



UNIVERSIDAD
NACIONAL DE
HUANCVELICA



IMPACTO AMBIENTAL DEL DESFOGUE DE AGUAS Y SEDIMENTOS METÁLICOS EN EL ECOSISTEMA DEL RÍO OPAMAYO - PERÚ

**Luis Quispealaya
Luz Acharte
Amadeo Enríquez
Jeny Asto
Wilmer Castellanos**

DOI: 10.35622/inudi.b.125

Impacto ambiental del desfogue de aguas y sedimentos metálicos en el ecosistema del río Opamayo - Perú

DOI: <https://doi.org/10.35622/inudi.b.125>

Luis Quispealaya

<https://orcid.org/0000-0001-5770-2538>
Universidad Nacional de Huancavelica
luis.quispealaya@unh.edu.pe

Luz Acharte

<https://orcid.org/0000-0001-7717-6408>
Universidad Nacional de Huancavelica
luz.acharte@unh.edu.pe

Amadeo Enríquez

<https://orcid.org/0000-0002-8241-0091>
Universidad Nacional de Huancavelica
amadeo.enriquez@unh.edu.pe

Jeny Asto

<https://orcid.org/0000-0003-4176-6558>
Universidad Nacional de Huancavelica
jeny.asto@unh.edu.pe

Wilmer Castellanos

<https://orcid.org/0000-0001-6243-825X>
Universidad Nacional de Huancavelica
wilmer.castellanos@unh.edu.pe



UNIVERSIDAD NACIONAL DE
HUANCAMELICA



Impacto ambiental del desfogue de aguas y sedimentos metálicos en el ecosistema del río Opamayo - Perú

Autores:

Luis Quispealaya Armas
Luz Marina Acharte Lume
Amadeo Enríquez Donaires
Jeny Maribel Asto Gonzales
Wilmer Castellanos Felipe

Primera edición digital
Publicado en Puno, diciembre de 2023

ISBN: 978-612-5130-18-1 (PDF)

Hecho el depósito legal en la Biblioteca Nacional del Perú N° 2023-12511

Registro de Proyecto Editorial: N° 32101012400019

DOI: <https://doi.org/10.35622/inudi.b.125>

Categoría: Libro de resultado de investigación científica

CONSEJO EDITORIAL

Director: Lic. Sergio Antonio Flores Vargas

Editor Jefe: Eddy Rodrigo Gonzales Huaman

Editores:

Dra. Bethzabe Cotrado Mendoza / Dra. Manuela Daishy Casa Coila / Dr. Edgar Estanislao Mancha Pineda / Dra. Luz Wilfreda Cusi Zamata / MSc. Rebeca Alanoca Gutiérrez / Dr. Wilson Gregorio Sucari Turpo / Dra. Yolanda Lujano Ortega / Dra. Sheyla Lenna Cervantes Alagón / Dra. Dometila Mamani Jilaja / Dr. Peregrino Melinton Lopez Paz / Dra. Nina Eleonor Vizcarra Herles / Mg. Lourdes Antonieta López Cueva / Dr. Carlos Alfredo Castro Quispe / Dr. Edgar Darío Callohuanca Avalos / Dra. Diana Águeda Vargas Velásquez / MSc. Yésica Dominga Díaz Vilcanqui / Dra. Tania Carola Padilla Cáceres / Patty Samanta Aza Suaña / Lic. Leydi Gabriela Ramos Ramos.

Edición de:

Instituto Universitario de Innovación Ciencia y Tecnología Inudi Perú S.A.C.

Urb. Ciudad Jardín Mz. B3 Lt. 2, Puno - Perú

RUC: 20608044818

Email: editorial@inudi.edu.pe / info@inudi.edu.pe

Teléfono: +51 973668341

Sitio web: <https://editorial.inudi.edu.pe>

Universidad Nacional de Huancavelica

Av. Agricultura N° 319 - 321. Sector - Paturpampa, Huancavelica - Perú

RUC: 20168014962

Email: tramitedocumentario@unh.edu.pe

Teléfono: 067- 451551

Sitio web: <https://www.unh.edu.pe/>

Financiamiento: Universidad Nacional de Huancavelica

Publicado en Perú / Posted in Peru



Esta obra está bajo una licencia CC BY-NC-SA 4.0 DEED Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional

Evaluación de contenido: Esta obra ha sido evaluada por pares doble ciego, aprobada por el Consejo Editorial del Instituto Universitario de Innovación Ciencia y Tecnología Inudi Perú y editada bajo procedimientos que garantizan su normalización.

Los autores son moral y legalmente responsables de la información expresada en este libro, así como del respeto a los derechos de autor; por lo tanto, no comprometen en ningún sentido a la editorial.

Declaración conflictos de interés:

Los autores de esta publicación declaran la inexistencia de conflictos de interés de cualquier índole con instituciones o asociaciones comerciales.

Financiamiento:

Publicación financiada por la Universidad Nacional de Huancavelica como resultado de un concurso promovido por el Vicerrectorado de Investigación, durante el año fiscal 2023.

Información adicional:

Este libro es resultado de una investigación original (inérita) promovida por el Fondo de Apoyo Económico a los Docentes Investigadores (FAEDI) de la Universidad Nacional de Huancavelica.



Director Ejecutivo

Dr. Wilson Gregorio Sucari Turpo

Director Académico

Lic. Sergio Antonio Flores Vargas

Director de Investigación

Dr. Pedro Carlos Huayanca Medina

Director de Innovación y Transferencia Tecnológica

Ing. Erika Romero Santisteban

Revisores Pares Externos

Se encuentra en el siguiente enlace:

<https://editorial.inudi.edu.pe/index.php/editorialinudi/about/editorialTeam>



EDITORIAL INSTITUTO UNIVERSITARIO DE INNOVACIÓN
CIENCIA Y TECNOLOGÍA INUDI PERÚ S.A.C.

— INDEXADA EN DOAB, DIALNET, WORLDCAT, JISC, REDIB, SCILIT, OPENDOAR, SHERPA/ROMEO—
CÓD. DE SELLO EDITORIAL.: 978-612-48813

DECLARACIÓN JURADA

Nosotros, los abajo firmantes, en calidad de autores de la investigación científica titulada "Influencia del desfogue de aguas y sedimentos metálicos embalsados al ecosistema del río Opamayo - Perú", que será publicada en la Editorial Instituto Universitario de Innovación Ciencia y Tecnología Inudi Perú, hacemos constar mediante la presente declaración jurada lo siguiente:

- Declaramos que el libro es el resultado de una investigación científica realizada bajo nuestra dirección y supervisión, y que todo el contenido del mismo es fruto de nuestro trabajo original y creativo.
- Afirmamos que todas las ideas, teorías, conceptos, metodologías, resultados, conclusiones y cualquier otro contenido expresado en el libro son producto de nuestra autoría y están respaldados por los hallazgos obtenidos en la investigación, así como por la rigurosidad científica empleada en el proceso.
- Dejamos constancia que no hemos incurrido en plagio, es decir, no hemos copiado ni utilizado sin atribución adecuada ninguna obra, trabajo o investigación de terceros que pudiera comprometer la originalidad de los contenidos aquí presentados.
- Garantizamos que cualquier cita, referencia o mención a trabajos, publicaciones o aportes de otros autores ha sido adecuadamente reconocida y citada en el texto y en la bibliografía del libro, siguiendo las normas y prácticas aceptadas en el ámbito académico y científico.
- Nos comprometemos a asumir la responsabilidad de cualquier controversia que pudiera surgir relacionada con la originalidad del contenido presentado en este libro y a colaborar con el Instituto Universitario de Innovación Ciencia y Tecnología Inudi Perú para resolver cualquier inquietud al respecto.
- Autorizamos al Instituto Universitario de Innovación Ciencia y Tecnología Inudi Perú a publicar y distribuir el libro bajo los términos y condiciones que se acuerden, manteniendo siempre los créditos y reconocimientos a nuestra autoría.
- Reconocemos que cualquier incumplimiento de estas declaraciones o de los principios éticos y académicos en la elaboración de este libro puede acarrear consecuencias legales y afectar nuestra reputación como investigadores.


LUIS QUISPEALAYA ARMAS
D.N.I.: 20099116


Amadeo Enriquez Donaire.
D.N.I. No 20096647.


Wilmer Castellanos Felipe
DNI: 70308160

Fecha: 12 diciembre 2023


Luz Marmor Acharito Lume
DNI: 21836979


JENY MARIBEL ASTO GONZALEZ
DNI: 47791060

Contribución de autores

Nombre del autor	Rol	Descripción
Luis Quispealaya (Autor Principal)	Conceptualización, administración y control del proyecto, Escritura - Borrador original, Escritura - Revisión y edición, investigación	Lideró la investigación en equipo, con acción multidisciplinaria y producción hacia la cima de los objetivos, creatividad de ideas inéditas rompiendo reglas hacia la posible solución de problemas, lógicas encuadradas a las variables del tema en consideración; toma de datos en campo; revisiones bibliográficas y adaptación de consolidados del marco teórico, generación activa de soluciones creativas.
Luz Acharte (Coautor)	Conceptualización, metodología, análisis formal, investigación, contribución del marco teórico del proyecto.	Contribución con el equipo de investigación, definió los objetivos del estudio, recopiló los datos, analizó los resultados y redacción del manuscrito.
Amadeo Enríquez (Coautor)	Conceptualización, metodología, recursos, escritura - borrador original.	Proporcionó los materiales de laboratorio necesarios para las pruebas, diseñó el método de la investigación, contribuyó en la redacción.
Jeny Asto (Coautor)	Análisis formal, investigación, recursos, visualización.	Participó en los análisis de laboratorio, estadísticos y las pruebas diferenciales de las hipótesis, proporcionó los materiales necesarios para la síntesis de datos, generó la presentación de tablas y figuras.
Wilmer Castellanos (Coautor)	Conceptualización, metodología, validación, investigación.	Formulación de ideas, Desarrollo y/o diseño de la metodología, otros productos de la investigación, evidencias, asesoría del equipo principal.

EDITORIAL INSTITUTO UNIVERSITARIO DE INNOVACIÓN
CIENCIA Y TECNOLOGÍA INUDI PERÚ S.A.C.

— INDEXADA EN DOAB, DIALNET, WORLDCAT, JISC, REDIB, SCILIT, OPENDOAR, SHERPA/ROMEO—
CÓD. DE SELLO EDITORIAL.: 978-612-48813

CONSTANCIA

de revisión por el Comité de Ética

Yo, **Lic. Leydi Gabriela Ramos Ramos** en calidad de Presidente del Comité de Ética del Instituto Universitario de Innovación Ciencia y Tecnología Inudi Perú, hago constar que el Comité de Ética de Publicación de Libros resultado de investigación científica, ha evaluado el proceso de publicación del libro titulado "**Impacto ambiental del desfogue de aguas y sedimentos metálicos en el ecosistema del río Opamayo - Perú**", con ISBN **978-612-5130-18-1** presentado por los autores **Luis Quispealaya Armas, Luz Marina Acharte Lume, Amadeo Enríquez Donaires, Jeny Maribel Asto Gonzales, Wilmer Castellanos Felipe** y ha determinado que dicho proceso cumple con los principios éticos y las normas establecidas para la publicación de investigaciones científicas.

Del mismo modo, el informe de similitud generado por el software Turnitin arrojó los siguientes resultados:

El porcentaje total de similitud del libro es de **19%** el cual está dentro de los límites establecidos por las políticas de originalidad de nuestra institución para trabajos de investigación.

Se expide la presente para fines que los autores crean por conveniente.

Dado en Puno – Perú, 5/02/2024 09:25:08



Firmado digitalmente por RAMOS
RAMOS LEYDI GABRIELA FIR 70940654
hard
Fecha: 2024.02.05 09:29:49 -05'00'
Versión de Adobe Acrobat Reader:
2023.008.20470

Lic. LEYDI GABRIELA RAMOS RAMOS
Presidente del Comité de Ética

Dedicatoria

A nuestro amigo y colega que en vida fue MSc. Paúl Canta, por haber compartido conocimientos en nuestro vivir con humildad académica.

Que nadie se quede afuera: ¡Los dedicamos a todos los intelectuales por iluminar integración, unión, en nuestra familia universitaria de la FIMCA-UNH!

Agradecimientos

Expresamos gratitud a Kaliesca Alanya y Angela Rivera; por sus contribuciones en esta obra intelectual.

Reconocemos la acción dinámica del esfuerzo y talento del equipo investigador; que sin persistencia sería imposible lograr cualquier objetivo; pero también valoramos la gestión de liderazgo de las autoridades de la UNH, muy en particular iniciativas perseverantes de la Vicerrectoría de Investigación; de inculcar inquietud, ánimo, posibilidades de materializar textos o libros, originadas desde nuestras realidades diversas y compartirlas como conocimiento al mundo intelectual en favor de la humanidad.

Manifestamos reconocimiento a los organizadores del XXXIII Aniversario de la Universidad Nacional de Huancavelica, donde como parte de las actividades se expusieron trabajos de investigación, obteniendo el segundo puesto en representación de la Escuela Profesional de Ingeniería de Minas; tal resultado lo plasmamos en este libro.

