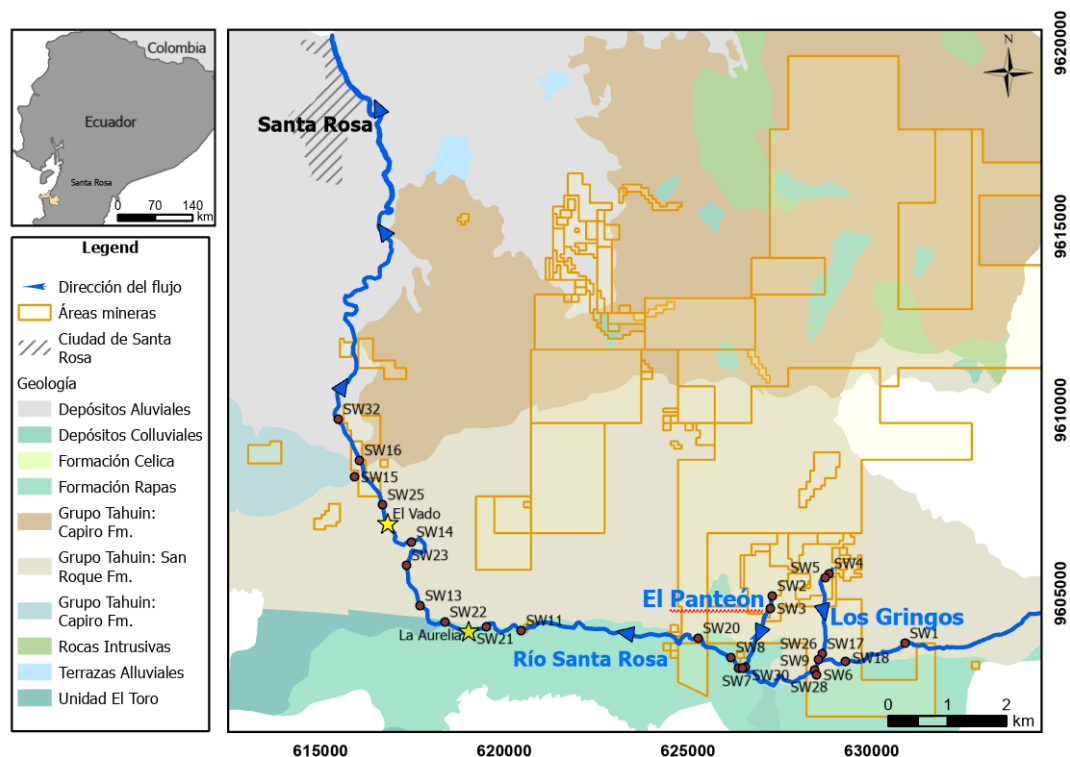
2.1 Área de estudio

Santa Rosa se encuentra en la provincia de El Oro, al suroeste de Ecuador (Fig. 1). Tiene una población aproximada de 85,000 habitantes [51]. La zona se caracteriza por un clima tropical moderadamente seco, con una temperatura media anual de 27 °C y una precipitación media anual de 1509 mm [52]. La temporada de lluvias se extiende de diciembre a mayo, mientras que los meses restantes corresponden a la época seca [52].

Debido a las características climáticas de las regiones tropicales, como las altas temperaturas (28–31 °C) y la precipitación variable a lo largo del año, los ríos cumplen un rol multifuncional en las comunidades locales, sirviendo con frecuencia para fines recreativos, especialmente durante los meses calurosos que coinciden con la temporada lluviosa. En el área de estudio, sitios naturales como El Vado y La Aurelia destacan como lugares populares para la recreación y reuniones sociales, atrayendo tanto a residentes como a visitantes de otras regiones.

Figura 1

Ubicación del área de estudio y sitios de muestreo



En Santa Rosa, las actividades mineras comenzaron en 1985 [35]. Actualmente, existen 135 concesiones mineras en exploración en las partes altas del río Santa Rosa, cerca de las quebradas El Panteón y Los Gringos (Fig. 1) [53]. Las actividades mineras pasadas, junto con la minería ilegal y no controlada, han contribuido a la contaminación ambiental en la región [54].

2.2 Contexto geológico

Dentro del contexto geológico, el área de estudio incluye cuatro formaciones: El Toro, Raspas, Saraguro y La Victoria (Fig 1). Estas unidades geológicas están compuestas por rocas ultramáficas y máficas, esquistos (verdes, negros y azules), eclogitas, lavas andesíticas a riolíticas, depósitos piroclásticos, gneises semipelíticos y granito-gneis peraluminoso [55].

Los depósitos minerales de la región consisten en vetas de cuarzo con alta mineralización de sulfuros que contienen oro. Los minerales predominantes incluyen pirita, calcopirita y arsenopirita. Se ha identificado la presencia de depósitos epitermales y mesotermales, incluyendo vetas locales con alto contenido de oro y otros metales [56].

En los depósitos vetiformes polimetálicos de origen epitermal de baja sulfuración, compuestos por metales base como Cu, Pb y Zn, junto con metales preciosos como oro (Au) y plata (Ag), existe una clara asociación con el arco volcánico continental de Saraguro. Existen depósitos metálicos de importancia económica y prospectos mineros en los distritos mineros Bella María (Au, Cu, Molibdeno (Mo)), La Avanzada (Antimonio (Sb)) y El Guayabo (Au), entre otros. Además, se encuentran placeres aluviales en el río Santa Rosa [56].

2.3 Recolección y análisis de datos

Se establecieron estaciones de muestreo ($n = 32$) a lo largo de 22,924 km, abarcando el río Santa Rosa y las quebradas Los Gringos y El Panteón (Fig. 1). Las muestras de agua superficial se recolectaron durante la época lluviosa (RS: febrero-marzo) y la época seca (DS: octubre) en los años 2021 y 2022.

Figura 2

Toma de muestras de agua en campo para análisis fisicoquímicos y metales. Las muestras fueron preservadas mediante acidificación y refrigeración para su posterior análisis en laboratorio



Los parámetros fisicoquímicos inestables del agua fueron medidos in situ: pH, temperatura (T), conductividad eléctrica (CE) y sólidos disueltos totales (SDT), utilizando un equipo multiparámetro portátil HACH HQ40D. Las muestras fueron acidificadas y refrigeradas para su preservación hasta el análisis. La concentración de Al, As, Cd, Co, Cu, Fe, Mn y Zn fue determinada mediante espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS, Agilent 7700x, Agilent Technologies). Para garantizar la calidad de los resultados analíticos, se utilizaron soluciones estándar con concentraciones certificadas NIST-SRM1643f y SpectralPure Standard (SPS-SW2 lote 135). Se obtuvieron desviaciones estándar relativas menores al 10% para todos los elementos.

2.4 Evaluación de la calidad del agua

La evaluación de la calidad del agua en este estudio se realizó comparando las concentraciones de EPT con los límites regulatorios establecidos por las normas ambientales ecuatorianas. Se consideraron dos criterios clave:

- (1) calidad del agua para la preservación de la vida acuática y
- (2) calidad del agua para fines recreativos.

Para la preservación de la vida acuática, los LMP establecidos son: Al (100 µg L⁻¹), As (50 µg L⁻¹), Cd (1 µg L⁻¹), Co (200 µg L⁻¹), Cu (5 µg L⁻¹), Fe (300 µg L⁻¹), Mn (100 µg L⁻¹), Zn (30 µg L⁻¹), y pH entre 6.5 y 9.5 [57].

Para fines recreativos, las regulaciones no especifican los LMP para los EPT, pero sí establecen un LMP para el pH, que debe mantenerse dentro del rango de 6.5 a 8.3. La comparación de los resultados con estos límites regulatorios proporciona una evaluación integral de la calidad del agua superficial y sus implicaciones tanto para la salud del ecosistema como para los usuarios del río.

2.5 Evaluación del riesgo a la salud humana: Escenario recreativo

Se evaluó el riesgo carcinogénico y no carcinogénico para la salud humana en un escenario recreativo, en el cual los receptores son adultos y niños expuestos por ingestión incidental y contacto dérmico con el agua al nadar en el río Santa Rosa. Estas rutas de exposición fueron determinadas considerando el comportamiento de la población a partir de 50 encuestas realizadas en el lugar.

La dosis diaria promedio (ADD) se estimó utilizando las ecuaciones 2.1 y 2.2 propuestas por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) [58], [59].

$$\bullet \quad ADD_{\text{oral}} = \frac{C_{sw} \times EF \times ET \times IR \times ED}{AT \times BW} \times CF \quad (2.1)$$

$$\bullet \quad ADD_{\text{dérmico}} = \frac{C_{sw} \times EF \times ET \times SA \times ABS \times kp \times ED}{AT \times BW} \times CF \quad (2.2)$$

Donde C_{sw} es la concentración de EPT en el agua (µg L⁻¹), **EF** es la frecuencia de exposición (eventos/año), **ET** el tiempo de exposición (horas/evento), **IR** es la tasa de ingestión incidental (L/evento), **ED** la duración de la exposición (años), **SA** el área de piel expuesta (cm²), **kp** es la constante de permeabilidad dérmica (cm/hora), **AT** el tiempo promedio (días), **BW** el peso corporal (kg), y **CF** el factor de conversión.

El cociente de peligro (**HQ**) se utilizó para calcular el riesgo no carcinogénico (Eq. 2.3), y el índice de riesgo (**HI**) se obtuvo sumando los HQ individuales (Eq. 2.4). El riesgo carcinogénico (**CR**) se estimó con la ecuación 2.5, y el riesgo total carcinogénico (**TCR**) con la ecuación 2.6. Si **HI** > 1 o **TCR** > 10^{-5} , se considera que el umbral de exposición segura ha sido superado [59].

- $HQ = \frac{ADD}{RfD}$ (2.3)

- $HI = \sum_i^n HQ = HQ_{\text{ingestión}} + HQ_{\text{dermal contact}}$ (2.4)

- $CR = ADD \times SF$ (2.5)

- $TCR = \sum_i^n CR = CR_{\text{ingestión}} + CR_{\text{dermal contact}}$ (2.6)

Los valores de toxicidad, la dosis de referencia (**RfD**) y el factor de pendiente (**SF**) fueron obtenidos del sistema RAIS (Risk Assessment Information System) [26], asumiendo un escenario conservador. El riesgo cancerígeno se evaluó únicamente para el arsénico (As), ya que es el único con factor de pendiente reportado.

El riesgo a la salud humana se evaluó mediante métodos probabilísticos usando el lenguaje de programación **R**. Estas técnicas probabilísticas, donde los parámetros son representados por distribuciones, son comúnmente utilizadas en evaluaciones de riesgo ya que consideran la aleatoriedad y la incertidumbre de los datos. Se aplicó remuestreo **bootstrap** para derivar la distribución de EPT en agua superficial a partir del conjunto de datos (concentraciones durante DS y RS). Se generaron 1000 muestras por variable, permitiendo incorporar su variabilidad en la evaluación de riesgo. Estas distribuciones fueron luego usadas para calcular el riesgo probabilístico por vía de exposición y tipo de receptor.

2.6 Análisis estadístico

Se utilizaron estadísticas descriptivas para presentar los datos y describir su comportamiento [60]. Se aplicaron estadísticas multivariadas para explorar las relaciones entre los EPT. El coeficiente de correlación de Spearman se utilizó para evaluar la correlación y significancia entre las variables estudiadas. Además, se aplicó análisis de componentes principales (PCA) para

extraer componentes principales a partir de múltiples variables basadas en sus correlaciones, con el objetivo de retener la mayor cantidad de información posible de las variables originales. Las variables agrupadas dentro de un mismo componente principal con fuerte correlación indican que los EPT podrían compartir una fuente común de contaminación [61]. El análisis estadístico de los datos se realizó usando el software Origin Pro 2025 (versión 2025, Origin Lab, Northampton, MA, USA).