Contenido

SINOPSIS.....	15
ABSTRACT.....	16
PRÓLOGO.....	17
INTRODUCCIÓN.....	18

CAPÍTULO I

AGUAS Y SEDIMENTOS METÁLICOS EMBALSADOS Y SU IMPACTO EN EL ECOSISTEMA FLUVIAL

1.1 Desfogue de aguas y sedimentos metálicos embalsados.....	21
1.1.1 Problemáticas de desfogue y sedimentos metálicos a nivel mundial .	22
1.1.2 Problemáticas de sedimentos metálicos en ríos peruanos	28
1.2 Toxicidad de metales en el ecosistema fluvial.....	30
1.2.1 Factores exógenos influyentes.....	34
1.3 Fuentes mineras de contaminación.....	37
1.3.1 Categorías de drenajes de aguas mineras.....	37
1.3.2 Drenajes ácidos	39
1.3.3 Inconvenientes de las aguas de mineras	40
1.3.4 Componentes de formación de aguas ácidas	41
1.4 Sedimentación.....	42
1.5 Arsénico	42
1.5.1 Distribución y usos.....	43
1.5.2 Riesgos derivados del metal tóxico arsénico.....	45
1.6 Cadmio.....	50
1.6.1 Distribución y usos.....	51
1.6.2 Metabolismo y acumulación.....	51
1.6.3 Toxicidad aguda	52
1.6.4 Cadmio y cáncer	53
1.7 Plomo.....	53
1.7.1 Riesgos derivados del metal tóxico plomo	54
1.8 Ecosistemas.....	59
1.8.1 Modelos para evitar vertimiento de aguas y sedimentos contaminados por la minería extractiva	59

1.8.2 Modelos para evitar vertimiento de aguas y sedimentos contaminados por la minería extractiva	60
1.8.3 Embalsamiento de vertimientos mineros en forma segura.....	61
1.8.4 Ecosistemas de fluidos naturales de los ríos contaminadas por drenajes de mina	62

CAPÍTULO II

INFLUENCIA DEL DESFOGUE DE AGUAS Y SEDIMENTOS METÁLICOS EMBALSADAS AL ECOSISTEMA DEL RÍO DE OPAMAYO - PERÚ

2.1 Razones de la investigación	65
2.2 Objetivo de la investigación.....	67
2.3 Método, diseño y tipo de investigación	67
2.3.1 Procedimiento metodológico.....	68
2.4 Consideraciones éticas	84
2.5 Resultados de la investigación.....	85
2.5.1 Resultados del análisis de arsénico (As) en agua	85
2.5.2. Resultados del análisis de cadmio (Cd) en agua	88
2.5.3 Resultados del análisis del Plomo (Pb) en agua	91
2.5.4 Resultados del análisis de arsénico (As) en agua	96
2.5.5 Resultados de análisis del cadmio (Cd) en sedimentos.....	99
2.5.6 Resultados de análisis del plomo (Pb) en sedimentos	102
2.6 Discusión de resultados de investigación.....	107

CAPÍTULO III

CONCLUSIONES, RECOMENDACIONES Y REFLEXIONES

3.1 Conclusiones	110
3.2 Recomendaciones	111
3.3 Reflexiones.....	112
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	114
ANEXOS	127

Índice de tablas

Tabla 1 <i>Clasificación de aguas residuales de mina en función al pH agrupadas en seis categorías</i>	38
Tabla 2 <i>Clasificación de drenajes de acuerdo al pH y potencial de acidez/alcalinidad de minerales</i>	38
Tabla 3 <i>Tipos de drenajes de mina</i>	39
Tabla 4 <i>Georreferenciación Google Earth de los puntos de muestreo de agua</i>	68
Tabla 5 <i>Parámetros tomados de los puntos del río Opamayo</i>	69
Tabla 6 <i>Medición de los parámetros físicos del agua en campo</i>	72
Tabla 7 <i>Toma de parámetros físicos de los sedimentos</i>	78
Tabla 8 <i>Resultados del análisis de arsénico (As) en aguas en la semana 1</i>	85
Tabla 9 <i>Resultados del análisis del arsénico (As) en agua en la semana 2</i>	86
Tabla 10 <i>Resultados del análisis de arsénico (As) en agua en la semana 3</i>	87
Tabla 11 <i>Resultado de análisis de Cadmio (Cd) en aguas en la semana 1</i>	88
Tabla 12 <i>Resultado del análisis del Cadmio (Cd) en aguas en la semana 2</i>	89
Tabla 13 <i>Resultado del análisis del Cadmio (Cd) en agua en la semana 3</i>	90
Tabla 14 <i>Resultado de análisis del Plomo (Pb) en agua en la semana 1</i>	91
Tabla 15 <i>Resultado de análisis del plomo (Pb) en el agua en la semana 2</i>	92
Tabla 16 <i>Resultados del análisis del plomo (Pb) en el agua en la semana 3</i>	93
Tabla 17 <i>Consolidado de resultados de análisis de metales y metaloide en muestras de agua</i>	95
Tabla 18 <i>Resultado del análisis de arsénico (As) en sedimentos en la semana 1</i>	96
Tabla 19 <i>Resultado del análisis de arsénico (As) en sedimentos en la semana 2</i>	97
Tabla 20 <i>Resultado del análisis de arsénico (As) en sedimentos en la semana 3</i>	98
Tabla 21 <i>Resultados de análisis del cadmio (Cd) en sedimentos en la semana 1</i>	99
Tabla 22 <i>Resultados de análisis del cadmio (Cd) en sedimentos en la semana 2</i>	100
Tabla 23 <i>Resultados de análisis del cadmio (Cd) en sedimentos en la semana 3</i>	101
Tabla 24 <i>Resultados de análisis del plomo (Pb) en sedimentos en la semana 1</i>	102
Tabla 25 <i>Resultados de análisis del plomo (Pb) en sedimentos en la semana 2</i>	103
Tabla 26 <i>Resultados de análisis del plomo (Pb) en sedimentos en la semana 3</i>	104

Tabla 27 <i>Consolidado de resultados de análisis de metales y metaloide en muestras de sedimentos</i>	106
---	-----

Índice de figuras

Figura 1 Vista panorámica de la poza de relave de CIA Minera Kolpa.	69
Figura 2 Envase debidamente rotulado	70
Figura 3 Enjuague del envase para la muestra de agua que se va a tomar.	71
Figura 4 Toma de un 1 litro de muestra de agua en envase de polietileno a la mitad de la profundidad de la fuente de muestreo	71
Figura 5 Medición de los parámetros físicos del agua en campo con el multiparámetro.	72
Figura 6 Adición de 3 ml ácido nítrico HNO ₃ (1:1), para la preservación de la muestra de agua.	73
Figura 7 Traslado de muestras al laboratorio de la facultad.	73
Figura 8 Tomar 50 ml de muestra (agitada)	74
Figura 9 Trasvasar a tubo de 50 ml.....	75
Figura 10 Adicionar ácido nítrico (HNO ₃) y ácido clorhídrico (HCL).....	75
Figura 11 Colocar en el bloque digestor T°= 85° / 240 minutos.....	76
Figura 12 Retirar en frío, enraizar con agua ultrapura (50ml), Tapar / agitar.	76
Figura 13 Analizar por el equipo de absorción atómica.	77
Figura 14 La toma de muestra se realiza en campo	77
Figura 15 El muestreo se realizó a una profundidad de 30 cm, con un peso de 400 gr. de muestra y rotulado.	78
Figura 16 Identificación de muestra (3 a 5 kilos)	79
Figura 17 Codificación en el laboratorio.....	79
Figura 18 Secado de la muestra a una temperatura de 65°C., en un tiempo de 48 horas	80
Figura 19 Tamizado a malla -200.....	81
Figura 20 Se pesa la muestra de 0.5 a 1 gramo, previamente homogenizado, anotar el peso.	81
Figura 21 Adición de 4 ml de HNO ₃ (c), por las paredes del tubo	82
Figura 22 Colocar en tubo de digestión a 105 °C, hasta la eliminación de vapores nitrosos	83
Figura 23 Dejar sedimentar y filtrar para hacer la lectura en EAA	83

Figura 24	<i>Resultados del análisis de arsénico (As) en aguas en la semana 1</i>	86
Figura 25	<i>Resultados del análisis del arsénico (As) en agua en la semana 2</i>	87
Figura 26	<i>Resultados del análisis de arsénico (As) en agua en la semana 3</i>	88
Figura 27	<i>Resultado de análisis de Cadmio (Cd) en aguas en la semana 1</i>	89
Figura 28	<i>Resultado del análisis del Cadmio (Cd) en aguas en la semana 2</i>	90
Figura 29	<i>Resultado del análisis del Cadmio (Cd) en agua en la semana 3</i>	91
Figura 30	<i>Resultado de análisis del Plomo (Pb) en agua en la semana 1</i>	92
Figura 31	<i>Resultado de análisis del plomo (Pb) en el agua en la semana 2</i>	93
Figura 32	<i>Resultados del análisis del plomo (Pb) en el agua en la semana 3</i>	94
Figura 33	<i>Resultado del análisis de arsénico (As) en sedimentos en la semana 1</i>	96
Figura 34	<i>Resultado del análisis de arsénico (As) en sedimentos en la semana 2</i>	97
Figura 35	<i>Resultado del análisis de arsénico (As) en sedimentos en la semana 3</i>	98
Figura 36	<i>Resultados de análisis del cadmio (Cd) en sedimentos en la semana 1</i>	99
Figura 37	<i>Resultados de análisis del cadmio (Cd) en sedimentos en la semana 2</i>	100
Figura 38	<i>Resultados de análisis del cadmio (Cd) en sedimentos en la semana 3</i>	101
Figura 39	<i>Resultados de análisis del plomo (Pb) en sedimentos en la semana 1</i>	102
Figura 40	<i>Resultados de análisis del plomo (Pb) en sedimentos en la semana 2</i>	103
Figura 41	<i>Resultados de análisis del plomo (Pb) en sedimentos en la semana 3</i>	104

SINOPSIS

La actividad minera genera recursos útiles para la sobrevivencia humana, pero su ineficiencia causa desequilibrios en el ecosistema. El libro presenta un informe de investigación cuyo objetivo fue determinar los niveles de metales tóxicos presentes en el agua y sedimentos del río Opamayo producto del desfogue accidental de la empresa minera Kolpa. La metodología es experimental y longitudinal, con muestreo intencional a lo largo del río, tomadas 5 muestras en agua y 5 en sedimento; siendo el punto 1 (P1) la poza de Minera Kolpa, el P2 río Escalera, P3 unión de ríos Escalera y Huachocolpa, el P4 río Opamayo - Palca, P5 río Opamayo - Tucsipampa; las muestras se colocaron en medio ácido para el proceso de digestación en laboratorio y análisis con el espectrofotómetro de absorción atómica por flama. Los resultados revelaron para el cadmio (Cd) 0.537 mg/L, superando LMP D.S. N° 010-2010-MINAM para efluentes líquidos de actividades minero - metalúrgicas (0.05 mg/L); para el plomo (Pb) 0.026mg/L y en el metaloide arsénico (As) -0.863 mg/L, indica; valores dentro del límite. En sedimentos las concentraciones de arsénico (As) 404.037 mg/kg, cadmio (Cd) 25.151 mg/kg y plomo (Pb) 936.807 mg/kg, están por encima de los límites de la Norma Canadiense PEL (Niveles de efecto probable). Concluyendo, mediante análisis estadísticos; existe una influencia significativa negativa de los contaminantes tóxicos del desfogue de aguas y sedimentos metálicos embalsados al ecosistema del río Opamayo; el estudio contribuye en la toma de decisiones en materia de regulación y gestión ambiental, reflexionando prácticas más sostenibles en minería extractiva, preservando la integridad del ecosistema acuático en el ámbito de estudio.

Palabras clave: aguas superficiales, desfogue, ecosistema del río, sedimentos metálicos.

ABSTRACT

Mining activity generates valuable resources for human survival, but its inefficiency causes imbalances in the ecosystem. The book presents a research report aimed at determining the levels of toxic metals present in the water and sediments of the Opamayo river as a result of the accidental discharge from the Kolpa mining company. The methodology is experimental and longitudinal, with intentional sampling along the river, taking 5 samples in water and 5 in sediment; with point 1 (P1) being the Kolpa Mine pool, P2 the Escalera River, P3 the confluence of the Escalera and Huachocolpa rivers, P4 the Opamayo-Palca River, and P5 the Opamayo-Tucupampa River; the samples were placed in acidic medium for laboratory digestion process and analysis with flame atomic absorption spectrophotometer. The results revealed for cadmium (Cd) 0.537 mg/L, exceeding the Maximum Permissible Limit (MPL) D.S. No. 010-2010-MINAM for liquid effluents from mining and metallurgical activities (0.05 mg/L); for lead (Pb) 0.026mg/L, and for the metalloid arsenic (As) -0.863 mg/L, indicating values within the limit. In sediments, the concentrations of arsenic (As) 404.037 mg/kg, cadmium (Cd) 25.151 mg/kg, and lead (Pb) 936.807 mg/kg are above the limits of the Canadian Standard PEL (Probable Effect Levels). In conclusion, through statistical analysis, there is a significant negative influence of toxic pollutants from the discharge of water and metallic sediments on the Opamayo river ecosystem; the study contributes to decision-making in terms of environmental regulation and management, reflecting on more sustainable practices in extractive mining, preserving the integrity of the aquatic ecosystem in the study area.

Keywords: surface waters, bioadsorption, metals, metalloids, contaminant removal.

PRÓLOGO

Es un honor para mí introducir la obra "Impacto ambiental del desfogue de aguas y sedimentos metálicos en el ecosistema del río Opamayo - Perú" como autor principal. Este estudio surge de la combinación de conocimientos prácticos y la contribución multidisciplinaria de expertos vinculados a la especialidad minera. Estamos comprometidos a materializar este trabajo con habilidades diversas, conscientes del desempeño incluso en circunstancias adversas. La investigación aborda la problemática real del 18 de mayo de 2023, cuando se produjo un derrame de sustancias nocivas debido a un desfogue de represa minera que afectó la cuenca hídrica del río Opamayo, impactando los medios de vida acuática en todo su recorrido.

Como académicos comprometidos con la investigación en beneficio de la humanidad, nos enfrentamos al problema prioritario en nuestro ámbito, generando conocimiento. Reconocemos que solo a través de una comprensión más profunda podemos fomentar una conducta proambiental responsable y humana, contribuyendo así a un camino de vida y bienestar más transitable, al menos desde nuestra obligación intelectual. El contenido se desarrolló en capítulos, siguiendo una secuencia lógica que constituye un beneficio de aportes al lector, específicamente relacionado con las variables de desfogue de aguas y sedimentos metálicos y el ecosistema del río. Al presentar este texto junto con mis colaboradores, invito a los lectores a su comprensión, reconociendo las inevitables debilidades y valorando sus apreciaciones, que siempre serán valiosas para mejoras futuras.

Luis Quispealaya Armas

“Investigación es lo que hago cuando no sé lo que estoy haciendo”.

Wernher von Braun.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua es un problema general, con más del 80% de las aguas servidas liberadas en sistemas naturales; en países en desarrollo, se estima que más del 95% de las aguas residuales se vierten sin tratamiento en cuerpos de agua (Häberer, 1998); este daño representa una amenaza significativa para la salud ambiental y humana, limitando la reutilización de los recursos hídricos, los países, enfrentan desafíos graves en términos de contaminación hídrica, especialmente por metales pesados (Mallorquín & Citlalli, 2011); por ende, es imperativo tomar medidas urgentes de acuerdo con los Objetivos de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas para el 2030 (Derechos Humanos, 1948), gestionar las aguas residuales, mejorar la calidad y restaurar los ecosistemas relacionados con el agua (Ghimire et al., 2022).

Los contaminantes hídricos inorgánicos vertidos o salidas hacia cuerpos de agua dulce, son potencialmente peligrosos por liberarse desechos no tratados, cargados de productos químicos generando severas modificaciones ambientales en cursos de agua natural; pues los ecosistemas de un río, son espacios importantes para la biósfera por ser fuentes de agua para los seres vivos, incluyen organismos, como bacterias, plancton, hongos, vegetales, invertebrados y vertebrados.

En minería, diversos componentes interactúan para lograr rentabilidad de productos metálicos; se destaca la importancia de cumplir con normativas y establecer infraestructuras para prevenir riesgos y accidentes dentro como fuera de la mina, asegurando la seguridad del ecosistema y su sostenibilidad. En relación con el drenaje y gestión del agua en minería, Herrera (2019) menciona, que las afectaciones hidrológicas derivadas de estas actividades son de larga duración; se enfatiza la necesidad de realizar un drenaje controlado con tratamiento, recirculación y reaprovechamiento para la operación, eliminando de manera responsable características tóxicas para no afectar negativamente la calidad del cuerpo de agua receptor (Baylón et al., 2010).

Los estudios de Rufino Elías (2023); Armas et al. (2021) y Laino-Guanes et al. (2015) destacan la presencia de metales tóxicos en distintos entornos geográficos y mineros, resaltando la importancia de comprender su influencia en los ecosistemas acuáticos; así, la investigación tuvo como objetivo primordial determinar la influencia de metales tóxicos en el río Opamayo, aportando al entendimiento y manejo de la contaminación por metales en este contexto específico. Este interés surgió a raíz del desfogue circunstancial de aguas y sedimentos metálicos en el cauce del río Opamayo, originado por la acumulación embalsada de la minera Kolpa - Huancavelica en 2023, motivando una investigación universitaria para conocer la concentración de contaminantes metales y metaloides.

La investigación desarrolla el abordaje teórico de las aguas y sedimentos metálicos en el Capítulo I. En el Capítulo II se trata los métodos, materiales y procedimientos empleados, así como los resultados más importantes del impacto ambiental. Finalmente, en el Capítulo III se exponen las reflexiones sobre la problemática de contaminación del agua por sedimentos metálicos.

CAPÍTULO I

AGUAS Y SEDIMENTOS METÁLICOS EMBALSADOS Y SU IMPACTO EN EL ECOSISTEMA FLUVIAL

1.1 Desfogue de aguas y sedimentos metálicos embalsados

El desfogue de aguas y sedimentos metálicos embalsados se refiere al liberar, intencionalmente o como consecuencia de eventos naturales o actividades humanas, las aguas y los sedimentos que contienen altas concentraciones de metales acumulados en embalses o reservorios. Esta liberación puede ocurrir por varias razones, como la necesidad de mantenimiento o reparación de estructuras hidráulicas, la gestión de inundaciones o la regulación del nivel del agua para controlar caudales (Kang et al. 2019).

Cuando se libera agua y sedimentos acumulados en embalses, pueden transportar consigo altas concentraciones de metales como plomo, mercurio, arsénico, cadmio y otros elementos tóxicos. Estos metales pueden provenir de diversas fuentes, como la escorrentía de actividades mineras, la deposición atmosférica, los vertederos industriales y urbanos, y otras fuentes de contaminación (Jiménez Oyola, 2021).

El desfogue de aguas y sedimentos metálicos embalsados puede tener serias implicaciones para los ecosistemas fluviales y las comunidades que dependen de ellos. La liberación repentina de estas aguas puede llevar a una contaminación aguda de los cuerpos de agua receptores, causando daños a la vida acuática y poniendo en riesgo la salud humana si se utiliza como fuente de abastecimiento de agua potable o para actividades recreativas (Moreno-Rivas & Ramos-Clamont, 2018).

Para mitigar los efectos adversos del desfogue de aguas y sedimentos metálicos embalsados, es crucial realizar una evaluación exhaustiva de los niveles de contaminación antes de la liberación planificada. Además, implementar estrategias de tratamiento y control de la contaminación antes de su desfogue puede ser fundamental para minimizar los impactos en el ambiente acuático y las comunidades cercanas. Estas estrategias pueden incluir la instalación de sistemas de filtración, la aplicación de técnicas de neutralización o la retención de sedimentos para reducir la carga de contaminantes liberados (Rebaza Peñafiel et al., 2014). La regulación estricta y la planificación cuidadosa son esenciales para

evitar la contaminación excesiva durante el desfogue de aguas y sedimentos metálicos embalsados y proteger la salud de los ecosistemas fluviales y las poblaciones humanas asociadas (Ziemkiewicz et al., 1997).

El estudio de los desfogues de agua es crucial para comprender cómo la actividad minera y otras industrias afectan el entorno natural. Estos desfogues pueden introducir metales tóxicos en los ecosistemas acuáticos, causando daños graves a la flora, fauna y la calidad del agua.

1.1.1 Problemáticas de desfogue y sedimentos metálicos a nivel mundial

Mao et al. (2020) expresan que existe una creciente preocupación por el riesgo ecológico de los metales traza tóxicos en los sedimentos al medio acuático en el campo agrícola; sin embargo, el conocimiento de los factores que controlan la acumulación y el riesgo de trazas de metales en dicho entorno es limitado.

Realizaron un estudio al respecto, sobre la distribución de fuentes de 9 trazas de metales (loides) en sedimentos fluviales en las islas Chongming, China, donde hubo más de 120 años de práctica agrícola. También se discutió la influencia de las propiedades de los sedimentos sobre la acumulación y movilidad de los metales. El aporte antropogénico de metales generalmente elevó las concentraciones de Cd, Sb, Pb y Zn, ya que sus valores promedio fueron 3,3, 2,6, 1,6 y 1,6 veces los del fondo, respectivamente. También se encontraron niveles significativamente altos de As (máx. = 28,2 mg/kg) y Cu (máx. = 145,6 mg/kg) en algunos sitios individuales. El análisis basado en la factorización matricial positiva revela que aproximadamente el 53,5% del antimonio (Sb) y el 54,7% del plomo (Pb) totales se atribuyen a la deposición atmosférica. Por otro lado, la mayor parte del cadmio (Cd), cobre (Cu), arsénico (As) y zinc (Zn) de origen antropogénico se asoció con actividades agrícolas.

El estudio indica que los óxidos de Fe/Mn asociados a elementos como As, Cd, Cu, Pb y Zn (fracción reducible) representaron entre el 15% y el 26% del total, incrementando el riesgo ecológico en sedimentos anóxicos. Tanto el índice de riesgo ecológico potencial como el código de evaluación de riesgos identificaron

más del 74% de los sitios de muestreo con un riesgo ecológico alto a extremadamente alto, principalmente debido a la alta toxicidad y movilidad del Cd (Mao et al., 2020).

Adicionalmente, Kang et al. (2019) indican que, en los sistemas acuáticos de todo el mundo, la contaminación por metales pesados ha ido aumentando junto con el rápido crecimiento de las actividades antropogénicas, y la mayoría de los metales pesados se almacenan en los sedimentos. Las condiciones del agua suprayacente pueden influir en si los sedimentos actúan como sumideros o fuentes de metales pesados, donde investigo los efectos del oxígeno disuelto (OD) y los niveles de nutrientes del agua suprayacente sobre el contenido total y las fracciones de Pb, Zn, Ni, Cu, Mo y Fe en los sedimentos de la superficie del río.

Participaron en una investigación del afluente del río Hai en Tianjin, China, y luego se incubaron durante 61 días en condiciones de laboratorio. La especiación química de los metales pesados se determinó siguiendo el procedimiento de extracción secuencial de tres pasos modificado del *Community Bureau of Reference* (BCR). Los resultados mostraron que Pb, Zn y Fe fueron liberados de los sedimentos en un ambiente anóxico y adsorbidos del agua suprayacente en un ambiente aeróbico. Los altos niveles de nutrientes facilitaron la adsorción de Pb, Zn, Cu y Fe en los sedimentos, mientras que el contenido total de Mo fue mayor en condiciones de bajos niveles de nutrientes. Los niveles de OD y de nutrientes no parecieron tener influencia sobre el contenido total de Ni. Según la clasificación del código de evaluación de riesgos (RAC), las condiciones anóxicas disminuyen los riesgos potenciales de biodisponibilidad de Pb, Zn, Ni, Cu, Mo y Fe. Las condiciones anóxicas también pueden reducir el porcentaje de fracciones potencialmente móviles de Pb, Zn, Cu y Fe.

El bajo nivel de nutrientes contribuyó, en cierta medida, a reducir el riesgo potencial de biodisponibilidad del Pb, pero aumentó el riesgo del Cu. El alto nivel de nutrientes aumentó las fracciones potencialmente móviles de Pb, Zn, Cu y Fe. La información obtenida en este estudio mejora nuestra comprensión científica

de los efectos de las condiciones del agua suprayacente sobre los contenidos y fracciones totales de metales pesados (Kang et al., 2019).

En el estudio realizado por Laino et al. (2015) sobre la cuenca alta del río Grijalva en la frontera entre México y Guatemala, se encontró que las concentraciones de mercurio superaban los límites permitidos tanto en épocas de lluvias como en épocas secas, según las normativas revisadas. En contraste, las concentraciones de arsénico, cadmio, cromo, cobre, níquel, plomo y zinc estaban por debajo de estos límites, lo que señala una preocupación específica por el mercurio. Esta situación podría tener importantes implicaciones para la salud del ambiente y de las personas. Además, la presencia dentro de límites aceptables de otros metales sugiere posibles fuentes de contaminación específicas o diferencias en los ciclos de movilidad de los metales en el entorno.

Chetty et al. (2021) destacan la importancia de los desechos de las minas de oro como una significativa fuente de contaminación en Sudáfrica, específicamente en la cuenca del río Klip en Johannesburgo, siendo la fuente de contaminación los desechos de las minas de oro son identificados como la mayor fuente individual de contaminación por desechos en Sudáfrica. Estos contribuyen de manera importante al drenaje ácido de las minas, que sigue siendo un problema ambiental y socioeconómico grave en el país, la mayoría de los contaminantes están asociados con columnas de contaminantes que se originan en los vertederos de las minas y entran al humedal a través de la recarga de agua subterránea transportando concentraciones muy elevadas de cobalto (Co), níquel (Ni), zinc (Zn), uranio (U) y elementos de tierras raras.

Estos contaminantes son naturalmente secuestrados dentro del humedal, principalmente a través de procesos de precipitación y adsorción. Aunque la escorrentía superficial de los vertederos de las minas tiene un impacto significativo en los cursos de agua dentro de la cuenca superior, se considera que las contribuciones superficiales son relativamente menores a la carga total de contaminantes que ingresan al humedal del río Klip (Chetty et al., 2021). Del mismo modo, Adamovic et al. (2021) analizaron las actividades mineras en las

áreas mineras de Bor y Majdanpek en el este de Serbia comenzaron en 1903 y 1961, respectivamente, estas actividades desencadenaron importantes problemas ambientales.

En el análisis de las áreas mineras de Bor y Majdanpek, se detectó una diferencia en la extensión y los efectos de la contaminación. Se observaron altas concentraciones de sulfato, hierro, arsénico, cobre y manganeso en los ríos Bor, Krivelj y Bela de la zona minera de Bor, caracterizados por un pH ácido. Por otro lado, en los ríos Small Pek y tramo superior del río Pek en Majdanpek, con pH débilmente alcalino, se registraron concentraciones menores de estos elementos. El impacto ambiental en Bor fue considerablemente mayor que en Majdanpek, mostrando que la contaminación proveniente de las actividades mineras afecta incluso al río Danubio, ubicado a más de 100 km de distancia de estas zonas. Sin embargo, se evidenció que el agua en ambas áreas mineras tiene cierta capacidad de neutralización, como se observó en la disminución de concentraciones en el río Bela después de mezclarse con agua del río Timok, que posee alto contenido de bicarbonato (Adamovic et al., 2021).

Se plantea la posibilidad de recuperación ambiental en ambas áreas mineras mediante contramedidas como la neutralización artificial de aguas residuales antes de su descarga, ya que el agua no contaminada en el área estudiada posee una capacidad suficiente para neutralización en un entorno natural, sugiriendo oportunidades para la recuperación ambiental con las medidas adecuadas. En un caso similar, Ordóñez (1999) realizó una revisión en la Universidad de Oviedo sobre el tratamiento del agua de mina, enfocándose en los sistemas pasivos. Estos sistemas combinan procesos físicos, biológicos y químicos, siendo efectivos en el tratamiento del agua de mina con costos mínimos de ejecución y mantenimiento. La investigación experimental se dividió en fases de laboratorio, evaluando varios tipos de sistemas pasivos por separado y en combinación.

Se identificaron métodos de prevención de aguas ácidas, como el método de barrera, químicos y de inhibición bacteriana, cada uno relacionado con sus propias características y recursos disponibles para la toma de decisiones. A partir

de los resultados obtenidos en el laboratorio, se diseñó y construyó un sistema mixto de tratamiento pasivo a escala piloto. Esto sugiere que los efectos provocados por la descarga de aguas de mina favorecían la elección de un sistema pasivo para su tratamiento. La propuesta de Ide (2019) consistió en desarrollar un sistema eficiente de tratamiento de drenajes ácidos de mina (DAM). Empleó una metodología integrada de adsorción química con el objetivo de obtener una solución acuosa libre de los principales contaminantes tóxicos presentes en estas aguas, con la posibilidad de recuperar algunos de estos contaminantes.

Se identificaron tres tipos de adsorbentes sintetizados: microcápsulas poliméricas con extractantes no específicos (MCEx), silicatos de calcio nanoestructurados (NanoCSH) y dióxido de calcio magnetizado (mag-MnO₂). Estos adsorbentes fueron caracterizados química y físicamente, y luego aplicados en el tratamiento de las aguas contaminadas. Las microcápsulas se utilizaron para la recuperación de cobre y zinc, los NanoCSH para eliminar altas concentraciones de metales pesados, fosfatos, sulfatos y material sólido suspendido, mientras que el mag-MnO₂ se empleó para eliminar trazas de plomo, cadmio y arsénico (Ide, 2019).

Debnath et al. (2021) analizaron concentración de metales pesados en el agua y sedimentos de 43 ríos importantes a nivel mundial. El análisis se centró en la verificación de la contaminación por metales pesados en los sedimentos utilizando varios índices, factores y pautas de referencia basados en datos geoquímicos vinculados a los valores de fondo de estos metales.