2.7 Evaluación espacial y temporal de los EPT en agua

Los datos geoespaciales fueron procesados utilizando Sistemas de Información Geográfica (SIG) en ArcGIS 10.4.4 (Esri 2015. ArcGIS Desktop: Version 10. Redlands, CA, USA). El SIG es una herramienta poderosa para analizar y gestionar información espacial, facilitando la comprensión clara del alcance de los sitios contaminados tanto en entornos naturales como antrópicos.

La técnica de ponderación por distancia inversa (IDW), ampliamente utilizada en SIG, resulta particularmente eficaz para evaluar la distribución espacial de contaminantes en diversas matrices ambientales. En este estudio, se aplicó IDW para evaluar la distribución espacial de los EPT en aguas superficiales dentro del área minera de Santa Rosa [62], [63].

Capítulo 3

3. Resultados y análisis

3.1. Parámetros fisicoquímicos

La Fig. 3 presenta la variación espacial y temporal de cuatro parámetros fisicoquímicos clave: pH, temperatura (T), conductividad eléctrica (CE) y sólidos disueltos totales (SDT), en las diferentes estaciones de muestreo. Los datos corresponden a dos períodos de monitoreo distintos: la época de lluvias (RS) y la época seca (DS) para los años 2021 y 2022. Cada panel (a-d) ilustra los valores por sitio y estación.

En la Fig. 3a (RS2021), se observa un alto grado de variabilidad, especialmente en el pH y la CE. Los valores de pH muestran fluctuaciones considerables, con varias mediciones por debajo del umbral típico para aguas superficiales (6.5-8.3). Se detectaron condiciones notablemente ácidas en el arroyo Los Gringos ($\text{pH} = 5.62$) y en dos puntos del arroyo El Panteón ($\text{pH} = 5.86$ y 5.49), lo que indica un posible estrés ambiental o contaminación localizada. Simultáneamente, la CE y los TDS presentan picos prominentes en El Panteón, lo que sugiere una posible entrada de iones disueltos, probablemente provenientes de fuentes geogénicas o descargas antropogénicas. En la Fig. 3b (DS-2021), los valores de pH son más estables y se encuentran dentro de los límites guía (LMP). Sin embargo, los valores de CE y TDS se mantienen elevados en ubicaciones específicas del río Santa Rosa, lo que indica una carga iónica persistente durante el DS. La temperatura se mantiene relativamente uniforme en todas las estaciones, con pequeñas desviaciones.

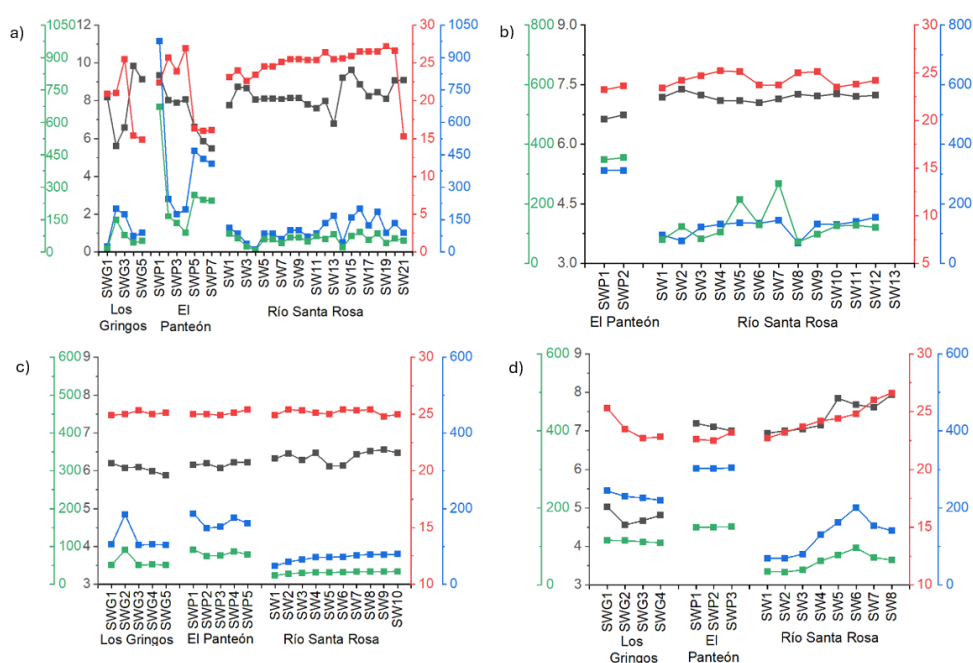
La Fig. 3c (RS-2022) revela una tendencia más consistente en temperatura y pH. Solo dos estaciones en el río Santa Rosa presentan valores de pH dentro del LMP (6.52 y 6.56), mientras que todos los demás sitios se encuentran ligeramente por debajo de este rango, manteniendo un patrón similar al del año anterior. La CE y los TDS continúan siguiendo tendencias paralelas, con valores más altos en las estaciones de arroyos en comparación con las estaciones fluviales, lo que refuerza la hipótesis de que las entradas localizadas influyen en la calidad del agua. En la

Fig. 3d (DS-2022), los valores de pH más bajos se observan nuevamente en el arroyo Los Gringos, lo que sugiere una acidificación persistente en esa ubicación. La temperatura presenta un ligero gradiente ascendente aguas abajo a lo largo del río Santa Rosa. Tanto la CE como los TDS muestran aumentos marcados en ciertos segmentos del río, particularmente a partir de SW5, lo que indica la acumulación de sólidos disueltos, probablemente debido a una menor dilución durante el DS [64].

En general, los valores de temperatura se mantienen dentro de un rango relativamente estrecho en todas las campañas (14.90 °C a 26.60 °C), registrándose los valores más bajos en los arroyos durante RS-2021. Estas diferencias pueden atribuirse a una menor radiación solar, mayor sombreado o columnas de agua más someras [65]. Los valores de CE y TDS muestran una clara heterogeneidad espacial, con concentraciones elevadas en los afluentes, lo que respalda la influencia de insumos externos como aguas residuales o procesos naturales de lixiviación [66]. La tendencia similar entre la CE y los TDS en todos los paneles confirma aún más su interdependencia [67], [68].

Figura 3

Parámetros fisicoquímicos (pH, CE, T y TDS) en aguas superficiales durante (a) RS-2021, (b) DS-2021, (c) RS-2022, (d) DS-2022



La Tabla 1 sintetiza la dispersión de los parámetros fisicoquímicos en cada campaña.

Tabla 1. Resumen estadístico de los parámetros inestables medidos durante la época seca y lluviosa en los años 2021 y 2022.

Época de muestreo	Parámetro	Min	p50	Max	S.D.
RS2021	pH	5.49	8.12	9.84	1.08
	CE	12.07	112.01	975.00	180.83
	T	14.90	25.10	27.20	3.94
	STD	8.44	68.30	670.00	119.47
DS2021	pH	6.63	7.18	7.38	0.20
	CE	68.40	134.60	312.00	70.79
	T	23.20	24.20	25.20	0.69
	STD	72.50	123.10	355.00	93.75
RS2022	pH	5.88	6.22	6.56	0.19
	CE	48.50	91.70	187.00	44.88
	T	24.80	25.05	25.40	0.20
	STD	23.60	42.15	91.90	23.68
DS2022	pH	4.56	7.05	7.94	1.21
	CE	69.40	201.10	304.00	82.08
	T	22.50	23.50	26.60	1.30
	STD	33.80	96.10	151.60	41.27

3.2. Concentración de ETP en aguas superficiales

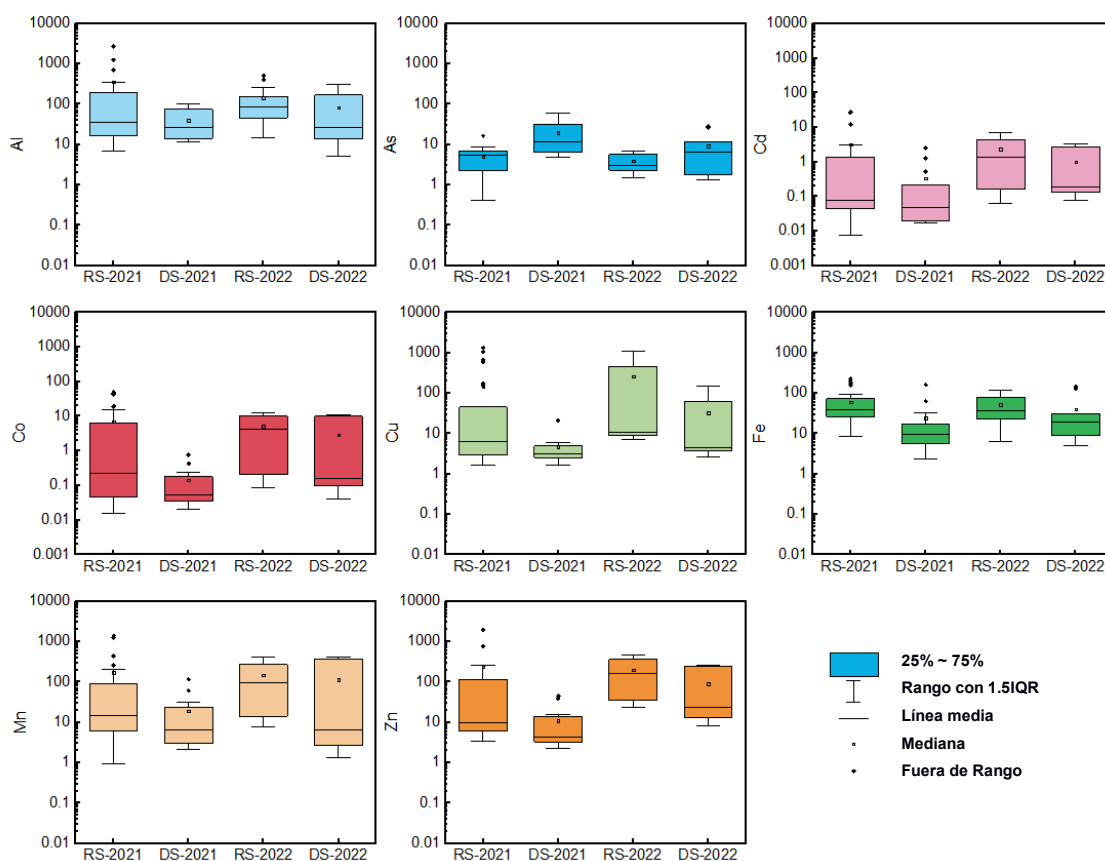
Los resultados de la concentración de ETP en muestras de agua superficial del río Santa Rosa y los arroyos El Panteón y Los Gringos se muestran en la Fig. 4. Con base en la concentración mediana (p50), durante RS-2021 la presencia de ETP siguió un orden decreciente: $Fe > Al > Mn > Zn > Cu > As > Co > Cd$. Sin embargo, durante DS-2021, el orden cambió a $Al > As > Fe > Mn > Zn > Cu > Co = Cd$. Los ETP que superaron los límites regulatorios ecuatorianos para la preservación de la vida acuática, tanto en la temporada lluviosa como en la seca de 2021, fueron Al, Cu, Cd, Mn y Zn. El As presentó concentraciones bajas durante la RS-2021, pero aumentó, superando el LMP durante la DS-2021, con valores de $60.06 \mu g L^{-1}$. Para 2022, el As se mantuvo por debajo del LMP.