El estudio destacó que los riesgos para la salud están asociados a la dinámica de movimiento de los metales entre el agua y los sedimentos, influenciada por factores físicos, químicos, biológicos, hidrológicos y ambientales. Se explicó con adecuados mecanismos la razón detrás de la acumulación y asimilación de metales pesados en sistemas fluviales, donde factores como el pH, ORP (potencial de oxidación-reducción), materia orgánica, entre otros, desempeñan

un papel crucial en la distribución y acumulación de metales en sedimentos y agua.

El estudio también abordó tecnologías de remediación, tanto in situ como ex situ, para eliminar metales pesados de sedimentos contaminados. Se compararon las eficiencias de estas tecnologías adoptadas por diferentes investigadores entre 2003 y 2019, observando que muchos prefieren la remediación in situ por su menor costo y ahorro de tiempo (Debnath et al., 2021).

Esto sugiere que las medidas y estrategias de seguridad para prevenir la acumulación de metales en los sedimentos de sistemas fluviales, proporcionando una visión integral sobre la problemática de la contaminación por metales pesados y posibles soluciones para mitigar sus efectos adversos.

En otro contexto, el río Lijiang es esencial para Guilin, ubicada en una zona kárstica en el sureste de China. Xiao et al. (2021) realizaron una evaluación detallada de metales pesados (HM) en sus sedimentos. Se tomaron 61 muestras para determinar la contaminación y el riesgo ecológico de 10 HM (Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, As, Hg y Cd). Se utilizaron índices como el de geoacumulación, riesgo ecológico potencial y grado de contaminación modificado.

Los resultados mostraron que las concentraciones promedio de la mayoría de los HM superaban sus valores de fondo, siguiendo la tendencia: mitad de la corriente > aguas abajo > aguas arriba. Se observó una alta acumulación de Cd, Hg, Zn y Pb en los sedimentos, especialmente en el área intermedia, con un mayor riesgo ecológico potencial. Las fuentes identificadas de HM incluyeron tanto factores naturales como actividades humanas, como urbanización, actividades agrícolas y recreativas (paseos en bote, cruceros). Mientras que en el área aguas arriba, las concentraciones se atribuyeron principalmente a la erosión natural y procesos de meteorización. De manera similar, Chen et al. (2019) estudiaron ocho metales pesados, como Cr, Cu, Zn, As, Cd, Pb, Hg y W, en el agua y los sedimentos del río Taojiang. Utilizaron un espectrómetro de masas (ICP-MS) para medir las concentraciones y calcularon coeficientes de distribución para evaluar el riesgo

ecológico en los sedimentos. Encontraron que, en el agua, los niveles de Pb ($33,47 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$), Cd ($153,03 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) y Hg ($1,12 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) excedían los límites de calidad ambiental clase III. Sin embargo, en los sedimentos, Cr, Cu, Zn, As y Pb estaban por debajo de los límites umbral propuestos.

Liu et al. (2019) estudiaron las fluctuaciones en concentraciones y flujos de partículas y metales pesados disueltos (Cu, Co, Ni, Zn, Pb, Cr, Cd y As) durante el Esquema de Regulación Agua-Sedimento (WSRS) en 2015. Encontraron que al inicio del WSRS, hubo un rápido aumento en el flujo de agua y sedimentos, con una alta descarga de agua y concentración de sedimentos suspendidos (SSC). Los sedimentos suspendidos eran más gruesos que en condiciones naturales, con mayores concentraciones de partículas y metales pesados disueltos. En la segunda etapa, hubo una disminución en SSC y en la descarga de agua, los sedimentos suspendidos se volvieron aún más gruesos y tanto las partículas como los metales disueltos mostraron una disminución.

De sus resultados se desprende que, los metales disueltos se vieron afectados por la liberación de metales desde el canal en áreas bajas, mientras que las partículas de metales provinieron principalmente de la erosión del lecho del río. Los cambios en los flujos de sedimentos generaron diferencias en el transporte de metales pesados entre las dos etapas del WSRS, afectando su distribución y formas de transporte (Liu et al., 2019).

1.1.2 Problemáticas de sedimentos metálicos en ríos peruanos

Hernández et al. (2014) abordaron soluciones económicas para tratar aguas contaminadas por la minería, centrándose en Perú, una región con bajos índices de desarrollo humano. Identificaron múltiples riesgos ambientales derivados de la actividad minera, incluyendo drenaje ácido, contaminación por desechos mineros, aire y mercurio. Para combatir esto, propusieron un sistema de tratamiento inicial que podría atender a unas 5000 personas con un consumo de 25 litros por persona al día durante 20 horas.

El tratamiento propuesto constaba de un sistema de rejas, sedimentador primario, dos filtros de lecho ascendente y aireación. Los filtros de grava, seleccionados por su bajo costo y capacidad de operar sin energía adicional, se usarían en paralelo. La aireación ayudaría en el proceso de fotocatalisis, mezclando aire y agua para aumentar el oxígeno y elevar el pH. Concluyeron que, a pesar de los abundantes recursos minerales en Perú, se necesitan soluciones tecnológicas accesibles y fáciles de aplicar, especialmente en áreas menos desarrolladas, para tratar los metales eliminando arsénico, manganeso y mercurio (Hernández et al., 2014).

De igual forma, el impacto de la actividad minera polimetálica en la calidad del agua del río Rímac en San Mateo a lo largo de 10 años ha sido notable. En 2010 los niveles de iones metálicos con normativas legales como los estándares de la Organización Mundial de la Salud, los de Canadá para agua de riego, la Ley General de Aguas y los Estándares Nacionales de Calidad del Agua (ECAS) para la categoría III, Decreto Supremo N°002-2008-MINAM. Elementos como el Cadmio, Plomo, Manganeso, Arsénico y Hierro excedían los estándares de calidad de agua en el Río Rímac, requiriendo medidas correctivas. Como solución, se propuso la aplicación de la tecnología HDS, Lodos de Alta Densidad, como tratamiento para el efluente final. Esta tecnología fue considerada como la mejor a nivel mundial sin causar efectos adversos en el ecosistema (Calla, 2010).

En el caso del río Tumbes, Gavilánez (2016) evaluó la concentración de plomo en el agua y en la sangre de los residentes. Encontrando que el agua del río tiene niveles altos de plomo, superando los Estándares de Calidad del Agua. Aunque los niveles de plomo en la sangre de los pobladores aún no alcanzan niveles críticos de envenenamiento, se identificó una relación entre la presencia de plomo y las enfermedades. Concluyó que la concentración promedio de plomo en el agua es de 0.3174 ug/dL, siendo más significativa en niños y ancianos. Las enfermedades asociadas con la presencia de plomo entre los residentes incluyen problemas renales, dolores estomacales, óseos y cardíacos, así como resfriados y presión arterial alta.

En el estudio de Armas et al. (2021) se encontraron metales pesados en muestras de materiales y vida acuática recolectadas en cursos de agua. Los sedimentos analizados mostraron concentraciones de plomo ($Pb=0,07\text{mg/L}$), arsénico ($As=0,04\text{mg/L}$), cadmio ($Cd=0,013\text{mg/L}$) y cromo ($Cr=0,05\text{mg/L}$), todas por debajo de los límites establecidos por el Decreto Supremo D.SN°0015-2015-MINAM. Aunque ambos ríos exhiben presencia de metales pesados, los acuíferos del Opamayo, afectados por la actividad minera, presentan concentraciones más altas de estos elementos.

En el estudio de Rufino (2023), se evaluó la calidad del agua consumida por los residentes del distrito de Suyo, centrándose en la presencia de metales pesados. Utilizando un enfoque de estudio de casos, se recopiló datos mediante entrevistas y análisis del agua, abordando aspectos fisicoquímicos y microbiológicos. Se concluyó que el río Quiroz en el distrito de Suyo no está directamente vinculado a la minería artesanal local. Aunque no hay una conexión directa, existe una conciencia sobre el riesgo de contaminación por metales pesados en el agua, lo que sugiere la necesidad de medidas preventivas. Se enfatiza la importancia de educar a los mineros artesanales sobre el uso adecuado de sustancias como el mercurio y el cianuro en sus actividades, con el propósito de evitar prácticas perjudiciales para el medio ambiente que podrían afectar la calidad del agua a largo plazo.

1.2 Toxicidad de metales en el ecosistema fluvial

La toxicidad de metales en los ecosistemas fluviales es un problema ambiental significativo que afecta la salud de estos sistemas y su biodiversidad (Escobar, 2002). Los metales pesados, como el plomo, el mercurio, el cadmio, el zinc y otros, pueden ingresar a los ríos y arroyos a través de varias fuentes, como las actividades industriales, la minería, la agricultura, los vertederos de desechos, e incluso las precipitaciones atmosféricas.

Una vez en el agua, estos metales pueden acumularse en sedimentos, tejidos de organismos acuáticos y biomagnificarse a lo largo de la cadena alimentaria. Su toxicidad varía según la concentración y la forma en que se encuentran en el

ambiente. Los metales como el plomo pueden interferir con los procesos biológicos normales, afectar la reproducción, el crecimiento, el desarrollo y la función de órganos en organismos acuáticos, incluso en niveles bajos de exposición (Expósito & Hernández, 2014).

Los efectos nocivos de estos metales pueden tener consecuencias devastadoras en la salud de los ecosistemas fluviales. Por ejemplo, la presencia de mercurio puede causar daños neurológicos en especies acuáticas, mientras que el plomo puede afectar el desarrollo y la supervivencia de los organismos. Además, la acumulación de metales pesados en el lecho del río puede alterar la composición y diversidad de la flora y fauna acuáticas (Herrera-Cruz et al., 2023).

Para mitigar estos impactos, es fundamental monitorear y controlar las fuentes de contaminación de metales pesados, implementar tecnologías de tratamiento de aguas residuales industriales, promover prácticas agrícolas sostenibles y aplicar métodos de remediación en áreas contaminadas. La gestión ambiental adecuada y la legislación que regula la liberación de estos contaminantes son esenciales para preservar la salud de los ecosistemas fluviales y garantizar un entorno acuático saludable para las comunidades que dependen de ellos.

Pandey et al. (2019) evaluaron la contaminación de metales y sus patrones en cuatro ríos coreanos durante ocho años, encontrando concentraciones de metales en el agua del río bajo los límites aceptables, pero suficientemente altas para afectar a los organismos acuáticos en exposiciones prolongadas. En los sedimentos, el orden de concentración fue $Zn > Cu > Cd > Pb > Ni > As > Cr > Hg$. Las concentraciones de metales en los sedimentos, especialmente en los ríos Geum y Han, superaron límites internacionales. Cu, Ni y Zn tuvieron niveles que representaron riesgos para las comunidades acuáticas. Utilizando varios índices, como EF, Igeo, CF, Cd, mCd y PLI, se concluyó que la mayoría de los sedimentos estaban moderada a gravemente contaminados con Cd, Cu, Pb y Zn. Los valores de PLI indicaron contaminación en los ríos Geum y Han, mientras que Cd mostró un grado de contaminación considerable a muy alto. Mientras, mCd reveló un grado de contaminación de bajo a moderado. La situación descubierta muestra

una contaminación crítica en los ríos coreanos, lo que puede ser perjudicial a largo plazo para la vida acuática y la salud humana.

En el mismo contexto, Hoang et al. (2020) analizaron cinco años de muestras de agua superficial y sedimentos del río más contaminado de Taiwán, el río Houjing, junto con cinco sitios cercanos a zonas industriales. Evaluar la contaminación de ocho metales pesados (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni y Zn) implicó seguimiento, índices como el de geoacumulación, factor de contaminación, grado modificado de contaminación, índice de carga contaminante y el índice de metales. Los sitios cercanos a la Zona de Procesamiento de Exportaciones de Nanzih (NEPZ) resultaron más contaminados, especialmente Demin (L3) y Chuwai (L4). La contaminación fue notoria en 2016 en aguas superficiales con $mCd > 1.5$ y en sedimentos durante los cinco años, indicando una insuficiente atenuación natural. Se sugiere la implementación de tecnologías para mejorar la calidad del sedimento y se destaca la importancia de este estudio para evaluaciones de riesgos y estrategias de gestión ambiental, contribuyendo a evaluaciones más amplias de la contaminación por metales en ríos a nivel global.

Bhuyan et al. (2019) evaluaron la presencia de diez metales pesados en aguas superficiales y sedimentos del río Brahmaputra en Bangladesh. Las concentraciones promedio de los metales en agua y sedimentos mostraron un orden específico. Se identificaron variaciones significativas en la presencia de algunos metales en diferentes estaciones de muestreo tanto en el agua como en los sedimentos. El análisis reveló una contribución antropogénica significativa de estos metales en el río. Se observaron relaciones lineales fuertes entre ciertos metales tanto en el agua como en los sedimentos, lo que indica posibles fuentes y comportamientos similares. Los hallazgos sugieren que la contaminación del río Brahmaputra se debe a descargas industriales, domésticas y agrícolas. En el caso del río Kor, Mokarram et al. (2020) evaluaron la calidad del agua y sus fuentes de contaminación industrial. Analizaron varios componentes como temperatura, pH, dureza, cloruro, fosfato, nitrato y metales pesados en 29 estaciones a lo largo del río. Utilizaron pruebas estadísticas y análisis de

componentes principales para identificar los factores más influyentes en la contaminación. El índice de calidad del agua mostró estaciones con niveles muy malos (no potable) y muy buenos. Las estaciones con peor calidad también revelaron altas concentraciones de arsénico y cadmio según el índice de metales pesados. Estos resultados destacan la presencia significativa de contaminantes industriales y su impacto en la calidad del agua del río Kor.

Por su parte, Ali et al. (2022) investigaron la contaminación por metales pesados en el río Bhairab, Bangladesh, causada por la industrialización. Se analizaron los niveles de arsénico, cromo, cadmio y plomo en sedimentos y agua para evaluar riesgos ambientales y para la salud. Se encontraron concentraciones preocupantes de estos metales, siendo más altas en invierno que en verano en los sedimentos. Los índices de enriquecimiento, contaminación, geoacumulación y carga contaminante señalaron una contaminación moderada. El riesgo ecológico potencial mostró que el cadmio tenía el mayor riesgo. Del mismo modo, Chen et al. (2019) estudiaron el río Yi en la provincia de Shandong. Encontraron que los metales en el agua estaban en bajas concentraciones, indicando una baja contaminación según el Índice de Calidad del Agua. Los sedimentos también mostraron bajos niveles de metales, sugiriendo bajo riesgo ecológico según el Índice de Riesgo Ecológico Potencial y el Índice de Geoacumulación. La planta acuática *Potamogeton crispus* acumuló cantidades significativas de metales, relacionados con las concentraciones en los sedimentos. Esta especie y *Salvinia natans* demostraron ser buenas acumuladoras de metales, indicando una leve contaminación en la confluencia de los ríos y resaltando a *P. crispus* como un indicador adecuado de la contaminación por metales en sedimentos.

En su estudio sobre los ríos tributarios Ramis, Coata e Ilave hacia el Lago Titicaca, Alfaro (2021) buscó comprender el impacto de metales como arsénico, aluminio, bario y manganeso en la calidad del agua y sedimentos del lago. Evaluó 30 estaciones de recolección de muestras de agua (500 mL) y sedimentos (200 g), identificando que las concentraciones promedio de arsénico, aluminio, bario y manganeso en el agua del lago no superaron los límites establecidos, pero en los

sedimentos, arsénico y bario superaron los valores establecidos por la normativa internacional. Aluminio y manganeso en los sedimentos estuvieron dentro de los límites permitidos. Esto sugiere una persistencia de estos metales en el lago durante todo el año, con un impacto mínimo de la dilución causada por las lluvias.

Macías (2015) señala que el aumento industrial ha causado una contaminación irreversible por metales pesados en el caso del río Tuxpan en México, tanto en agua como en sedimentos, para evaluar su impacto en las especies presentes y su importancia ecológica. Se recolectaron muestras de sedimento y agua en los sitios de muestreo y se analizaron utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica. Se encontraron concentraciones máximas de Cadmio (14.00 mg/kg), Cromo (15.20 mg/kg) y Plomo (40.70 mg/kg) en sedimentos, y de Cadmio (0.46 mg/L), Cromo (0.29 mg/L) y Plomo (0.89 mg/L) en agua. Concluyeron que los valores encontrados superan los límites máximos permitidos, lo que indica que el río Tuxpan corre riesgo de contaminación a pesar de tener concentraciones bajas de metales pesados tóxicos. Sucede una situación similar con el estudio de Izquierdo y Verástegui (2017) que encontraron altas concentraciones de As, Cd, Cr, Hg y Pb en el agua del río Jequetepeque.

1.2.1 Factores exógenos influyentes

Wijesiri et al. (2019) menciona que el suministro de agua para satisfacer las necesidades de una población urbana en constante aumento es un desafío importante. Esto se debe a que las aguas receptoras urbanas están constantemente en riesgo de entrada de contaminantes a través de la escorrentía de aguas pluviales y la descarga de aguas residuales. Los metales relacionados con el mar tanto en el agua como en los sedimentos pueden presentar concentraciones/cargas crecientes desde aguas arriba hasta aguas abajo. Estos patrones espaciales se atribuyen a las interacciones entre las fases de agua y sedimento, el transporte de sedimentos a lo largo del río y la intrusión de agua de mar en el área del estuario.

Miranda et al. (2021), en cambio, explican la complejidad de la interacción de metales pesados en el agua y los sedimentos en entornos fluviales y estuarinos. Descubrieron que la composición mineral de los sedimentos, influenciada por su estructura y capacidad de intercambio, es crucial para la absorción y liberación de estos metales. La materia orgánica y las partículas de fósforo juegan un papel vital en la absorción, más en ambientes ribereños que en estuarinos. Los nutrientes disueltos no impactan mucho en la liberación de metales en áreas ribereñas, pero el fósforo disuelto sí incrementa la transferencia de metales de los sedimentos al agua en estuarios. Además, las interacciones entre iones marinos y la liberación de metales sugieren una mayor movilidad de estos elementos debido a reacciones de intercambio catiónico.

Cabrera (2018) explica cómo los ecosistemas enfrentan la contaminación por actividades urbanas e industriales. Sustancias tóxicas de residuos y vertidos sin tratar impactan negativamente el medio ambiente. En su estudio sobre metales pesados en sedimentos y suelos, señala que estos metales, provenientes de la minería, pueden llegar a los cuerpos de agua por vertidos tratados o sin tratar, desde residuos líquidos o sólidos. El comportamiento ambiental de los metales depende de su forma química y del entorno, como el pH, la humedad y otros compuestos. No hay concentraciones uniformes de elementos en diferentes áreas o continentes debido a la variabilidad geológica y fuentes de contaminación. El análisis de más de 40 publicaciones científicas revela que los elementos Cd y Cu presentan mayores problemas ambientales en los sedimentos. Además, se destaca que, en investigaciones sobre metales en lagos en todo el mundo, Asia, principalmente China, tiene más estudios, mientras que hay menos trabajos sobre lagos en Sudamérica. Los elementos más estudiados son Cu, Pb, Zn y Ni, variando según los objetivos y ubicaciones específicas de estudio.

Mientras Saavedra (2020) investigó el uso de biomasa microalgal para combatir la contaminación por metales pesados en cuerpos de agua. Probando la efectividad de cuatro especies de microalgas verdes, incluyendo *Chlamydomonas reinhardtii*, *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus almeriensis* y *Chlorophyceae sp.*, para

eliminar elementos como As, B, Cu, Mn y Zn del río Loa, en la región de Antofagasta, conocida por su escasez de agua y problemas de contaminación. Alviz et al. (2021) comparó los metales pesados en sedimentos del río Locumba de Tacna, buscando confrontar las concentraciones de As, B, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn y Pb entre zonas alta y baja a lo largo de 170 kilómetros. Los resultados mostraron altas concentraciones para Cu y Pb en ambas zonas en ambos momentos. El arsénico excedió la concentración permitida en diez puntos de monitoreo según los Estándares de Calidad en Sedimentos Marino Costeros de la US - EPA, indicando la importancia de abordar y educar sobre la preservación ambiental.

De manera similar, el estudio de Pinzón (2019) se centró en los metales pesados presentes en sedimentos y peces de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Encontró variaciones significativas en la concentración de metales pesados en diferentes especies de peces, tanto en tejido muscular como hepático. Además, identificó factores físico-químicos, como el contenido de materia orgánica y el pH, que afectan las concentraciones de metales en los sedimentos superficiales. Se observó una contaminación moderada de cobre relacionada con efectos antropogénicos de los ríos y afluentes. Aunque algunos metales estaban débilmente enriquecidos en ciertas estaciones, los valores no indicaron claramente procesos de biomagnificación o bioacumulación.

Finalmente, el estudio de Jiménez (2021) se enfocó en evaluar los riesgos de exposición a metales pesados en áreas mineras, específicamente en Almadén, España, para proteger la salud humana y el ecosistema. Se analizó el riesgo no cancerígeno y cancerígeno mediante la evaluación del peligro y riesgo de cáncer por la presencia de metales como As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en aguas superficiales, sedimentos y suelos. El análisis destacó que la concentración de mercurio (Hg) en verduras y pescado fue el factor principal en la evaluación del riesgo para los habitantes. La exposición a los sedimentos fue la ruta crítica, mostrando que más del 95% de los adultos y niños podrían enfrentar un nivel de riesgo cancerígeno inaceptable. Estos hallazgos resaltan la importancia de implementar estrategias de control para los alimentos cultivados localmente,

especialmente para proteger a los niños, estableciendo una base crucial para la gestión ambiental en áreas mineras como Almadén.

1.3 Fuentes mineras de contaminación

La explotación minera adopta diversas formas y en ocasiones, se convierte en una fuente significativa de contaminación, esto depende de los métodos utilizados, los equipos empleados, los minerales extraídos, los volúmenes de material estéril o relaves, así como de su disposición, los referidos factores afectan al suelo, al aire y al agua, ya sea de manera individual o combinada (Herrmann & Zappettini, 2014).

El agua, en particular, actúa como el receptor final de todos los agentes físico-químicos que se dispersan por el aire o se depositan sobre el suelo (Prom, 2021). En muchas ocasiones, también se convierte en el blanco directo de los desechos generados durante los procesos mineros. Como resultado, los cuerpos de agua dulce y los puntos de encuentro entre aguas terrestres y marinas se ven afectados por la actividad industrial (Escobar, 2002).

1.3.1 Categorías de drenajes de aguas mineras

Se necesita una evaluación detallada de los efluentes mineros, por lo que se llevan a cabo muestreos de agua y sedimentos. Estos elementos recolectados se someten a análisis de laboratorio para determinar las concentraciones de metales presentes. Además, se realiza una inspección in situ de diversos parámetros como el pH, la cantidad de oxígeno, el potencial redox, la conductividad, la temperatura, la presencia de hierro (Fe), la acidez o alcalinidad, y la turbidez. Estos análisis se realizan de manera independiente de la fuente que origine los drenajes de la mina.

Los drenajes de mina se pueden subdividir en dos grupos principales:

- **Drenajes alcalinos o aguas residuales con bajo potencial de solubilización:** Estas aguas presentan una menor capacidad para disolver metales y otros compuestos. Su pH tiende a ser más elevado y su impacto ambiental es generalmente menor.

— **Drenajes ácidos o aguas residuales con alto potencial de solubilización:**

En contraste, estas aguas tienen un alto potencial para solubilizar metales y generar acidez, son más corrosivas y pueden causar daños significativos al medio ambiente y a las fuentes de agua.

Es fundamental comprender estas categorías para implementar estrategias adecuadas de manejo y mitigación de los drenajes de aguas mineras.

Tabla 1

Clasificación de aguas residuales de mina en función al pH agrupadas en seis categorías

Clase	pH
Altamente ácidas	1,5 a 4,5
Blandas, ligeramente ácidas	5,0 a 7,0
Duras, neutras a alcalinas	7,0 a 8,5
Blandas, alcalinas	7,5 a 11,0
Muy salinas	6,0 a 9,0
Blandas ácidas	3,5 a 5,5

Nota. Tomado de White (1968), citado en Fernández y Flores (2019).

Tabla 2

Clasificación de drenajes de acuerdo al pH y potencial de acidez/alcalinidad de minerales

Clase	pH	Descripción
Acido	< 6	<ul style="list-style-type: none"> — Acidez formada por oxidación de minerales, especialmente de sulfuros. — Nivel de metales disueltos es mayor que en drenajes casi neutros. — Asociado a minas metálicas, carbón y piritas.
Alcalino	> 9 ó 10	<ul style="list-style-type: none"> — Alta alcalinidad formada por disolución de minerales básicos, específicamente óxidos, hidróxidos y algunos silicatos. — Niveles de algunos metales como el Al son mayores que en los drenajes casi neutros. — Asociado con minería de diamantes, molienda de bauxita, cenizas de combustión de carbón.

Casi neutro	6 - 9 o 10	<ul style="list-style-type: none"> — Dependiendo de la abundancia de los minerales, en determinados períodos pueden ser ácidos o alcalinos. — Concentración de metales disueltos ciertas veces puede exceder niveles tóxicos.
Otros	Irrelevante	<ul style="list-style-type: none"> — Puede afectar la concentración de metales. — Asociado a minería no metálica como: potasa, sales, boratos, bentonitas, gravas, arcillas, etc.

Nota. Tomado de Morin y Hutt (2001), citado em Fernández y Flores (2019).

1.3.2 Drenajes ácidos

La generación de drenajes ácidos requiere condiciones aerobias, que implican la presencia adecuada de agua, oxígeno y la actividad catalítica de bacterias. Los drenajes en entornos mineros tienen la capacidad de ser ácidos o alcalinos, lo que puede resultar en la degradación del hábitat acuático y alterar la calidad del agua debido a su toxicidad, corrosión y otros efectos provocados por la disolución de los elementos presentes. Según el pH, el contenido de oxígeno y metales pesados, se clasifican en cinco tipos, lo que indica la diversidad de estos drenajes mineros y su potencial impacto ambiental (Skousen et al., 1998, Ziemkiewicz et al., 1997).

Tabla 3

Tipos de drenajes de mina

Tipo	pH	Descripción
I	< 4,5	<ul style="list-style-type: none"> — Alta concentración de Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, y otros metales. — Alto contenido de oxígeno. — Muy ácido (llamado Drenaje Ácido de Mina)
II	< 6,0	<ul style="list-style-type: none"> — Alta cantidad de sólidos disueltos. — Alta concentración de ión ferroso (Fe²⁺) y Mn. — Bajo contenido de oxígeno. — Por oxidación, el pH del agua baja drásticamente hasta convertirse en Tipo I.
III	> 6,0	<ul style="list-style-type: none"> — Moderada a alta cantidad de sólidos disueltos. — Bajo a moderado contenido de ion ferroso (Fe²⁺) y Mn. — Bajo contenido de oxígeno. — Alta alcalinidad (llamado Drenaje Alcalino de Mina).

		— Por oxidación de metales la acidez generada es neutralizada por la alcalinidad presente en el agua.
IV	> 6,0	— Alta cantidad de partículas disueltas. — Drenaje neutralizado, pero todavía no se han fijado los hidróxidos en el agua. — A mayor tiempo de residencia en las balsas mayor fijación de partículas y el agua puede llegar a ser similar al de Tipo V.
V	> 6,0	— Agua del drenaje es neutralizado. — Alta cantidad de sólidos disueltos. — Gran cantidad de hidróxidos precipitados y fijados en las balsas. — Cationes restantes son disueltos por Ca y Mn. — Oxi-aniones solubles como bicarbonato y sulfato quedan en la solución.

Nota. Tomado de Skousen et al. (1998).

1.3.3 Inconvenientes de las aguas de mineras

Las actividades de la industria extractiva minera, realizan utilización del agua en gran número de operaciones, a través de las excavaciones generan por infiltración de acuíferos afectados y la escorrentía superficial. Por lo tanto, se requiere implementar métodos para controlar y eliminar el agua de las zonas de trabajo, utilizando sistemas de bombeo y drenaje apropiados. Además, se deben tomar medidas preventivas para evitar la contaminación de estos cuerpos de agua tanto durante la operación minera como después de su abandono (Ziemkiewicz et al., 1997).

El drenaje ácido de mina (AMD) es un problema ambiental que afecta aproximadamente el 70% de las minas en todo el mundo, los inconvenientes asociados con este fenómeno, están constituidos por:

- **Generación de agua ácida**, cuando la roca que alberga minerales con base sulfurosa entra en contacto con el agua y el oxígeno, se genera agua ácida que disuelve los metales remanentes de la roca expuesta en minas a cielo abierto, en trabajos subterráneos o en áreas de almacenamiento.

Aunque el drenaje ácido es un fenómeno natural, sus consecuencias son dañinas para el entorno ambiental y la salud humana.

- **Contaminación del agua**, el drenaje ácido de mina conlleva la liberación de ácido sulfúrico y metales pesados, como arsénico, cobre y plomo, en las fuentes de agua, esto contamina los ríos, arroyos y acuíferos, afectando la vida acuática y la disponibilidad de agua potable para las comunidades cercanas.
- **Efectos Ecológicos**, el aumento de la acidez debido al AMD tiene efectos negativos en los ecosistemas acuáticos, muchos sistemas fluviales y antiguos sitios mineros se vuelven inhóspitos para la vida acuática, excepto para ciertas bacterias extremófilas.