Como se muestra en la Fig. 4 y según los valores del Apéndice 1, la concentración de ETP disminuyó entre estaciones. Por ejemplo, en la RS-2021, el Zn presentó el 17 % de las

muestras con concentraciones superiores al LMP, mientras que en la DS-2021, todos los valores estuvieron por debajo del LMP. En la RS-2022, el 100 % de las muestras excedieron el LMP, pero en la DS-2022, esta proporción disminuyó al 27 %. Esta tendencia se observó en todos los ETP estudiados, lo que sugiere que, durante la temporada de lluvias, la escorrentía y la erosión del suelo movilizan estos elementos desde las zonas contaminadas hacia los ríos, aumentando sus concentraciones.

Figura 4

Los diagramas de caja representan la concentración (en forma logarítmica) de ETP: Al, As, Cd, Co, Cu, Fe, Mn y Zn



Casos similares de contaminación del agua por ETP, en particular As, se han documentado en otras regiones, como España [69] y Panamá [70], [71], lo que demuestra que este problema no es aislado. Estos ejemplos ponen de relieve la urgente necesidad de mejorar las políticas públicas relacionadas con la restauración y la gestión sostenible de los yacimientos

mineros, especialmente en América Latina, donde las capacidades institucionales y regulatorias suelen ser limitadas.

3.3. Statistical analysis

3.3.1. Correlación de Spearman

Se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman para evaluar las asociaciones entre las ETP y el pH en las diferentes campañas (Fig. 5). Solo se consideraron las correlaciones con un coeficiente rho (ρ) > 0.85 y una significancia estadística de $p < 0.05$, para destacar las relaciones más sólidas y robustas. Se observó una fuerte correlación positiva ($\rho = 0.83$) entre As y Fe en las muestras de agua (Fig. 5a, Fig. 5c), durante la estación seca, lo que indica que estas ETP podrían compartir una fuente común, como la meteorización de minerales de óxido de hierro como hematita, magnetita y goethita presentes en la zona [56]. Por otro lado, la correlación negativa entre el pH y el Cd ($\rho = -0.72$) sugiere que la solubilidad del Cd está influenciada por el pH, lo que concuerda con estudios previos que indican que el Cd es más móvil en condiciones ácidas [72].

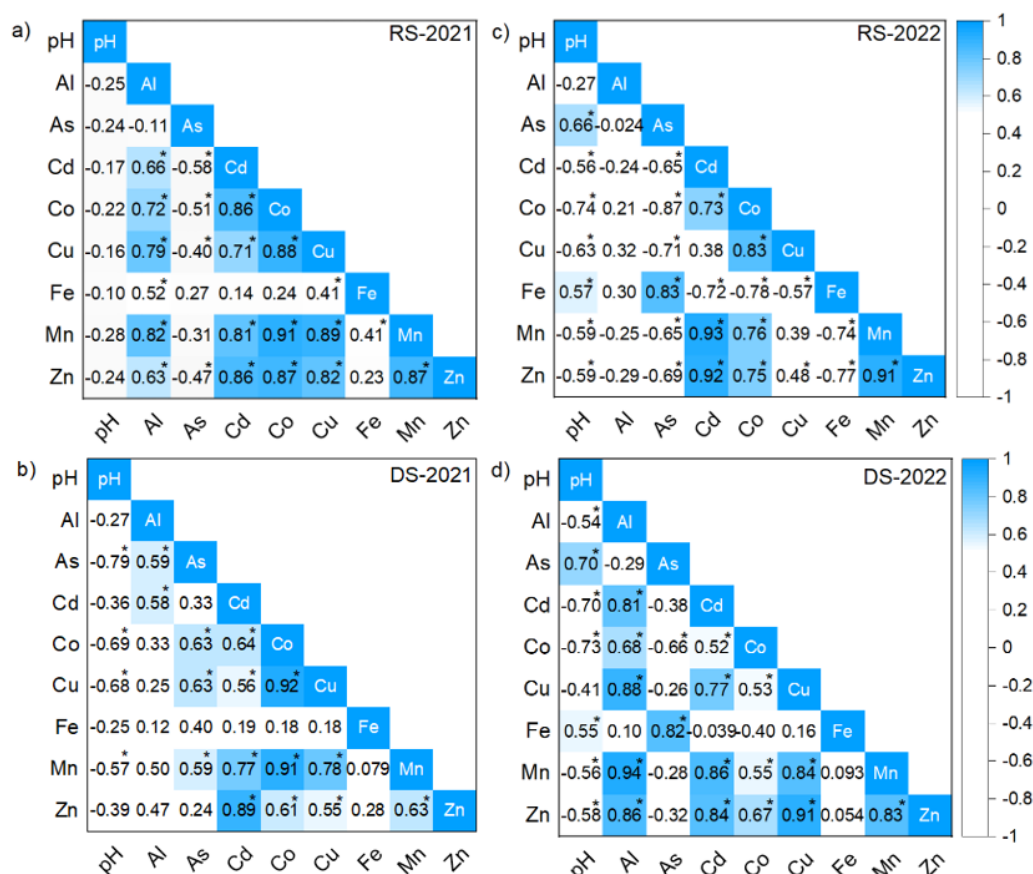
Durante el RS-2021, se identificaron correlaciones significativamente altas ($\rho > 0.86$) entre Cd-Zn, Co-Zn, Co-Mn, Cu-Mn y Mn-Zn. Estas asociaciones sugieren un posible origen común o liberación simultánea de estos ETP, posiblemente vinculados a la escorrentía superficial o a procesos de disolución mineral durante lluvias intensas. En el RS-2022, se mantuvieron las correlaciones altas ($\rho > 0.91$) entre Cd-Zn y Mn-Zn, y se añadió la relación Cd-Mn, lo que indica la persistencia del patrón de comorbilidad de estos metales durante la estación húmeda.

Durante el DS-2021, las correlaciones Cd-Zn, Co-Mn y Co-Cu fueron prominentes, lo que sugiere una dinámica de movilización distinta en condiciones de bajo caudal, posiblemente influenciada por procesos de concentración o fuentes antropogénicas más constantes, como las descargas puntuales. En la campaña DS-2022, se registraron correlaciones significativas ($\rho > 0.86$) entre Al-Zn, Al-Mn, Al-Cu, Cd-Mn y Cu-Zn, lo que indica una agrupación particular de

estos ETP en condiciones secas, posiblemente relacionada con la influencia del pH o con procesos de lixiviación más intensos durante los períodos secos.

Figura 5

Correlación de Spearman de los ETP para las temporadas (a) RS-2021, (b) DS-2021, (c) RS-2022 y (d) DS-2022. Los valores indican el coeficiente de correlación (ρ) y los asteriscos () resaltan las correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0.05$)*



3.3.2. Análisis de Componentes Principales (ACP)

La Tabla 1 presenta los resultados del ACP para las temporadas RS-2021, DS-2021, RS-2022 y DS-2022. Durante RS-2021, se identificaron tres componentes principales (CP), que explicaron el 91.93% de la varianza. Mn, Zn, Cd y Co mostraron cargas significativas en CP1, mientras que As y Fe fueron significativas para CP2. Para DS-2021, se extrajeron dos CP, donde CP1 y CP2 explicaron el 86.02% de la varianza. Cd mostró cargas significativas en CP1 y Cu en CP2. En 2022, se extrajeron tres CP para ambas temporadas. Para RS-2022, CP1, CP2 y CP3

explicaron el 98.48% de la varianza (CP1 = 66.34%, CP2 = 25.06% y CP3 = 7.08%). Zn y Co mostraron cargas significativas en CP1, mientras que Al y (As y Fe) fueron significativas para CP2 y CP3, respectivamente. En el DS-2022, PC1, PC2 y PC3 explicaron el 99.44 % de la varianza (PC1 = 77.17 %, PC2 = 21.06 % y PC3 = 1.21 %). La mayoría de los ETP, excepto As y Fe, mostraron cargas significativas en PC1. Para PC2 y PC3, Fe y (Cu y Al) fueron significativos, respectivamente.

PC1 está dominado por altas cargas de Mn, Zn, Cd y Co, lo que sugiere que estos elementos están asociados con procesos de transporte durante las temporadas de lluvias (RS-2021 y RS-2022), probablemente debido a la movilización de sedimentos y partículas metálicas impulsada por el aumento de la descarga fluvial. Por otro lado, Fe exhibió una fuerte carga en PC2 durante RS-2021, lo que podría indicar procesos de oxidación o movilización vinculados a precipitaciones intensas. Durante el DS-2021, Cu mostró una carga significativa en PC2, probablemente asociada con actividades antropogénicas más pronunciadas durante la temporada seca.

Tabla 2. Análisis de Componentes Principales (ACP)

Parámetro	RS-2021			DS-2021		RS-2022			DS-2022	
	PC1	PC2	PC3	PC1	PC2	PC1	PC2	PC3	PC1	PC2
Al	0.421	0.069	0.133	0.333	-0.299	0.181	0.610	0.275	0.119	0.412
As	-0.162	0.499	0.809	0.385	-0.287	-0.381	-0.082	0.585	0.646	0.080
Cd	0.418	-0.014	0.133	0.428	-0.111	0.373	-0.323	0.288	0.156	-0.064
Co	0.422	-0.033	0.003	0.289	0.525	0.415	0.168	0.193	0.031	-0.341
Cu	0.298	0.166	-0.294	0.171	0.639	0.246	0.574	0.069	0.064	0.681
Fe	0.039	0.847	-0.424	0.382	-0.243	-0.381	0.059	0.581	0.709	-0.066
Mn	0.422	-0.01	0.154	0.388	-0.034	0.373	-0.334	0.249	0.087	-0.424
Zn	0.419	-0.018	0.138	0.385	0.265	0.406	-0.208	0.239	0.171	-0.236
Valores propios	5.418	1.089	0.846	4.886	1.995	5.306	2.005	0.566	1.684	0.097
% de varianza	67.730	13.620	10.580	61.080	24.940	66.340	25.060	7.080	21.060	1.210
Varianza acumulada %	67.730	81.350	91.930	61.080	86.020	66.340	91.400	98.480	98.23	99.440

3.3.3. Evaluación espacial y temporal de los ETP en aguas superficiales

La Fig. 6 muestra los patrones de distribución espacial de los ETP durante el período de estudio, incluyendo únicamente aquellos elementos que mostraron una variación espacial y temporal significativa o superaron el LMP. Los Apéndices 2 y 3 presentan el comportamiento espacial y temporal de los ETP que no superaron el LMP y cuyas concentraciones se mantuvieron relativamente estables a lo largo de las campañas de muestreo.