El drenaje ácido de mina representa un desafío global que requiere monitoreo y tratamiento a largo plazo para mitigar sus impactos ambientales, es fundamental abordar este problema de manera sostenible en las operaciones mineras, considerando tanto el control primario como el secundario y terciario.

Impacto en ecosistemas, el AMD, degrada el suelo y pone en riesgo la supervivencia de la biota que mantiene el equilibrio de los ecosistemas. Muchos sistemas fluviales y antiguos sitios mineros son inhóspitos para la vida acuática debido al drenaje ácido de mina (Skousen et al., 1998).

1.3.4 Componentes de formación de aguas ácidas

Según Montero y Cuellar (2022), quienes realizaron un estudio geoquímico en minas de carbón en el estado Táchira, Venezuela, los componentes de formación de aguas ácidas en minas polimetálicas están relacionados con la interacción agua-carbón. Aquí están los hallazgos clave:

- Aguas de minas de carbón, las aguas que percolan a través de la secuencia carbonosa son fuertemente ácidas y presentan altos valores de conductividad, esto se debe a la disolución de la piritita presente en los mantos de carbón, lo que disminuye drásticamente el pH del agua.

- Agua de manantial, en contraste, el agua de manantial tiene un valor de pH cercano a la neutralidad y una conductividad más baja.

Estas observaciones sugieren que durante la interacción agua-carbón, el pH del agua disminuye debido a la disolución de la piritita, lo que aumenta su poder de disolución. Por lo tanto, las aguas que han penetrado la secuencia carbonífera y entran en contacto con las rocas adyacentes muestran una alta concentración de especies químicas.

1.4 Sedimentación

El 80% de los sedimentos que viajan a través de los ríos se acumulan en playas y zonas marinas poco profundas, mientras que el 20% restante llega a estas áreas debido a diferentes agentes como el viento, la actividad volcánica, entre otros. En ciertas regiones, algunos ríos transportan volúmenes significativos de sedimentos hacia el mar, depositándolos en las áreas bajas de las cuencas. En estos casos, los elementos suspendidos y los contaminantes transportados por los ríos tienden a asentarse en las desembocaduras, donde las aguas dulces se mezclan con las marinas, y en otras zonas donde la circulación del agua se ve obstaculizada (Escobar, 2002).

1.5 Arsénico

El arsénico (As) se encuentra ampliamente distribuido en la atmósfera, la hidrosfera y la biosfera, representando aproximadamente un 5×10^{-4} % de la corteza terrestre (Çeliker et al., 2019a). Aunque gran parte del arsénico en el entorno proviene de fuentes naturales como la meteorización, la actividad biológica y las emisiones volcánicas, las actividades humanas, como la minería, la fundición de metales o el uso en biocidas y conservantes de madera, también contribuyen significativamente a su presencia (Meichtry et al., 2015).

Los niveles de arsénico en el ambiente son variables; este elemento puede ser adsorbido o desorbido de partículas y puede cambiar su estado de oxidación al interactuar con el oxígeno u otras moléculas presentes en el aire, el agua o el suelo, o debido a la acción de microorganismos (Lovaković, 2020). El arsénico se

encuentra en una amplia gama de concentraciones en el aire, agua, suelos, plantas y animales, y la exposición humana a este elemento tóxico representa un problema de salud pública en muchas áreas geográficas del planeta (Meichtry et al., 2015).

Hay tres categorías principales de compuestos de arsénico (As): los inorgánicos, los orgánicos y los gasarsinas y arsinas sustituidas.

1.5.1 Distribución y usos

El arsénico se halla extensamente disperso en la naturaleza, principalmente asociado a minerales sulfurosos, siendo la arsenopirita (FeAsS) la forma más común (Silva, 2013).

a) Arsénico elemental

El arsénico en su forma elemental se emplea en aleaciones para mejorar la resistencia al calor y la dureza de diversos materiales. Se usa, por ejemplo, en aleaciones con plomo para la fabricación de municiones y baterías polarizadas. Además, se encuentra presente en la fabricación de ciertos tipos de vidrio, se utiliza como parte de dispositivos eléctricos y actúa como agente de adulteración en productos de germanio y silicio en estado sólido (Silva, 2013).

b) Compuestos inorgánicos trivalentes

El tricloruro de arsénico, AsCl_3 , tiene aplicaciones en la industria cerámica y en la producción de arsenicales con contenido de cloro. El trióxido de arsénico, As_2O_3 o arsénico blanco, se emplea en la purificación de gases sintéticos y es la materia prima para todos los compuestos de arsénico. Además, se utiliza como conservante en cuero y madera, como agente de fijación en la industria textil, en la flotación de minerales, y para la decoloración y refinamiento en la manufactura de vidrio. El arsenito cálcico, $\text{Ca}(\text{As}_2\text{H}_2\text{O}_4)$, y el aceto arsenito cúprico, generalmente considerado como $\text{Cu}(\text{COOCH}_3)_2 \cdot 3\text{Cu}(\text{AsO}_2)_2$, son utilizados como insecticidas. El acetoarsenito cúprico también se emplea en la producción de pinturas para barcos y submarinos. Por otro lado, el arsenito sódico, NaAsO_2 , se usa como herbicida, como agente anticorrosivo y como secante en la industria

textil. El trisulfuro de arsénico es un componente clave en el cristal de transmisión de infrarrojos y se utiliza como agente para la eliminación del pelo en el proceso de curtido de pieles. Además, tiene aplicaciones en la fabricación de material pirotécnico y semiconductores (Alvarez et al., 2014).

c) Compuestos inorgánicos pentavalentes

El ácido arsénico, en su forma hidratada ($H_3AsO_4 \cdot \frac{1}{2}H_2O$), encuentra aplicación en la producción de arsenatos, en la fabricación de vidrio y en tratamientos para la madera. Mientras tanto, el pentóxido de arsénico (As_2O_5) se emplea como herbicida y agente conservante para la madera, además de ser utilizado en la creación de vidrio con color. Por otro lado, el arseniato cálcico ($Ca_3(AsO_4)_2$) se utiliza como insecticida en distintos procesos (Alvarez et al., 2014, p. 15).

d) Compuestos de arsénico orgánico

El ácido cacodílico $(CH_2)_2AsOOH$ se utiliza como herbicida y defoliante. El ácido arsanílico $(NH_2C_6H_4 AsO(OH)_2)$ Se emplea como atrayente para saltamontes y como suplemento en la alimentación de animales. En organismos marinos como camarones y peces, se detectan compuestos de arsénico orgánico en proporciones que varían entre 1 y 100 mg/kg de arsénico total. Estos compuestos, principalmente arsenobetaina y arsenocolina, son formas de arsénico orgánico con niveles de toxicidad reducidos (Silva, 2013).

e) Gas arsina y arsinas sustituidas.

La arsina gaseosa encuentra aplicación en la síntesis orgánica y en la fabricación de componentes electrónicos en estado sólido. Además, puede generarse involuntariamente en procesos industriales donde se produce hidrógeno naciente en presencia de arsénico (Alvarez et al., 2014).

El arsénico se utiliza en diversas formas, desde arsenatos en vidrio hasta herbicidas y conservantes de madera como el pentóxido de arsénico. Se han desarrollado compuestos de arsénico para posibles usos como armas químicas, como la clorovinildicloroarsina (lewisita), aunque nunca se llegaron a emplear.

Algunos compuestos orgánicos de arsénico, como la dimetilarsina y la trimetilarsina, se producen a partir de la transformación metabólica de bacterias y hongos (Alvarez et al., 2014).

La dimetilarsina, conocida como cacodil hidruro, y la trimetilarsina, también llamada trimetilarsénico, son líquidos sin color. Estos dos elementos se generan a partir de la conversión metabólica de compuestos de arsénico por bacterias y hongos (Lovaković, 2020).

1.5.2 Riesgos derivados del metal tóxico arsénico

a) Compuestos de arsénico inorgánico

Considerando la toxicidad en términos generales, aunque hay evidencia de que pequeñas cantidades de ciertos compuestos de arsénico pueden tener efectos beneficiosos, según algunos estudios en animales, se reconoce que los compuestos de arsénico, especialmente los inorgánicos, son considerados sustancias venenosas altamente potentes. La toxicidad aguda varía según el compuesto, su valencia y su solubilidad en entornos biológicos. Los compuestos solubles en estado trivalente se consideran los más tóxicos (Carabantes & de Fernicola, 2003, p. 12). La asimilación de compuestos inorgánicos de arsénico en el tracto gastrointestinal es casi total, aunque puede ser más lenta en formas menos solubles, como el trióxido de arsénico en partículas. Además, la inhalación conduce a una absorción casi completa, dado que incluso los materiales menos solubles depositados en la mucosa respiratoria se transfieren al tracto gastrointestinal, donde se absorben (Alvarez et al., 2014).

La exposición ocupacional a compuestos inorgánicos de arsénico puede ocurrir por inhalación, ingestión o contacto cutáneo, lo que conlleva a su absorción correspondiente. Si la exposición es excesiva, pueden observarse efectos agudos en la vía de entrada. Aunque la dermatitis puede manifestarse como un síntoma agudo, es más probable que resulte de la toxicidad asociada con exposiciones prolongadas (Çeliker et al., 2019b).

b) Intoxicación aguda

La exposición a concentraciones elevadas de compuestos de arsénico inorgánico puede ocurrir como resultado de la combinación de inhalación e ingestión o debido a accidentes en industrias que manejan grandes cantidades de arsénico, como el trióxido de arsénico (Rangel Montoya et al., 2015, p. 12). Dependiendo de la dosis, pueden manifestarse diversos síntomas y, en casos de exposición excesiva, puede ser fatal. Los síntomas iniciales incluyen conjuntivitis, bronquitis y dificultad para respirar, seguidos de malestar gastrointestinal y vómitos. Posteriormente, pueden presentarse síntomas cardíacos y un estado de shock irreversible, con un curso temporal de horas. En casos fatales, se han registrado niveles de arsénico en sangre superiores a 3 mg/l (Silva, 2013).

La exposición a pequeñas cantidades de compuestos de arsénico en el aire, como el trióxido de arsénico, puede causar problemas en las membranas mucosas del sistema respiratorio y la piel. Esto incluye irritación severa en la nariz, la garganta y los bronquios, así como en los ojos y la piel. En algunos casos, puede haber perforaciones en el tabique nasal semanas después de la exposición. Aunque se sugiere que la exposición repetida podría generar cierta resistencia a la intoxicación, esto no está bien respaldado por la investigación científica (Rangel Montoya et al., 2015).

Se han descrito efectos derivados de la ingestión accidental de arsenicales inorgánicos, especialmente del trióxido de arsénico. Aunque estos accidentes son muy raros en la industria actual, la intoxicación se caracteriza por lesiones gastrointestinales graves, que generan vómitos y diarrea intensa, pudiendo provocar shock, oliguria y albuminuria subsiguientes. Otros síntomas agudos comprenden edema facial, calambres musculares y trastornos cardíacos. Los síntomas pueden manifestarse minutos después de la exposición al tóxico en solución, pero pueden retrasarse varias horas si el compuesto de arsénico está en estado sólido o si se ingiere con una comida (Silva, 2013). La toxicidad de las partículas ingeridas depende de su solubilidad y tamaño. La dosis letal del trióxido de arsénico ingerido varía entre 70 y 180 mg, pudiendo causar la muerte

en un plazo de 24 horas, aunque generalmente se presenta en 3 a 7 días. La intoxicación aguda con compuestos de arsénico a menudo causa anemia y disminución de glóbulos blancos, especialmente de los granulocitos. En sobrevivientes, estos efectos suelen revertir en 2 a 3 semanas. Se puede observar un agrandamiento reversible del hígado, pero los exámenes hepáticos y las enzimas suelen mantenerse normales. Además, es común que las personas que sobreviven a esta intoxicación presenten problemas neurológicos periféricos unas semanas después de la ingestión (Çeliker et al., 2019b).

c) Exposición a largo plazo (intoxicación crónica)

La intoxicación crónica por arsénico puede ocurrir en trabajadores expuestos durante períodos prolongados a concentraciones elevadas de compuestos de arsénico suspendidos en el aire. Los efectos más notables incluyen impactos locales en la mucosa del tracto respiratorio y la piel, así como posibles afectaciones en el sistema nervioso, circulatorio, hígado y la posibilidad de desarrollar cáncer en el tracto respiratorio (Bravo et al., 2020).

En situaciones de exposición prolongada al arsénico a través de la ingesta de alimentos, agua o medicamentos, los síntomas difieren en cierta medida de los que surgen por inhalación. Prevalcen síntomas abdominales vagos, como diarrea o estreñimiento, enrojecimiento de la piel, pigmentación e hiperqueratosis. Además, pueden manifestarse trastornos vasculares, que en algunas regiones han llevado a la aparición de gangrena periférica (Silva, 2013).

La intoxicación crónica por arsénico se relaciona comúnmente con anemia y reducción de glóbulos blancos. En personas expuestas a largo plazo por vía oral, como trabajadores de viñedos expuestos a vino contaminado, la afectación hepática es más común. También se ha notado un aumento en el cáncer de piel en estos casos. La exposición prolongada al arsénico inorgánico a través del agua puede causar problemas vasculares como fenómenos de Raynaud y, en casos extremos, gangrena periférica, como se vio en Taiwan. Aunque los trabajadores expuestos al arsénico inorgánico en el aire durante períodos prolongados no

muestran manifestaciones tan severas, pueden experimentar cambios leves en la circulación periférica y tener más riesgo de baja presión sanguínea en climas fríos. Detalles adicionales sobre las dosis absorbidas de arsénico se describen más adelante (Bravo et al., 2020).

d) Problemas dermatológicos

Las manifestaciones cutáneas causadas por la exposición al arsénico muestran variaciones según el tipo de exposición. Los síntomas eczematosos de diversa intensidad son comunes, siendo las lesiones cutáneas por irritación local una consecuencia en la exposición profesional al arsénico suspendido en el aire. Se identifican dos tipos de trastornos dermatológicos:

- Tipo eczematoso, caracterizado por enrojecimiento, hinchazón y la formación de pápulas o vesículas.
- Tipo folicular, que se manifiesta con enrojecimiento, hinchazón o pústulas foliculares.