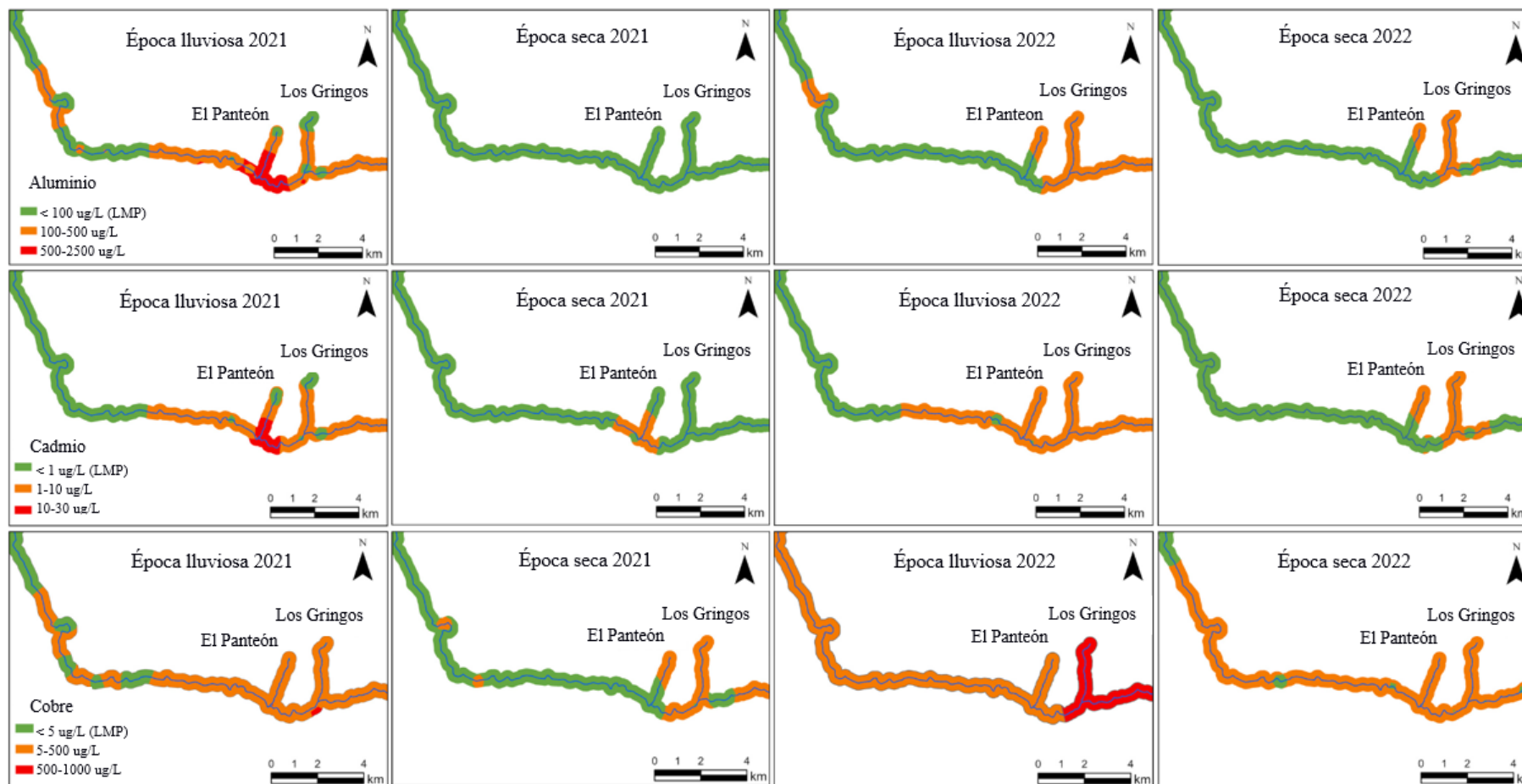
Durante el RS-2021 y el RS-2022, se observó una mayor dispersión de los ETP a lo largo del río Santa Rosa y los arroyos Los Gringos y El Panteón. En contraste, durante el DS-2021 y el DS-2022, los patrones de concentración mostraron diferencias significativas según el ETP específico. Durante la temporada de lluvias del RS-2021, se registraron concentraciones elevadas de Al, Cd, Cu, Mn y Zn en varios tramos del río Santa Rosa y sus afluentes, especialmente en las zonas de El Panteón y Los Gringos. El Al alcanzó valores de hasta $2781.40 \mu\text{g L}^{-1}$, mientras que el Cd osciló entre 1.95 y $27.24 \mu\text{g L}^{-1}$. El Cu mostró concentraciones máximas de $1317.09 \mu\text{g L}^{-1}$, y tanto el Mn como el Zn exhibieron niveles de hasta 1392.42 y $2016.37 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. Durante el RS-2022, persisten patrones similares a los observados en el RS-2021, con concentraciones elevadas de Al, Cd, Cu, Mn y Zn, particularmente en los afluentes. Si bien se registran ligeras reducciones en algunos PTE, sus niveles siguen siendo significativos: Al hasta $500 \mu\text{g L}^{-1}$, Cd hasta $10 \mu\text{g L}^{-1}$, Mn y Zn hasta $500 \mu\text{g L}^{-1}$. En contraste, el Cu muestra un aumento en comparación con el año anterior, alcanzando concentraciones de hasta $1000 \mu\text{g L}^{-1}$, lo que sugiere una mayor entrada de contaminantes durante las lluvias, posiblemente provenientes de fuentes puntuales o escorrentía superficial [73].

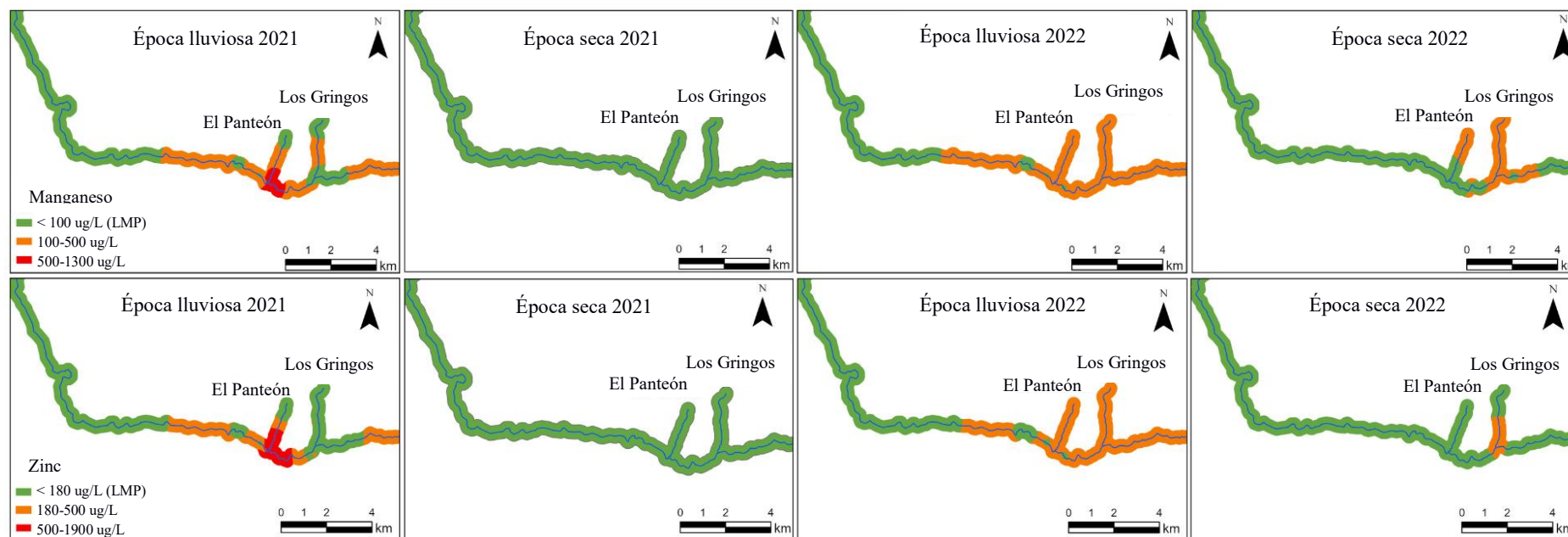
Al, Mn y Zn durante el DS-2021 no superaron el LPM ni en los afluentes ni a lo largo del río Santa Rosa. Sin embargo, en el DS-2022, se observa un aumento en las concentraciones de estos ETP, principalmente en los afluentes. Por otro lado, el Cd y el Cu presentan concentraciones consistentemente altas (Cd de $1 \mu\text{g L}^{-1}$ a $27.24 \mu\text{g L}^{-1}$ y Cu de $5.12 \mu\text{g L}^{-1}$ a

1317.09 $\mu\text{g L}^{-1}$) en ambas temporadas, tanto en los afluentes como en ciertos tramos del río, lo que indica una posible fuente de emisión permanente. El As, el Co y el Fe muestran un patrón de distribución significativamente diferente al de otras ETP (Apéndices 2 y 3). Para el Co y el Fe, no se observaron excedencias de sus respectivos LPM en ninguna estación de muestreo, ni en los afluentes ni a lo largo del río Santa Rosa, durante ninguna de las campañas de muestreo. En cuanto al As, solo durante el DS-2021 hubo dos estaciones de muestreo que superaron ligeramente el LPM (50 $\mu\text{g L}^{-1}$), con valores de 57.25 $\mu\text{g L}^{-1}$ y 60.06 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Figura 6

Distribución espacial de los ETP en aguas superficiales del río Santa Rosa y sus afluentes. Las áreas en rojo indican concentraciones superiores a los límites de referencia establecidos por la normativa ecuatoriana





3.4. Evaluación de riesgos para la salud humana

Se evaluó el riesgo no cancerígeno asociado a la exposición a ETP durante actividades recreativas en aguas superficiales, tanto en adultos como en niños, considerando el contacto dérmico y la ingestión incidental como vías de exposición. Para esto, se obtuvieron diferentes variables necesarias para obtener los valores del índice de riesgo y el cociente de riesgo. En la tabla 2 se muestran los parámetros EF, ET y BW que fueron obtenidos a partir de encuestas locales.

Tabla 3. Resumen estadístico de los parámetros de exposición obtenidos mediante encuestas locales (n = 50)

Parámetros	Min	p50	p95	Max	S.D.
EF _{adultos y niños}	25	80	102	104	25
ET _{adultos y niños}	1	2	3	3	0.64
BW _{adultos}	60	67.50	77.67	89	6.51
BW _{niños}	18	28	39	42	6.86

EF = frecuencia de exposición en ríos locales (eventos por año⁻¹); ET = tiempo de exposición nadando en ríos locales (evento por hora por año⁻¹); BW = peso corporal (kg).

En adultos, los valores del índice de riesgo (IH) se situaron por debajo del umbral de referencia (IH = 1) (Fig. 7a, Fig.7c), lo que indica que no existe riesgo para los receptores adultos. En cambio, en niños, el umbral se superó en el percentil 98, lo que sugiere que aproximadamente el 2 % de estos receptores podrían estar expuestos a niveles de riesgo potencialmente inaceptables. El principal contribuyente al IH fue el As, principalmente por ingestión incidental, mientras que los demás ETP mostraron valores de Cociente de Riesgo (CRI) entre 10^{-4} y 10^{-1} , lo que indica una contribución insignificante a la evaluación general del riesgo (Apéndice 4).

La evaluación del riesgo cancerígeno (Fig. 7b, Fig. 7d) mostró que tanto adultos como niños estuvieron expuestos a niveles de riesgo superiores al umbral aceptable. Para adultos y niños, el umbral de seguridad se excede en el percentil 24 y 39 de la distribución de probabilidad acumulada, respectivamente, lo que indica que más del

60% de los receptores está dentro del rango de riesgo inaceptable. El principal contribuyente al riesgo total de cáncer (TCR) fue el As, principalmente a través de la vía de ingestión incidental, con valores que excedieron el umbral aceptable en el percentil 50. La vía de contacto dérmico mostró valores de TCR que oscilaron entre 10^{-8} y 10^{-4} , con valores por encima del umbral de exposición aceptable en el percentil 95 (Apéndice 5). Estos resultados indican que una proporción considerable de usuarios de los ríos en el área de estudio puede estar expuesta a niveles de riesgo superiores al límite aceptable debido al uso recreativo de los ríos, lo que potencialmente conduce a efectos en la salud a largo plazo. Según datos de encuestas locales, la frecuencia de exposición en el área varía de 25 a 104 eventos por año (Tabla 3). Por lo tanto, se debe limitar el uso de los ríos, especialmente durante la estación seca, cuando se han observado mayores concentraciones de As (identificadas como el principal factor de riesgo).