Las zonas más expuestas, como la cara, la nuca, los antebrazos, las muñecas y las manos, son los sitios principales de la dermatitis. Sin embargo, también puede extenderse a otras áreas como el escroto, la cara interna de los muslos, la parte superior del tórax, la parte inferior de las piernas y alrededor de los tobillos. A diferencia de otras lesiones arsenicales, la hiperpigmentación y la queratosis no son características prominentes de este tipo de afecciones (Belizario Quispe et al., 2019). Las pruebas cutáneas han demostrado que la dermatitis se debe al arsénico y no a las impurezas en el trióxido de arsénico crudo. Dependiendo de la concentración y duración de la exposición, esta reacción inicial puede evolucionar hacia lesiones dérmicas crónicas, presentes después de muchos años de exposición laboral o ambiental. Estos signos incluyen hiperqueratosis, verrugas y melanosis, siendo esta última más común en áreas como párpados, sienes, cuello, areolas de los pezones y pliegues axilares. En casos graves, puede aparecer arsenomelanosis en diversas áreas del cuerpo (Bravo Covarrubias et al., 2020).

En la intoxicación crónica por arsénico, aparecen líneas horizontales en las uñas, conocidas como líneas de Mees. Las lesiones en la piel pueden aparecer mucho tiempo después de que cese la exposición, cuando los niveles de arsénico en la piel ya han regresado a lo normal (Silva, 2013).

La exposición prolongada al arsénico por inhalación puede causar la perforación del tabique nasal y dañar la mucosa nasal. Esta lesión puede extenderse a la laringe, tráquea y bronquios (Belizario Quispe et al., 2019). Además, tanto la inhalación repetida como la ingestión frecuente de arsénico pueden provocar dermatitis facial y en los párpados, a veces, llevando a queratoconjuntivitis. En cuanto a los problemas neurológicos periféricos, las personas que sobreviven a intoxicaciones agudas suelen experimentar trastornos en su sistema nervioso periférico, que aparecen semanas después y suelen recuperarse gradualmente (Maia et al., 2021).

e) La neuropatía

Çeliker et al. (2019b) menciona que la neuropatía por arsénico suele presentar problemas de movimiento y sensaciones extrañas, aunque en casos leves solo puede afectar la sensibilidad de un lado del cuerpo. Por lo general, las piernas se ven más afectadas que los brazos. Después de una intoxicación por arsénico, pueden aparecer líneas horizontales en las uñas, llamadas líneas de Mees, en personas que se están recuperando (Bravo Covarrubias et al., 2020). El examen microscópico muestra un deterioro en los axones más largos, conocido como degeneración Walleriana. En la exposición laboral al arsénico, la neuropatía periférica puede presentarse de manera silenciosa y solo puede detectarse a través de pruebas neurofisiológicas. En un grupo de trabajadores expuestos durante mucho tiempo, con una absorción promedio de alrededor de 5 gramos (máximo de 20 gramos), se encontró una relación negativa entre la cantidad total de arsénico absorbido y la velocidad a la que los nervios conducen los impulsos (Belizario Quispe et al., 2019). Estos trabajadores también presentaron manifestaciones clínicas leves de afectación vascular periférica, como se

mencionó anteriormente. En niños expuestos al arsénico, se ha observado hipoacusia (Silva, 2013).

La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) clasifica los compuestos inorgánicos de arsénico como agentes carcinogénicos para los pulmones y la piel (Belizario Quispe et al., 2019). Existen indicios de un mayor riesgo de angiosarcoma hepático y posiblemente cáncer de estómago en personas expuestas a estos compuestos. Se ha notado un aumento en la frecuencia de cáncer del tracto respiratorio en trabajadores expuestos a insecticidas con plomo y arsenato cálcico, viticultores que usan insecticidas con cobre inorgánico y compuestos arsenicales, y fundidores expuestos a compuestos de arsénico e otros metales (Lovaković, 2020). El tiempo entre la exposición y la aparición del cáncer suele ser prolongado, generalmente de 15 a 30 años. Además, se ha demostrado una relación sinérgica entre la exposición al arsénico y el consumo de tabaco en el desarrollo del cáncer de pulmón (Çeliker et al., 2019b).

En lugares como Taiwan y Chile, el consumo de agua con altos niveles de arsénico se ha vinculado a tasas más altas de cáncer de piel. Se ha observado que la cantidad de arsénico en el agua está relacionada con este aumento (Rebaza Peñafiel & Rodríguez Rivera, 2014). En cuanto a los posibles efectos teratogénicos, dosis altas de compuestos de arsénico trivalente han causado malformaciones en hámsters cuando se administran por vía intravenosa (Belizario Quispe et al., 2019). Sin embargo, no se tiene evidencia sólida de que los compuestos de arsénico produzcan malformaciones en humanos en entornos laborales. Aunque hay datos que sugieren este efecto en trabajadores de fundiciones expuestos a varios metales y compuestos (Bravo Covarrubias et al., 2020).

1.6 Cadmio

El cadmio se encuentra principalmente en la corteza terrestre y siempre está presente junto con el zinc. Además, se genera como un subproducto inevitable en las extracciones de zinc, plomo y cobre en diversas industrias (Lovaković, 2020). Una vez liberado en el ambiente, principalmente a través del suelo, suele

ingresar debido a su presencia en estiércoles y pesticidas (Díaz Álvarez, 2013). El cadmio rara vez se encuentra en su forma metálica pura en el entorno natural; más comúnmente se encuentra en forma de óxidos complejos, sulfuros y carbonatos, vinculados a los minerales de zinc, plomo y cobre (García & Cruz, 2012).

1.6.1 Distribución y usos

El cadmio (Cd), que comparte similitudes químicas y físicas con el zinc, se encuentra comúnmente junto a este metal en la naturaleza. Su resistencia a la corrosión lo hace útil para recubrir piezas metálicas, como tornillos, tuercas y partes de vehículos, protegiéndolos contra la corrosión (Lovaković, 2020). Aunque solo un pequeño porcentaje se utiliza para este fin en la actualidad, se emplea en pigmentos, estabilizadores de plásticos y en baterías recargables, como las utilizadas en teléfonos móviles (García & Cruz, 2012). Sin embargo, debido a su potencial impacto ambiental, muchos países han establecido regulaciones para reducir su uso y limitar su dispersión en el entorno (Moreno-Rivas & Ramos-Clamont Montfort, 2018).

1.6.2 Metabolismo y acumulación

El cadmio ingerido normalmente se absorbe entre un 2% y un 6% en el tracto gastrointestinal. Sin embargo, en personas con bajos niveles de hierro, evidenciados por una baja ferritina en la sangre, la absorción de cadmio puede ser más alta, llegando hasta un 20% de la dosis ingerida (Galvão & Corey, 1987). Además, se puede absorber una cantidad considerable de cadmio por inhalación, ya sea a través del humo del tabaco o por exposición laboral al polvo de cadmio en el aire. Se estima que la absorción pulmonar del polvo de cadmio inhalado varía entre el 20% y el 50%. Una vez absorbido, el cadmio viaja al hígado, donde comienza la producción de una proteína llamada metalotioneína, que se une al cadmio (Ramírez Ghiorzo & Vargas Salinas, 2017). Entre el 80% y el 90% del cadmio que ingresa al cuerpo se une a esta metalotioneína, actuando como una defensa para evitar la toxicidad de los iones de cadmio libres. Este complejo

metalotioneína-cadmio se mueve desde el hígado hacia los riñones a través del torrente sanguíneo, donde es filtrado hacia la orina (Galvão & Corey, 1987).

En los túbulos proximales, las células reabsorben el complejo metalotioneína-cadmio de la orina. Dentro de estas células, las enzimas digestivas descomponen la metalotioneína en partes más pequeñas, como péptidos y aminoácidos (Pinzón Bedoya, 2019). Los iones de cadmio liberados durante esta descomposición inician la creación de nueva metalotioneína, que vuelve a unirse al cadmio, protegiendo así a la célula de los efectos dañinos de los iones de cadmio libres. Se cree que cuando las células de los túbulos no pueden producir suficiente metalotioneína, puede ocurrir una disfunción renal. Los riñones y el hígado albergan alrededor del 50% del cadmio corporal total, siendo la concentración en la corteza renal aproximadamente 15 veces mayor que en el hígado antes de que se presenten daños renales causados por este metal (Marcano, 2000). La eliminación del cadmio es lenta, lo que lleva a su acumulación en el cuerpo con el tiempo y la edad. Se estima que la vida media del cadmio en el cuerpo humano varía entre 7 y 30 años, según la concentración en un mismo órgano en diferentes etapas de la vida (Nava et al., 2011).

1.6.3 Toxicidad aguda

La inhalación de compuestos de cadmio en concentraciones altas en el aire, más de 1 mg por metro cúbico durante 8 horas o en concentraciones mayores en periodos más cortos, puede causar neumonitis química y, en casos graves, edema pulmonar. Los síntomas se parecen a los de la gripe o la fiebre por inhalación de humo metálico y aparecen entre 1 y 8 horas después de la exposición. En casos graves, los signos más serios pueden tardar hasta 24 horas en manifestarse y, en casos fatales, la muerte puede ocurrir entre 4 y 7 días después. Actividades como soldadura, corte al plasma o fundición de aleaciones de cadmio pueden exponer a concentraciones superiores a 5 mg por metro cúbico (Beltrán et al., 2016).

La ingesta de bebidas contaminadas con más de 15 mg por litro de cadmio puede causar síntomas de intoxicación alimentaria, como náuseas, vómitos, dolor abdominal y a veces diarrea. Las fuentes de contaminación pueden ser utensilios

de cocina recubiertos con esmalte de cadmio o soldaduras con cadmio usadas en máquinas de bebidas frías y calientes. En animales, altas dosis de cadmio administradas por inyección provocan necrosis testicular, pero estos efectos no han sido observados en humanos (García & Cruz, 2012).

La intoxicación crónica por cadmio se relaciona con exposiciones prolongadas en entornos laborales con polvo de óxido de cadmio y estearatos de cadmio. Esta exposición puede generar problemas locales en las vías respiratorias o afectaciones en todo el cuerpo debido a la absorción del cadmio. Esto puede causar daño renal con presencia de proteínas en la orina y anemia. En aquellos expuestos a niveles altos de cadmio, puede aparecer anemia leve y, en casos de exposición muy alta, manchas amarillas en los dientes y pérdida del olfato (anosmia) son comunes (Martínez Flores et al., 2013; Herrera et al., 2023).

1.6.4 Cadmio y cáncer

Estudios epidemiológicos han observado un aumento en la mortalidad por cáncer de pulmón en trabajadores expuestos al cadmio, con una relación dosis-respuesta. Sin embargo, la interpretación se vuelve más compleja debido a la exposición simultánea a otros metales posiblemente carcinógenos. A pesar de las sospechas iniciales, la observación continua de trabajadores no ha confirmado un aumento en la mortalidad por cáncer de próstata (Cruz et al., 2023). En 1993, la Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC) clasificó al cadmio como carcinógeno para los seres humanos. Aunque algunos estudios son contradictorios, la posible capacidad carcinogénica del cadmio aún no está completamente esclarecida, aunque experimentos en animales sugieren esta propiedad (Eugenia et al., 2009).

1.7 Plomo

El plomo se encuentra principalmente en depósitos minerales como la galena, que es su fuente comercial principal. Otros minerales que contienen plomo incluyen cerusita, anglesita, corcoita y otros, los cuales a veces pueden tener otros metales perjudiciales (Rey et al., 2017).

Para obtener el plomo, se separan estos minerales de la ganga y otros elementos mediante procesos como trituración, molienda húmeda, clasificación y flotación. Luego, se funden en un proceso de tres etapas, incluyendo preparación de la carga, sinterización y reducción en hornos altos. Después se refina para eliminar impurezas como cobre, estaño, arsénico, antimonio, zinc, plata y bismuto (Gordillo Espinal, 2020).

El plomo obtenido se utiliza en forma de planchas o tubos en aplicaciones que requieren maleabilidad y resistencia a la corrosión, como en la industria química y construcción. También se emplea en el revestimiento de cables, en soldaduras y como componente en la industria automotriz (Medellín et al., 2017).

Las sales de plomo se usan ampliamente en pinturas y pigmentos. Por ejemplo, el carbonato y sulfato de plomo se usan como pigmentos blancos, mientras que los cromatos de plomo dan colores como amarillo, naranja, rojo y verde. El arseniato de plomo es un insecticida, el sulfato de plomo se usa en mezclas de caucho, el acetato de plomo es esencial en la industria química, y el naftenato de plomo se emplea como agente secante. El plomo tetraetilo actúa como antidetonante para la gasolina en países donde está permitido (de Bogotá et al., 2018).

El plomo también se usa en aleaciones con antimonio, arsénico, estaño y bismuto para mejorar sus propiedades. Se agrega a aleaciones como latón, bronce o acero para proporcionarles características específicas (Rey et al., 2017).

Muchos países tienen leyes que imponen restricciones en la concentración máxima de compuestos orgánicos de plomo, como alquilos, en la gasolina, y en algunas áreas, su uso ha sido prohibido por completo (Huaranga Moreno et al., 2022).

1.7.1 Riesgos derivados del metal tóxico plomo

En la industria, la principal vía de exposición al plomo es a través del sistema respiratorio, con una absorción mayor por la circulación pulmonar. La cantidad absorbida depende de factores como el tamaño de las partículas de polvo

(particularmente aquellas menores a 5 micras) y el volumen respiratorio del trabajador. Aunque la respiración es la principal vía, prácticas laborales deficientes, como la higiene inadecuada y el hábito de fumar durante el trabajo, pueden aumentar significativamente la exposición, especialmente por vía oral. Además, la relación entre la concentración de plomo en el aire y los niveles en sangre puede variar, afectada por factores individuales y la falta de correlación exacta. Otro factor relevante es el gasto de energía, donde las horas extras pueden prolongar la exposición y reducir el tiempo de recuperación (Rey et al., 2017).

La exposición total es compleja y se ve influenciada por la variabilidad en el entorno laboral, cambios de ubicación y posturas frecuentes. Calcular una medida representativa de la exposición requiere muestreos personales extensos. El tamaño de las partículas de polvo de plomo es crucial, ya que las partículas respirables se generan en procesos como el pulverizado y mezcla de colores de plomo, así como el lijado de pinturas con plomo. La información sobre la distribución de tamaños de partículas es esencial para evaluar el riesgo asociado, siendo de mayor relevancia para los investigadores que para los profesionales de la higiene en el campo (Cabrera, 2018).

a) Destino biológico

El plomo inorgánico en el cuerpo humano no se metaboliza, sino que se absorbe, se distribuye y se elimina directamente. Su absorción depende de su forma química, las características físicas y la salud del individuo. Por ejemplo, se absorbe completamente cuando se inhala y se deposita en las vías respiratorias inferiores. En adultos, se absorbe alrededor del 10% al 15% del plomo ingerido por vía oral, pero en niños y mujeres embarazadas, especialmente en ayunas o con déficits nutricionales, puede llegar hasta el 50% (Expósito & Hernández, 2014).