De todos los ETP, el As representa el mayor riesgo para la salud humana debido a su alta toxicidad y a sus efectos adversos bien documentados tanto en niños como en adultos [26]. La exposición crónica al As se ha asociado con una amplia gama de consecuencias graves para la salud, incluyendo trastornos cancerígenos, cardiovasculares, neurológicos y del desarrollo. La ingestión prolongada de agua contaminada con As puede provocar lesiones cutáneas como hiperpigmentación y queratosis, y aumenta considerablemente el riesgo de cáncer de piel, pulmón, vejiga y otros cánceres internos. Además, la exposición al As puede dañar los sistemas nervioso, cardiovascular y reproductivo, contribuyendo a múltiples complicaciones de salud a largo plazo [74]–[78].

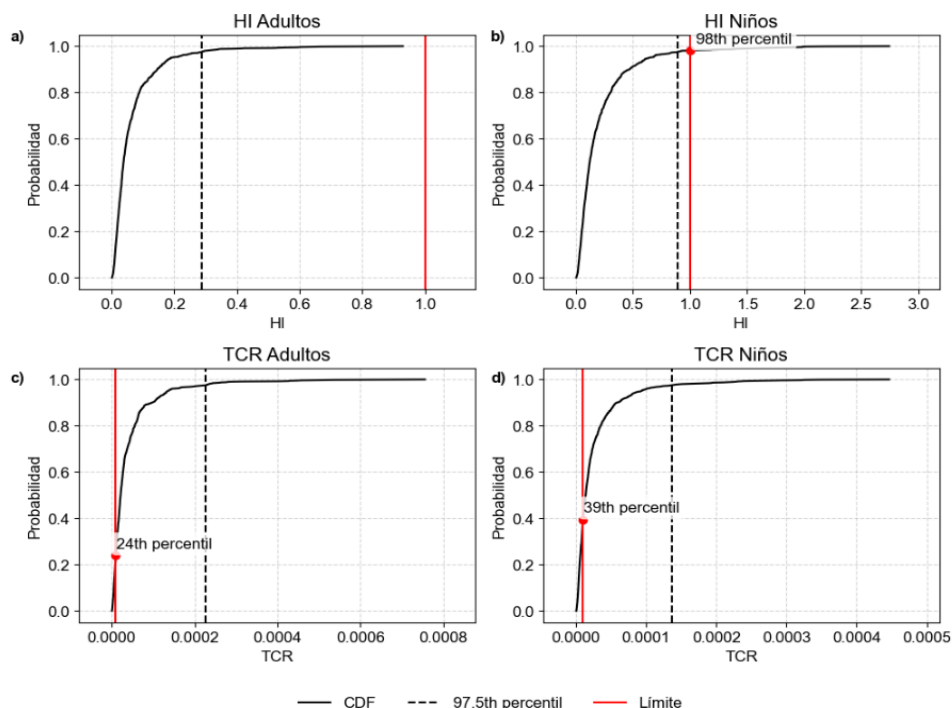
Preocupa especialmente el uso recreativo del río para actividades como la natación, ya que puede aumentar el riesgo de absorción dérmica e ingestión accidental, especialmente en niños. Los niños son más vulnerables a los efectos sobre la salud,

tanto cancerígenos como no cancerígenos, debido al desarrollo de sus sistemas neurológicos y fisiológicos. La exposición crónica durante las primeras etapas de la vida se ha asociado con deterioro cognitivo, trastornos del comportamiento y retrasos en el desarrollo [79].

Este es el primer estudio que evalúa el riesgo de exposición a ETP en un entorno recreativo dentro del área minera de Santa Rosa. Los resultados son consistentes con hallazgos reportados en otras áreas de influencia minera en Ecuador, mostrando riesgo carcinogénico y valores de cociente de riesgo que exceden los umbrales de exposición seguros tanto para niños como para adultos [35], [50], [80]. En este sentido, la presencia de un riesgo potencial para la salud de las personas que frecuentan estas áreas es evidente, lo que destaca la necesidad de medidas de control, monitoreo ambiental, comunicación de riesgos y regulación de las actividades recreativas en cuerpos de agua impactados por la minería.

Figura 7

Distribuciones de probabilidad acumulada para (a-b) riesgo no cancerígeno y (c-d) riesgo cancerígeno debido a la exposición recreativa



Capítulo 4

4.1 Conclusiones y recomendaciones

4.1.1 Conclusiones

El presente estudio evaluó la presencia y comportamiento de los EPT en cuerpos de agua de la zona minera de Santa Rosa, enfocándose en su distribución espacial y temporal, así como en el riesgo para la salud humana asociado a actividades recreativas.

A continuación, se presentan las principales conclusiones del trabajo:

- Se identificaron EPT como Al, Cd, Cu, Mn, Zn y As en diferentes puntos de muestreo a lo largo del río Santa Rosa y sus tributarios, Los Gringos y El Panteón. Las concentraciones registradas superaron los límites máximos permisibles establecidos por la normativa ambiental ecuatoriana, evidenciando una contaminación severa atribuida a las actividades mineras en la zona.
- El análisis espacio-temporal mostró que los tributarios, especialmente Los Gringos y El Panteón, presentan mayores niveles de contaminación. Además, se observó un aumento en las concentraciones de varios EPT durante la época lluviosa, lo que sugiere que la escorrentía superficial y la erosión del suelo contribuyen significativamente al transporte de contaminantes hacia el cauce principal.
- Se determinó que la exposición a los EPT representa un riesgo toxicológico para la salud humana, especialmente por la vía de ingestión accidental durante actividades recreativas. El As fue identificado como el principal contribuyente tanto al riesgo cancerígeno como al no cancerígeno, incluso cuando sus concentraciones excedieron los límites únicamente en puntos específicos y en la época seca.

4.1.2 Recomendaciones

Se sugieren las siguientes recomendaciones primordiales, orientadas a ampliar el alcance del estudio y aportar insumos para futuras investigaciones que busquen profundizar en el tema:

- Se recomienda incrementar la cantidad de estaciones de muestreo, así como extender el periodo de monitoreo, para capturar con mayor precisión la variabilidad estacional y las posibles fluctuaciones interanuales en la concentración de EPT. Esto permitiría una caracterización más robusta del comportamiento espacio-temporal de los contaminantes.
- Una limitación de este estudio fue centrarse exclusivamente en la columna de agua. Por ello, se recomienda incorporar análisis de sedimentos y organismos acuáticos en futuras investigaciones, lo cual permitiría evaluar la bioacumulación de EPT y los riesgos ecológicos asociados.
- Aunque este estudio se enfocó en la exposición recreativa directa (ingestión accidental de agua), sería pertinente analizar otras vías de exposición humana, como el consumo de productos agrícolas irrigados con agua contaminada, o la exposición dérmica y por inhalación en zonas cercanas al río.
- Se sugiere realizar estudios complementarios que integren percepciones de la comunidad local, a fin de identificar prácticas de uso del agua, niveles de conciencia ambiental y posibles estrategias de gestión participativa de los recursos hídricos contaminados.
- Considerando que la actividad minera es una de las principales fuentes de contaminación, se sugiere investigar técnicas de remediación ambiental apropiadas para la zona y proponer mecanismos de control ambiental que

puedan aplicarse en colaboración con las autoridades locales y las empresas mineras.

- El modelo aplicado se basó en parámetros generales de exposición. Para mayor exactitud, se recomienda considerar características demográficas específicas de la población local (peso promedio, frecuencia real de contacto con el agua, edad) y realizar estudios epidemiológicos que puedan confirmar o complementar las estimaciones de riesgo.

Estas recomendaciones buscan fortalecer el enfoque interdisciplinario del estudio, abordando las limitaciones detectadas y proponiendo líneas futuras de investigación que contribuyan a una gestión más sostenible y segura de los cuerpos de agua en contextos de presión minera.

Referencias

- [1] K. Fonseca, E. Espitia, L. Breuer, and A. Correa, “Using fuzzy cognitive maps to promote nature-based solutions for water quality improvement in developing-country communities,” *Journal of Cleaner Production*, vol. 377, p. 134246, 2022, doi: 10.1016/j.jclepro.2022.134246.
- [2] Y. Jurczynski, R. Passos, and L. C. Campos, “A Review of the Most Concerning Chemical Contaminants in Drinking Water for Human Health,” *Sustainability (Switzerland)*, vol. 16, no. 16, pp. 1–25, 2024, doi: 10.3390/su16167107.
- [3] S. Karadeniz, F. Ustaoglu, H. Aydın, and B. Yüksel, “Toxicological risk assessment using spring water quality indices in plateaus of Giresun Province/Türkiye: a holistic hydrogeochemical data analysis,” *Environmental Geochemistry and Health*, vol. 46, no. 8, 2024, doi: 10.1007/s10653-024-02054-8.
- [4] Sukarjo, C. O. HANDAYANI, H. S. RAHAYU, and S. HIDAYAT, “Assessment of Contamination Level and Source Apportionment of Heavy Metals in Serayu River Water, Indonesia,” *International Journal of Conservation Science*, vol. 14, no. 4, pp. 1641–1658, 2023, doi: 10.36868/IJCS.2023.04.26.
- [5] M. T. Alarcón-Herrera *et al.*, “Co-occurrence, possible origin, and health-risk assessment of arsenic and fluoride in drinking water sources in Mexico: Geographical data visualization,” *Science of the Total Environment*, vol. 698, p. 134168, 2020, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134168.
- [6] D. L. Alonso, S. Latorre, E. Castillo, and P. F. B. Brandão, “Environmental occurrence of arsenic in Colombia : A review,” *Environmental Pollution*, vol. 186, pp. 272–281, 2014, doi: 10.1016/j.envpol.2013.12.009.
- [7] O. G. Adetunji, P. E. Etusim, and S. N. Umeham, “Human Health Risk Assessment of Some Heavy Metals in Eme River, Umuahia, Abia State, Nigeria,” *Journal of Bioresource Management*, vol. 10, no. 3, 2023.
- [8] A. Elwaleed *et al.*, “Human Health Risk Assessment from Mercury-Contaminated Soil and Water in Abu Hamad Mining Market, Sudan,” *Toxics*, vol. 12, no. 2, pp. 1–16, 2024, doi: 10.3390/toxics12020112.
- [9] N. Saha, M. S. Rahman, M. B. Ahmed, J. L. Zhou, H. H. Ngo, and W. Guo, “Industrial metal pollution in water and probabilistic assessment of human health risk,” *Journal of Environmental Management*, vol. 185, pp. 70–78, Jan. 2017, doi: 10.1016/j.jenvman.2016.10.023.
- [10] P. C. S. Carvalho, A. M. R. Neiva, M. M. V. G. Silva, and A. C. T. Santos, “Human health risks in an old gold mining area with circum-neutral drainage, central Portugal,” *Environmental Geochemistry and Health*, vol. 39, no. 1, pp. 43–62, 2017, doi: 10.1007/s10653-016-9806-4.
- [11] J. S. Lee, H. T. Chon, and K. W. Kim, “Human risk assessment of As, Cd, Cu and Zn in the abandoned metal mine site,” *Environmental Geochemistry and Health*, vol. 27, no. 2, pp. 185–191, 2005, doi: 10.1007/s10653-005-0131-6.
- [12] R. L. Njinga and V. M. Tshivhase, “Major Chemical Carcinogens in Drinking Water Sources: Health Implications Due to Illegal Gold Mining Activities in Zamfara State-Nigeria,” *Exposure and Health*, vol. 11, no. 1, pp. 47–57, 2019, doi: 10.1007/s12403-017-0265-7.
- [13] M. Amengual, “Buying stability: The distributive outcomes of private politics in the Bolivian mining industry,” *World Development*, vol. 104, pp. 31–45, 2018, doi: 10.1016/j.worlddev.2017.11.008.
- [14] L. Casso-Hartmann *et al.*, “Water pollution and environmental policy in artisanal

- gold mining frontiers: The case of La Toma, Colombia,” *Advances in Colloid and Interface Science*, p. 102122, 2020, doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.158417.
- [15] F. F. do Carmo *et al.*, “Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context,” *Perspectives in Ecology and Conservation*, vol. 15, no. 3, pp. 145–151, 2017, doi: 10.1016/j.pecon.2017.06.002.
 - [16] Z. Castilhos *et al.*, “Human exposure and risk assessment associated with mercury contamination in artisanal gold mining areas in the Brazilian Amazon,” *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 22, pp. 11255–11264, 2015, doi: 10.1007/s11356-015-4340-y.
 - [17] J. E. López, J. F. Marín, and J. F. Saldarriaga, “Assessing pollution degree and human health risks from hazardous element distribution in soils near gold mines in a Colombian Andean region: correlation with phytotoxicity biomarkers,” *Chemosphere*, p. 142471, May 2024, doi: 10.1016/j.chemosphere.2024.142471.
 - [18] B. Pavilonis, J. Grassman, G. Johnson, Y. Diaz, and J. Caravanos, “Characterization and risk of exposure to elements from artisanal gold mining operations in the Bolivian Andes,” *Environmental Research*, vol. 154, no. August 2016, pp. 1–9, 2017, doi: 10.1016/j.envres.2016.12.010.
 - [19] O. J. R. Baena, G. Aristizábal, M. S. Pimentel, C. A. Flórez, and C. E. Argumedo, “Waste Management and the Elimination of Mercury in Tailings from Artisanal and Small-Scale Gold Mining in the Andes Municipality of Antioquia, Colombia,” *Mine Water and the Environment*, vol. 40, no. 1, pp. 250–256, Mar. 2021, doi: 10.1007/S10230-020-00728-0.
 - [20] A. Corzo and N. Gamboa, “Environmental impact of mining liabilities in water resources of Parac micro-watershed, San Mateo Huanchor district, Peru,” *Environment, Development and Sustainability*, vol. 20, no. 2, pp. 939–961, 2018, doi: 10.1007/s10668-016-9899-z.
 - [21] M. Custodio, W. Cuadrado, R. Peñaloza, R. Montalvo, S. Ochoa, and J. Quispe, “Human risk from exposure to heavy metals and arsenic in water from rivers with mining influence in the Central Andes of Peru,” *Water (Switzerland)*, vol. 12, no. 7, 2020, doi: 10.3390/w12071946.
 - [22] V. Damme, C. Hamel, A. Ayala, L. Bervoets, and P. Andre, “Macroinvertebrate community response to acid mine drainage in rivers of the High Andes (Bolivia) r,” *Environmental Pollution*, vol. 156, no. 2008, pp. 1061–1068, 2020, doi: 10.1016/j.envpol.2008.04.018.
 - [23] E. S. de Souza *et al.*, “Assessment of risk to human health from simultaneous exposure to multiple contaminants in an artisanal gold mine in Serra Pelada, Pará, Brazil,” *Science of the Total Environment*, vol. 576, pp. 683–695, 2017, doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.10.133.
 - [24] A. Mohammadpour *et al.*, “Assessment of Drinking Water Quality and Identifying Pollution Sources in a Chromite Mining Region,” *Journal of Hazardous Materials*, p. 125848, 2024, doi: 10.1016/j.applanim.2022.105596.
 - [25] D. Romero-Estévez, G. S. Yáñez-Jácome, and H. Navarrete, “Non-essential metal contamination in Ecuadorian agricultural production: A critical review,” *Journal of Food Composition and Analysis*, vol. 115, no. August 2022, 2023, doi: 10.1016/j.jfca.2022.104932.
 - [26] USDoE, “RAIS: Risk Assessment Information System,” 2024.
 - [27] K. H. Hama Aziz, F. S. Mustafa, K. M. Omer, S. Hama, R. F. Hamarawf, and K. O. Rahman, “Heavy metal pollution in the aquatic environment: efficient and low-cost removal approaches to eliminate their toxicity: a review,” *RSC Advances*, vol.

- 13, no. 26, pp. 17595–17610, 2023, doi: 10.1039/d3ra00723e.
- [28] J. O. Straub, “Aquatic environmental risk assessment for human use of the old antibiotic sulfamethoxazole in Europe,” *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 35, no. 4, pp. 767–779, 2016, doi: 10.1002/etc.2945.
 - [29] R. González-Vásquez, M. J. García-Martínez, and D. Bolonio, “Investigation of Gold Recovery and Mercury Losses in Whole Ore Amalgamation: Artisanal Gold Mining in Nambija, Ecuador,” *Minerals*, vol. 13, no. 11, 2023, doi: 10.3390/min13111396.
 - [30] E. Peña Carpio and J. M. Menendez-Aguado, “Environmental study of gold mining tailings in the Ponce Enriquez mining area (Ecuador),” *DYNA*, vol. 83, no. 195, pp. 237–245, Feb. 2016, doi: 10.15446/dyna.v83n195.51745.
 - [31] V. Ruiz, “Ecuador reports tailings dam breach in Azuay province,” *Mining.com*, 2020.
 - [32] C. Sierra, O. Ruíz-Barzola, M. Menéndez, J. R. Demey, and J. L. Vicente-Villardón, “Geochemical interactions study in surface river sediments at an artisanal mining area by means of Canonical (MANOVA)-Biplot,” *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 175, pp. 72–81, Apr. 2017, doi: 10.1016/J.GEXPLO.2017.01.002.
 - [33] M. M. Veiga, D. Nunes, B. Klein, J. A. Shandro, P. C. Velasquez, and R. N. Sousa, “Mill leaching: a viable substitute for mercury amalgamation in the artisanal gold mining sector?,” *Journal of Cleaner Production*, vol. 17, no. 15, pp. 1373–1381, 2009, doi: 10.1016/j.jclepro.2009.03.012.
 - [34] C. Mestanza-Ramón *et al.*, “Human health risk assessment due to mercury use in gold mining areas in the Ecuadorian Andean region,” *Chemosphere*, vol. 344, no. October, 2023, doi: 10.1016/j.chemosphere.2023.140351.
 - [35] C. Mestanza-Ramón *et al.*, “Assessment of Hg pollution in stream waters and human health risk in areas impacted by mining activities in the Ecuadorian Amazon,” *Environmental Geochemistry and Health*, no. 0123456789, 2023, doi: 10.1007/s10653-023-01597-6.
 - [36] D. Angamarca and L. Valarezo, “Determinación de la contaminación del recurso hídrico provocado por la actividad minera en la cuenca alta del Río Santa Rosa, provincia de El Oro,” Universidad Politécnica Salesiana, 2020.
 - [37] D. Capa-Sarango and A. Valdivieso-Palma, “Categorización y gestión del riesgo asociado a la presencia de metales pesados en el cantón Santa Rosa, El Oro,” Escuela Superior Politécnica del Litoral, 2019.
 - [38] J. G. Cuevas *et al.*, “Spatial distribution and pollution evaluation in dry riverbeds affected by mine tailings,” *Environmental Geochemistry and Health*, no. 0123456789, 2023, doi: 10.1007/s10653-022-01469-5.
 - [39] Y. Huang, R. Zuo, J. Li, J. Wu, Y. Zhai, and Y. Teng, “The Spatial and Temporal Variability of Groundwater Vulnerability and Human Health Risk in the Limin District, Harbin, China,” *Water*, vol. 10, no. 6, p. 686, May 2018, doi: 10.3390/w10060686.
 - [40] J. Ma *et al.*, “Spatial distribution , sources , and risk assessment of potentially toxic elements in cultivated soils using isotopic tracing techniques and Monte Carlo simulation,” *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 259, no. February, p. 115044, 2023, doi: 10.1016/j.ecoenv.2023.115044.
 - [41] V. Carranza, “La gestión integral de los recursos hídricos y su incidencia en el desarrollo económico y social de la región La Libertad,” *Revista IECOS*, vol. 17, pp. 121–158, 2021, doi: 10.21754/iecos.v17i0.1272.
 - [42] A. Elozegi, A. Basaguren, and J. Pozo, “A functional approach to the ecology of

- Atlantic Basque streams The ecology of the Iberian inland waters: Homage to Ramon Margalef,” vol. 25, no. 2, pp. 123–134, 2006, [Online]. Available: www.eustat.es
- [43] J. Menéndez and S. Muñoz, “Water and soil contamination from mining tailings,” *Paideia*, vol. 11, no. 1, pp. 1–16, 2021, doi: 10.31381/paideia.v11i1.3622.
- [44] C. F. da Silva, E. A. Pereira, M. de A. R. Carvalho, L. M. T. Rosa, W. G. Botero, and L. C. de Oliveira, “Análise de elementos potencialmente tóxicos em águas e sedimentos do rio Sorocaba subsequente a sua recuperação ambiental,” *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista*, vol. 20, no. 1, pp. 140–155, 2024, doi: 10.17271/1980082720120244297.
- [45] E. Rocío, I. Royman, D. Ramírez, E. Antonio, and S. Ortiz, “Humano Mediante Indicadores Fisicoquímicos Y Microbiológicos En El Río Algodonal,” vol. 09, pp. 131–141, 2015.
- [46] R. Oviedo-Anchundia, E. Moina-Quimí, J. Naranjo-Morán, and M. Barcos-Arias, “Contamination by heavy metals in the south of Ecuador associated to the mining activity,” *Revista Bionatura*, vol. 2, no. 4, pp. 437–441, 2017, doi: 10.21931/RB/2017.02.04.5.
- [47] T. Orbe, “Hallan metales pesados en ríos amazónicos de Ecuador,” 2020. <https://www.scidev.net/americas-latina/news/hallan-metales-pesados-en-rios-amazonicos-de-ecuador>
- [48] E. F. S. Authority, “Environmental Risk Assessment (ERA).” https://www.efsa.europa.eu/en/glossary/environmental-risk-assessment-era?utm_source=chatgpt.com
- [49] E. Galarza *et al.*, “Human health risk assessment of metals and metalloids in mining areas of the Northeast Andean foothills of the Ecuadorian Amazon,” *Integrated Environmental Assessment and Management*, vol. 19, no. 3, pp. 706–716, 2023, doi: 10.1002/ieam.4698.
- [50] I. Passarelli *et al.*, “Risks to Human Health from the Consumption of Water from Aquifers in Gold Mining Areas in the Coastal Region of Ecuador,” *Resources*, vol. 13, pp. 1–18, 2024, doi: 10.3390/toxics12050323.
- [51] INEC, “Fascículo provincial El Oro,” *Instituto Nacional de Estadística y Censo*, vol. 4, p. 8, 2010, [Online]. Available: https://www.ecuadorencifras.gob.ec/wp-content/descargas/Manu-lateral/Resultados-provinciales/el_oro.pdf
- [52] INAMHI, “Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología – INAMHI,” 2024. <https://www.inamhi.gob.ec/> (accessed Aug. 30, 2024).
- [53] Conali, “Geoportal de Catastro Minero,” 2020. <https://arcmineria.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=27bfda03ce4342b3834a27010da857e5> (accessed Sep. 26, 2024).
- [54] A. Pardo-Loaiza, “Análisis de la contaminación por metales pesados en el río Santa Rosa como fuente de abastecimiento de AAPP de la ciudad de Santa Rosa, provincia de El Oro,” Universidad de Machala (UTMACH), 2015.
- [55] T. John, E. E. Scherer, V. Schenk, P. Herms, R. Halama, and D. Garbe-Schönberg, “Subducted seamounts in an eclogite-facies ophiolite sequence: The Andean Raspas Complex, SW Ecuador,” *Contributions to Mineralogy and Petrology*, vol. 159, no. 2, pp. 265–284, 2010, doi: 10.1007/s00410-009-0427-0.
- [56] INIGEMM, “Hoja Geologica Santa Rosa,” 2017.
- [57] MAE-TULSMA, “Texto Unificado de Legislación Secundaria Medio Ambiental. Ministerio de Ambiente de Ecuador,” Quito, 2015.
- [58] USEPA, “Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS) Volume III (Part A). Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment,” Washington, DC, 2001.

- [59] USEPA, “Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E). Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment,” Washington, DC, 2004.
- [60] P. Kaur, J. Stoltzfus, and V. Yellapu, “Descriptive statistics,” *International Journal of Academic Medicine*, vol. 4, no. 1, p. 60, 2018, doi: 10.4103/IJAM.IJAM_7_18.
- [61] G. Belle, Y. Schoeman, and P. Oberholster, “Potential Toxic-Element Pollution in Surface Water and Its Implications for Aquatic and Human Health: Source–Pathway–Receptor Model,” *Water (Switzerland)*, vol. 15, no. 17, pp. 1–22, 2023, doi: 10.3390/w15173100.
- [62] K. P. Dandge and S. S. Patil, “Spatial distribution of ground water quality index using remote sensing and GIS techniques,” *Applied Water Science*, vol. 12, no. 1, pp. 1–18, Jan. 2022, doi: 10.1007/S13201-021-01546-7/FIGURES/5.
- [63] G. Q. Tabios and J. D. Salas, “A Comparative Analysis of Techniques for Spatial Interpolation of Precipitation,” *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, vol. 21, no. 3, pp. 365–380, Jun. 1985, doi: 10.1111/J.1752-1688.1985.TB00147.X.
- [64] D. Helard, S. Indah, and M. Wilandari, “Spatial Variation of Electrical Conductivity, Total Suspended Solids, and Total Dissolved Solids in the Batang Arau River, West Sumatera, Indonesia,” *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, vol. 1041, no. 1, p. 012027, Jan. 2021, doi: 10.1088/1757-899X/1041/1/012027.
- [65] P. Pedreros *et al.*, “Comportamiento térmico en ríos mediterráneos andinos de la zona centro-sur de Chile,” *Limnetica*, no. 32, pp. 87–96, Jun. 2013, doi: 10.23818/LIMN.32.09.
- [66] W. Beita-Sandí and M. Barahona-Palomo, “Físico-química de las aguas superficiales de la Cuenca del río Rincón, Península de Osa, Costa Rica,” *UNED Research Journal*, vol. 2, no. 2, pp. 157–179, 2010, doi: 10.22458/urj.v2i2.156.
- [67] H. Instruments, “Relación existente entre la conductividad y los sólidos totales disueltos.” <https://www.hannainst.es/blog/234/cual-es-la-relacion-existente-entre-la-conduc#> (accessed Feb. 20, 2025).
- [68] J. A. Grande, M. L. De La Torre, M. Santisteban, T. Valente, J. P. Fernandez, and E. Pérez-Ostale, “Spatial evolution of an AMD stream in the Iberian Pyrite Belt: Process characterization and control factors on the hydrochemistry,” *Hydrological Sciences Journal*, vol. 61, no. 8, pp. 1503–1511, 2016, doi: 10.1080/02626667.2014.983515.
- [69] E. Garcia-Ordiales *et al.*, “Occurrence and speciation of arsenic and mercury in estuarine sediments affected by mining activities (Asturias, northern Spain),” *Chemosphere*, vol. 198, pp. 281–289, May 2018, doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2018.01.146.
- [70] A. C. González-Valoys *et al.*, “Ecological and health risk assessments of an abandoned gold mine (Remance, Panama): Complex scenarios need a combination of indices,” *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 18, no. 17, p. 9369, Sep. 2021, doi: 10.3390/IJERPH18179369/S1.
- [71] A. C. González-Valoys *et al.*, “Environmental challenges related to cyanidation in Central American gold mining; the Remance mine (Panama),” *Journal of Environmental Management*, vol. 302, p. 113979, Jan. 2022, doi: 10.1016/J.JENVMAN.2021.113979.
- [72] Y. Pan *et al.*, “Spatial and temporal variations of Cu and Cd mobility and their controlling factors in pore water of contaminated paddy soil under acid mine

- drainage: A laboratory column study,” *The Science of the total environment*, vol. 792, Oct. 2021, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2021.148523.
- [73] L. Palleiro, M. L. Rodríguez-Blanco, M. M. Taboada-Castro, and M. T. Taboada-Castro, “Dissolved and Particulate Metals in the Mero River (NW Spain): Factors affecting Concentrations and Load during Runoff Events,” *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, vol. 43, no. 1–2, pp. 88–94, Jan. 2012, doi: 10.1080/00103624.2011.638528.
- [74] C. Bini and J. Bech, “PHEs, environment and human health: Potentially harmful elements in the environment and the impact on human health,” *PHEs, Environment and Human Health: Potentially Harmful Elements in the Environment and the Impact on Human Health*, pp. 1–467, Jan. 2014, doi: 10.1007/978-94-017-8965-3.
- [75] J. García-Pérez, D. Gómez-Barroso, I. Tamayo-Uria, and R. Ramis, “Methodological approaches to the study of cancer risk in the vicinity of pollution sources: The experience of a population-based case-control study of childhood cancer,” *International Journal of Health Geographics*, vol. 18, no. 1, pp. 1–18, May 2019, doi: 10.1186/S12942-019-0176-X/FIGURES/3.
- [76] V. D. Martinez, D. D. Becker-Santos, E. A. Vucic, S. Lam, and W. L. Lam, “Induction of Human Squamous Cell-Type Carcinomas by Arsenic,” *Journal of Skin Cancer*, vol. 2011, no. 1, p. 454157, Jan. 2011, doi: 10.1155/2011/454157.
- [77] K. S. Mohammed Abdul, S. S. Jayasinghe, E. P. S. Chandana, C. Jayasumana, and P. M. C. S. De Silva, “Arsenic and human health effects: A review,” *Environmental Toxicology and Pharmacology*, vol. 40, no. 3, pp. 828–846, Nov. 2015, doi: 10.1016/J.ETAP.2015.09.016.
- [78] M. C. Silva Faria *et al.*, “Arsenic in Mining Areas: Environmental Contamination Routes,” *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2023, Vol. 20, Page 4291, vol. 20, no. 5, p. 4291, Feb. 2023, doi: 10.3390/IJERPH20054291.
- [79] D. Ramírez Ortega *et al.*, “Cognitive impairment induced by lead exposure during lifespan: Mechanisms of lead neurotoxicity,” *Toxics*, vol. 9, no. 2, pp. 1–30, 2021, doi: 10.3390/toxics9020023.
- [80] C. Mestanza-Ramón *et al.*, “Human health risk assessment due to mercury use in gold mining areas in the Ecuadorian Andean region,” *Chemosphere*, vol. 344, no. June, 2023, doi: 10.1016/j.chemosphere.2023.140351.

APÉNDICE

Apéndice 1 Concentración de elementos potencialmente tóxicos (EPT) mediante campañas de muestreo

<i>Época</i>	<i>COD</i>	<i>Al (μg L⁻¹)</i>	<i>As (μg L⁻¹)</i>	<i>Cd (μg L⁻¹)</i>	<i>Co (μg L⁻¹)</i>	<i>Cu (μg L⁻¹)</i>	<i>Fe (μg L⁻¹)</i>	<i>Mn (μg L⁻¹)</i>	<i>Zn (μg L⁻¹)</i>
<i>LMP</i>	-	100	50	1	200	5	300	100	30
RS-2021	SW01	25.35	4.50	0.18	0.87	3.54	32.87	32.01	22.82
	SW02	141.59	16.61	0.06	0.49	6.21	15.42	69.04	12.06
	SW03	16.21	2.23	0.15	0.03	1.69	8.94	1.09	7.69
	SW04	35.86	1.49	0.73	19.71	39.19	72.85	97.01	32.68
	SW05	701.67	1.28	2.49	15.08	1039.91	16.22	169.84	220.86
	SW06	62.27	8.22	1.95	2.98	3.30	47.12	208.55	151.29
	SW07	10.71	3.72	0.05	0.12	3.62	46.85	9.37	9.85
	SW08	6.83	2.93	0.01	0.05	2.35	8.47	1.43	5.30
	SW09	13.34	3.62	0.05	1.00	3.95	16.78	9.11	14.29
	SW10	16.96	5.34	0.08	1.00	3.28	26.65	6.12	5.58
	SW11	11.62	5.54	0.03	0.05	3.02	20.23	5.21	7.14
	SW12	12.51	5.73	0.02	0.03	2.95	28.26	5.61	4.84
	SW13	16.48	6.47	0.08	0.09	3.21	83.69	7.81	10.60
	SW14	13.93	6.30	0.03	0.05	3.07	36.51	5.39	6.72
	SW15	11.97	7.44	0.05	0.03	2.62	28.59	5.88	6.18
	SW16	11.57	7.40	0.01	0.02	2.54	26.91	0.92	4.63
	SW18	24.64	8.56	0.01	0.03	2.73	39.13	8.68	5.06
	SW19	25.54	8.40	0.01	0.03	2.44	40.07	8.71	4.56
	SW20	1242.55	6.51	3.15	18.67	1317.09	196.98	266.43	265.68

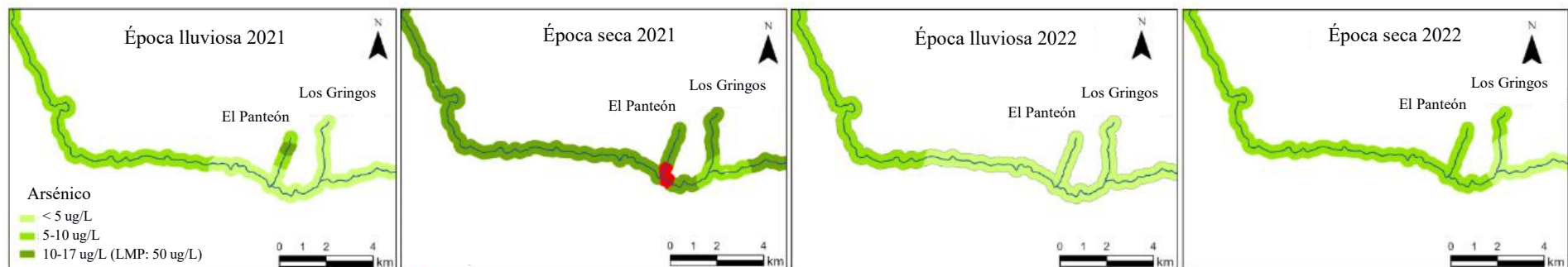
	SW21	28.74	2.09	0.10	0.06	1.99	19.24	2.55	3.42
	SW22	344.96	1.45	11.92	11.36	45.41	232.10	443.87	788.83
	SW23	76.34	4.67	0.10	0.25	8.07	54.27	17.33	9.71
	SW24	102.98	6.45	0.06	0.22	8.16	87.85	18.70	6.03
	SW25	112.83	6.27	0.06	0.18	7.90	92.56	17.57	7.79
	SW26	201.25	6.89	0.04	0.19	8.54	156.70	14.62	9.52
	SW27	218.25	7.42	0.04	0.18	8.28	179.77	11.25	7.25
	SW28	191.56	7.25	0.05	0.15	7.63	155.62	9.98	6.78
	SW29	40.50	1.19	1.33	6.19	155.59	44.06	85.61	116.34
	SW30	27.73	0.42	1.38	6.25	170.00	9.10	86.75	108.56
	SW31	42.23	0.79	1.45	6.69	178.64	26.27	91.52	114.61
	SW32	2781.40	2.30	27.24	50.92	658.80	55.00	1392.42	2016.37
	SW33	2692.84	2.58	26.43	45.42	604.52	31.36	1269.16	1928.30
	SW34	2723.42	2.64	26.52	44.06	618.50	50.68	1236.64	1920.15
DS-2021	SW05	11.76	4.92	0.52	0.77	21.34	6.20	32.10	39.19
	SW06	100.67	57.25	2.50	0.24	4.90	163.01	61.32	45.44
	SW08	31.82	6.44	0.03	0.04	2.25	3.07	6.35	3.76
	SW09	12.42	5.62	0.05	0.02	2.26	13.18	2.41	4.62
	SW10	25.99	16.07	0.04	0.05	3.13	3.33	6.97	3.31
	SW12	78.12	32.96	0.10	0.11	6.00	5.61	10.58	5.87
	SW13	14.10	11.65	0.02	0.05	3.07	9.59	2.43	3.93
	SW15	87.25	32.52	0.22	0.18	6.02	7.77	23.97	11.62
	SW21	26.30	4.83	0.08	0.03	1.68	2.31	5.14	4.25
	SW22	74.57	60.06	1.28	0.43	4.56	63.77	117.38	15.77
	SW24	56.86	14.88	0.16	0.06	3.46	32.91	6.37	13.82
	SW25	20.34	11.29	0.02	0.04	2.74	17.03	3.03	3.30
	SW26	19.44	11.32	0.02	0.03	2.60	12.40	2.20	2.94

	SW27	21.26	9.43	0.03	0.04	2.52	12.92	4.12	3.81
	SW28	12.13	18.24	0.02	0.08	4.10	9.71	7.36	2.33
RS-2022	SW01	201.92	1.91	2.46	11.12	906.30	40.10	173.23	301.67
	SW02	258.68	1.52	2.37	11.42	902.66	17.15	170.18	251.56
	SW03	408.47	2.31	3.10	12.09	1061.03	26.94	182.46	299.81
	SW04	518.14	2.39	3.07	12.70	1112.43	20.91	184.21	286.66
	SW05	504.95	2.37	3.13	12.09	1037.92	28.27	181.13	310.78
	SW06	40.90	2.94	0.09	0.25	15.82	24.68	7.80	42.22
	SW07	59.96	4.72	6.85	8.72	9.47	32.62	413.44	440.23
	SW08	35.13	2.52	6.09	8.20	11.78	21.36	363.53	458.27
	SW09	39.86	2.33	5.98	8.15	10.53	23.38	362.20	417.17
	SW10	27.19	2.84	6.05	8.87	10.76	15.03	408.85	436.46
	SW11	15.18	1.97	5.90	8.39	8.65	6.42	384.33	423.48
	SW12	50.96	3.22	0.28	0.43	13.33	39.40	22.68	39.13
	SW13	52.00	5.00	0.24	0.34	11.84	45.64	28.51	51.40
	SW14	83.14	5.17	0.21	0.21	8.60	79.23	17.79	31.13
	SW15	85.22	5.55	0.12	0.20	8.92	78.97	18.63	32.10
	SW16	84.57	5.74	0.27	0.22	10.10	82.00	18.96	73.88
	SW17	106.86	6.59	0.09	0.09	7.88	115.48	9.06	23.60
	SW18	91.16	6.70	0.35	0.09	7.26	103.63	10.28	31.47
	SW19	98.31	6.76	0.11	0.13	9.20	108.96	10.95	40.99
	SW20	88.50	6.80	0.06	0.09	7.00	113.67	10.57	23.88
DS-2022	SW01	169.17	1.39	2.69	10.64	63.77	10.99	414.87	247.19
	SW02	305.19	1.48	3.24	11.36	116.70	17.59	427.59	264.77
	SW03	236.36	1.32	2.85	10.00	118.50	11.33	374.66	252.52
	SW04	291.79	1.84	3.30	10.38	145.81	8.81	386.18	267.07
	SW05	5.11	2.40	0.14	0.15	2.76	9.12	1.76	17.54
	SW06	5.58	2.07	0.08	0.26	2.61	5.05	1.33	11.81
	SW07	19.28	2.19	0.17	0.12	3.67	8.48	6.71	12.99

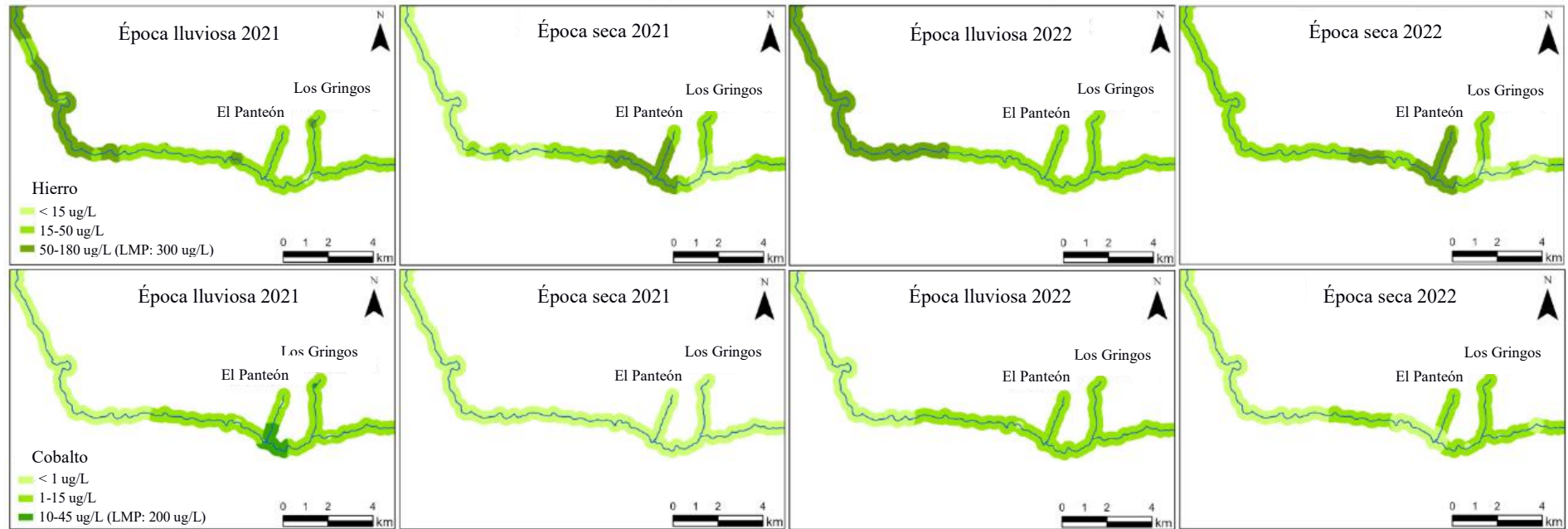
	SW08	15.52	6.54	0.16	0.14	3.64	19.20	2.83	12.31
	SW09	26.38	9.67	0.08	0.23	5.08	23.66	2.70	23.60
	SW10	17.14	11.67	0.09	0.07	3.69	31.33	2.98	8.07
	SW11	38.66	26.50	1.00	0.16	12.69	147.90	24.90	87.73
	SW12	50.67	27.49	0.53	0.18	4.32	138.09	47.90	55.28
	SW13	33.96	28.27	0.42	0.10	5.12	126.84	39.70	50.67
	SW14	11.42	7.99	0.18	0.04	4.17	21.52	2.36	13.64
	SW15	13.93	10.55	0.13	0.06	4.40	23.87	6.63	21.93

* LMP: Límite máximo permisible de acuerdo con el TULSMA [57].

Apéndice 2 Distribución espacial de los ETP en aguas superficiales del río Santa Rosa y sus afluentes. Las áreas en rojo indican concentraciones superiores a los límites de referencia establecidos por la normativa ecuatoriana.



Apéndice 3 Distribución espacial de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en aguas superficiales del río Santa Rosa y sus afluentes. Los mapas muestran gradientes de concentración en relación con las normas ecuatorianas de calidad ambiental. No se detectaron concentraciones superiores a los límites de referencia.



Apéndice 4 Cociente de riesgo (Cr) para adultos y niños

			HQ_Al	HQ_As	HQ_Cd	HQ_Co	HQ_Cu	HQ_Fe	HQ_Mn	HQ_Zn
Ingestión	Adulto	Min	3.01E-07	7.21E-04	4.33E-06	2.30E-07	4.71E-06	6.47E-06	5.38E-07	7.78E-07
		p50	9.53E-06	1.82E-02	3.87E-04	9.56E-06	1.36E-04	7.59E-05	2.54E-05	1.58E-05
		p95	2.33E-04	1.16E-01	1.97E-02	6.49E-05	1.85E-02	1.11E-02	1.13E-03	5.48E-04
		Max	1.88E-03	6.41E-01	1.40E-01	1.73E-04	7.53E-02	3.79E-02	5.89E-03	4.77E-03
		S.D.	1.50E-04	5.46E-02	1.45E-02	2.36E-05	8.41E-03	4.66E-03	5.83E-04	4.24E-04
	Niños	Min	1.79E-06	2.42E-03	1.14E-05	1.11E-06	1.59E-05	2.00E-05	2.27E-06	2.00E-06
		p50	4.07E-05	7.74E-02	1.64E-03	4.02E-05	5.46E-04	3.11E-04	1.06E-04	6.96E-05
		p95	9.87E-04	5.23E-01	9.17E-02	2.83E-04	7.72E-02	4.44E-02	4.96E-03	2.22E-03
		Max	7.35E-03	2.51E+00	6.72E-01	9.12E-04	4.35E-01	1.71E-01	3.14E-02	2.54E-02
		S.D.	6.21E-04	2.31E-01	6.17E-02	1.05E-04	3.59E-02	1.93E-02	2.76E-03	1.89E-03
Contacto dérmico	Adultos	Min	1.31E-07	3.13E-04	1.88E-06	9.98E-08	8.18E-07	2.81E-06	2.33E-07	2.02E-07
		p50	4.13E-06	7.91E-03	1.68E-04	4.15E-06	2.35E-05	3.29E-05	1.10E-05	4.11E-06
		p95	1.01E-04	5.02E-02	8.56E-03	2.82E-05	3.21E-03	4.81E-03	4.91E-04	1.43E-04
		Max	8.14E-04	2.78E-01	6.06E-02	7.51E-05	1.31E-02	1.65E-02	2.56E-03	1.24E-03
		S.D.	6.53E-05	2.37E-02	6.29E-03	1.02E-05	1.46E-03	2.02E-03	2.53E-04	1.10E-04
	Niños	Min	1.45E-07	1.96E-04	9.21E-07	9.00E-08	5.13E-07	1.61E-06	1.83E-07	9.71E-08
		p50	3.29E-06	6.26E-03	1.33E-04	3.25E-06	1.77E-05	2.52E-05	8.57E-06	3.38E-06
		p95	7.99E-05	4.23E-02	7.42E-03	2.29E-05	2.50E-03	3.59E-03	4.01E-04	1.08E-04
		Max	5.95E-04	2.03E-01	5.43E-02	7.38E-05	1.41E-02	1.39E-02	2.54E-03	1.23E-03
		S.D.	5.03E-05	1.87E-02	4.99E-03	8.51E-06	1.16E-03	1.56E-03	2.23E-04	9.17E-05

Apéndice 5 Receptores de riesgo de cáncer (RC) tanto para adultos como para niños

	Adultos		Niños	
	Ingestión	Contacto dérmico	Ingestión	Contacto dérmico
	CR As	CR As	CR As	CR As
Min	5.93E-07	2.57E-07	3.99E-07	3.23E-08
p50	1.50E-05	6.51E-06	1.27E-05	1.03E-06
p95	9.52E-05	4.13E-05	8.60E-05	6.96E-06
Max	5.27E-04	2.29E-04	4.13E-04	3.34E-05
S.D.	4.49E-05	1.95E-05	3.80E-05	3.08E-06