Una vez en la sangre, el plomo se distribuye en tres partes del cuerpo: en la sangre misma, en los tejidos blandos (como riñones, médula ósea, hígado y cerebro) y en los tejidos mineralizados (huesos y dientes). La mayoría, alrededor del 95%

del plomo corporal total en adultos, se aloja en los huesos. Este plomo en los huesos puede liberarse en situaciones de estrés fisiológico, como el embarazo o enfermedades crónicas, aumentando los niveles en sangre incluso tras eliminar la fuente de exposición. El plomo en la sangre se encuentra principalmente en los glóbulos rojos, mientras que un pequeño porcentaje está en el plasma y puede transportarse a los tejidos (Arce Sancho, 2017).

El plomo no retenido en la sangre se excreta a través de los riñones o el aclaramiento biliar hacia el tracto gastrointestinal. Tras una exposición única, el plomo en la sangre tiene una semivida de aproximadamente 25 días en adultos, alrededor de 40 días en tejidos blandos y más de 25 años en la porción no lábil de los huesos. Aunque los niveles en sangre pueden volver a la normalidad después de una sola exposición, la carga corporal total de plomo puede permanecer elevada, y la intoxicación por plomo puede desarrollarse con el tiempo debido a la acumulación continua y liberación lenta del metal en el organismo (Guirola Fuentes et al., 2019).

b) Efectos fisiológicos

Plomo en la infancia puede tener consecuencias permanentes, como se evidencia en estudios que revelan daños al sistema nervioso central (SNC) a los 2 años de edad, resultando en deficiencias continuas en el desarrollo neurológico, incluyendo una puntuación de CI más baja y deficiencia cognitiva a los 5 años (Expósito & Hernández, 2014).

Investigaciones en niños en edad escolar, incluso sin historial de intoxicación por plomo, han revelado deficiencias notables en habilidades cognitivas, rendimiento académico y atención en comparación con aquellos con bajos niveles de plomo en el cuerpo. Estudios posteriores mostraron problemas académicos después de siete años, como dificultades para aprobar, menor desempeño en clases, más ausencias, dificultades en lectura, limitaciones de vocabulario y problemas motores, de reacción y coordinación (Cruz et al., 2023).

Niveles altos de plomo en sangre se relacionan con una disminución en la audición, especialmente en tonos altos, lo que puede influir en problemas de aprendizaje o comportamiento en niños expuestos. Los adultos también sufren efectos en el sistema nervioso central, como cambios sutiles de conducta, fatiga y dificultades de concentración con niveles moderados de plomo en sangre. Se han observado lesiones en el sistema nervioso periférico, afectando principalmente la motricidad, manifestándose como neuropatía y una disminución en la velocidad de conducción nerviosa, especialmente en trabajadores expuestos al plomo sin síntomas visibles. La parálisis evidente, como la caída de la muñeca, solo aparece como un signo tardío de intoxicación por plomo (Astete et al., 2009).

c) Efectos hematológicos

El plomo afecta la síntesis de hemoglobina al interferir en pasos enzimáticos claves en la producción de glóbulos rojos. La ferroquelatasa, responsable de incorporar el hierro en la protoporfirina IX, es particularmente sensible al plomo. Cuando esta enzima se ve afectada, aumenta el nivel de sustrato, llamado protoporfirina eritrocítica (FEP). Anteriormente, se usaba el nivel de FEP como indicador de intoxicación por plomo, pero investigaciones recientes sugieren que no es lo suficientemente sensible para detectar niveles bajos de plomo y, por lo tanto, ya no se usa como prueba diagnóstica (Expósito & Hernández, 2014).

El plomo puede provocar dos tipos de anemia. En casos de intoxicación aguda con altos niveles de plomo, se ha observado anemia hemolítica. En la intoxicación crónica, el plomo interfiere con la producción de glóbulos rojos y reduce su vida útil, causando anemia. Es relevante notar que la anemia no aparece de inmediato en la intoxicación por plomo, sino que se manifiesta cuando los niveles de plomo en sangre se mantienen elevados durante mucho tiempo (Alvarado, 2007).

d) Efectos endocrinos

Hay una relación evidente en la que los niveles de plomo en la sangre muestran una asociación inversa con los niveles de vitamina D. Puesto que la vitamina D juega un papel crucial en el sistema endocrino, principalmente en el

mantenimiento de la homeostasis del calcio dentro y fuera de las células, es plausible que la presencia de plomo afecte negativamente al crecimiento celular, la maduración, y el desarrollo de huesos y dientes (Sanín et al., 1998).

e) Efectos renales

La exposición prolongada al plomo puede ocasionar nefropatía como un efecto directo. La disfunción de los túbulos proximales se refleja en la presencia de aminoácidos, glucosa y fosfato en la orina, dando lugar a un síndrome similar al de Fanconi. También hay evidencia que sugiere una relación entre la exposición al plomo y la hipertensión, posiblemente mediada por mecanismos renales. Además, la hiperuricemia inducida por el plomo puede dar lugar al desarrollo de gota, acompañada de una disminución selectiva en la excreción fraccional de ácido úrico antes de que se observe una reducción en el aclaramiento de creatinina. La insuficiencia renal contribuye al 10 % de las muertes en pacientes con gota (Adriana et al., 2006).

f) Efectos sobre la reproducción y el desarrollo

Los depósitos de plomo en la madre pueden cruzar la barrera placentaria, representando un riesgo para el feto. En el pasado, se observaron más abortos y muertes fetales en mujeres expuestas al plomo en sus trabajos, aunque las exposiciones en ese tiempo eran probablemente mucho más altas que las actuales. Actualmente, no existen datos confiables sobre la relación entre la dosis de plomo y sus efectos en la reproducción femenina (Martínez, 2012).

El plomo puede afectar tanto la viabilidad como el desarrollo del feto. La exposición prenatal baja puede resultar en menor peso al nacer y más nacimientos prematuros. Aunque el plomo causa malformaciones en animales, en humanos, los estudios no han establecido claramente una relación entre los niveles de plomo y las malformaciones congénitas (Sanín et al., 1998).

Los efectos del plomo en el sistema reproductor masculino no están completamente definidos, pero hay datos que sugieren posibles impactos en la calidad y cantidad del esperma debido a exposiciones crónicas (Yucra et al., 2008)

g) Efectos cancerígenos

La Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC) clasifica el plomo inorgánico y sus compuestos en el Grupo 2B, lo que sugiere su posible capacidad carcinogénica para los seres humanos. Aunque algunos informes de casos señalan que el plomo podría ser cancerígeno para las personas, esta asociación aún no se ha establecido definitivamente. Se ha notado que sales solubles de plomo, como el acetato y el fosfato, causan tumores renales en ratas (Adriana et al., 2006).

1.8 Ecosistemas

Para gestionar de manera efectiva los ecosistemas de llanuras de inundación, ya sea para conservarlos, restaurarlos o mejorar sus servicios naturales, es crucial comprender a fondo los procesos que controlan su dinámica (Woodley et al., 2019).

Las aguas residuales de las minas en Chile están contaminando vastas áreas del país y sus impactos son actualmente irreversibles. Se necesita una respuesta humana rápida, ya sea para prevenir estos efectos modificando su impacto o para recuperar estas aguas y evitar que los daños sean permanentes (Graza Evaristo & Quispe Pozo, 2015).

1.8.1 Modelos para evitar vertimiento de aguas y sedimentos contaminados por la minería extractiva

La prevención del vertimiento de aguas contaminadas por la minería extractiva es fundamental para comprender y abordar este desafío ambiental consideramos aspectos relevantes; como:

- **Contaminación del agua:** El agua es un recurso vital y esencial para la vida en la tierra, su manejo adecuado es crucial para el desarrollo sostenible, la contaminación del agua puede provenir de diversas fuentes, incluida la minería extractiva; las impurezas y contaminantes en el agua pueden afectar la salud pública, la vida acuática y los

procesos industriales; las impurezas y contaminantes en el agua pueden tener consecuencias significativas; tales como:

- **En la salud pública:** El consumo de agua contaminada puede afectar la salud de las personas.
- **En la vida acuática:** Los contaminantes pueden dañar los ecosistemas acuáticos y la biodiversidad.
- **En los procesos industriales:** El agua contaminada puede afectar la eficiencia de los procesos industriales.
- **Vertimiento de aguas contaminadas:** El vertimiento de aguas contaminadas es una preocupación significativa en la minería, un modelo propuesto debe abordar cómo evitar o minimizar este vertimiento, debería tenerse en cuenta estrategias como el tratamiento adecuado, la gestión de residuos y la prevención de la liberación de sustancias tóxicas son fundamentales.
- **Enfoque preventivo:** El evitar vertimiento de aguas debe adoptar un modelo que debe centrarse en la prevención en lugar de la corrección posterior; identificar prácticas y tecnologías para evitar la contaminación desde el inicio es esencial, la conciencia ambiental y la aplicación de regulaciones también desempeñan un papel crucial; es decir, debe considerarse aspectos técnicos, ambientales y regulatorios para garantizar una minería más sostenible y responsable.

1.8.2 Modelos para evitar vertimiento de aguas y sedimentos contaminados por la minería extractiva

Para prevenir la contaminación de sedimentos por la minería extractiva, se pueden considerar las siguientes medidas tecnológicas:

- **Tecnologías de manejo de residuos:** Implementación de sistemas de manejo de residuos sólidos y líquidos para evitar vertimientos contaminantes.

- **Técnicas de sedimentación y filtración:** Uso de tecnologías que permitan separar los sedimentos antes de que lleguen a los cuerpos de agua.
- **Barreras físicas y vegetales:** Creación de barreras naturales o artificiales para evitar que los sedimentos se desplacen hacia ríos y lagos.
- **Monitoreo y control:** Uso sensores y sistemas de monitoreo para detectar y controlar la liberación de sedimentos contaminados; es fundamental que estas tecnologías se apliquen de manera adecuada y se regulen correctamente para prevenir la contaminación y proteger el medio ambiente.

1.8.3 Embalsamiento de vertimientos mineros en forma segura

La minería, aunque siempre tendrá impactos ambientales, está experimentando avances tecnológicos que podrían ayudar a reducir su huella ecológica, a medida que el mundo extrae más metales para obtener energía renovable, se están explorando enfoques más sostenibles (Ayala, 2011). Para embalsar vertimientos mineros de manera segura, existen varias tecnologías y enfoques que las empresas mineras están adoptando:

- **Estándares de gestión de relaves:** Se han desarrollado estándares internacionales para mejorar la seguridad de las instalaciones de relaves mineros, estos estándares buscan garantizar que los relaves se manejen de manera segura y responsable.
- **Tecnología de Flotación de Partículas Gruesas (CPF):** Algunas minas modernas están implementando esta tecnología para reducir la energía necesaria para moler los minerales y la intensidad del uso del agua. Por ejemplo, el proyecto de cobre de Angloamerican en Quellaveco (Moquegua) planea utilizar el modelo *Future Smart Mining*, que incluye CPF.

- **Vehículos eléctricos:** La minería está adoptando vehículos eléctricos para reducir las emisiones directas relacionadas con el transporte, estos vehículos son más limpios y eficientes en términos de energía.
- **Robots submarinos autónomos:** Empresas como UNEXMIN GeoRobotics han desarrollado robots submarinos autónomos que pueden explorar y mapear minas submarinas de manera segura, estos robots pueden identificar minerales y ayudar a evaluar la seguridad de las operaciones.
- **Investigación y desarrollo continuo:** Instituciones de investigación y asociaciones en países como Canadá, Australia y la Comunidad Europea están impulsando la investigación y el desarrollo de tecnologías más sostenibles y seguras para la industria minera. Aunque aún queda camino por recorrer hacia una minería completamente sostenible, estos avances tecnológicos nos dan una idea de lo que está por venir en el sector minero, la seguridad y la sostenibilidad son prioridades clave para las operaciones mineras modernas (Rodríguez Pacheco, 2006).

1.8.4 Ecosistemas de fluidos naturales de los ríos contaminadas por drenajes de mina

Para Posada Ayala (2011) los ríos y lagos son ecosistemas vitales que sustentan la vida y desempeñan un papel crucial en el equilibrio ambiental, sin embargo, la actividad humana, especialmente la minería, puede tener un impacto devastador en estos cuerpos de agua; consideramos algunos aspectos relevantes:

a) Causas de la contaminación:

- **Actividad humana:** La minería y la liberación de desechos de las operaciones mineras son una fuente significativa de contaminación, los drenajes de mina, que contienen metales pesados y productos químicos tóxicos, fluyen hacia los ríos y alteran su composición natural.

- **Basura y residuos:** La acumulación de basura y desechos en las riberas de los ríos también contribuye a la contaminación, los plásticos, latas y otros productos extraños afectan la calidad del agua.
- **Vertidos industriales:** Las industrias liberan productos químicos y desechos directamente en los ríos, lo que altera la ecología acuática.

b) Consecuencias de la contaminación:

- **Impacto en la vida acuática:** La flora y fauna de los ríos se ven afectadas, los metales pesados y sustancias químicas alteran los hábitats y pueden ser letales para los organismos acuáticos.
- **Salud humana:** El consumo de agua contaminada puede tener efectos perjudiciales en la salud humana, además, la contaminación afecta la disponibilidad de agua potable.
- **Degradación del ecosistema:** La alteración de la calidad del agua afecta la biodiversidad y la estabilidad del ecosistema fluvial.

c) Alternativas de soluciones:

- **Conciencia ciudadana:** Es fundamental crear conciencia sobre la importancia de proteger los ríos y lagos, la educación y la promoción de prácticas sostenibles son esenciales.
- **Cumplimiento de normativas:** Las leyes y regulaciones deben aplicarse rigurosamente para prevenir la contaminación y sancionar a quienes la causan.
- **Restauración ecológica:** La restauración de ecosistemas fluviales, como la fijación de CO₂, la conservación del suelo y la biodiversidad, es crucial para revertir los daños; la contaminación de los ríos por drenajes de mina es un desafío urgente que requiere acciones concertadas para preservar estos valiosos ecosistemas (Posada Ayala, 2011).

CAPÍTULO II

INFLUENCIA DEL DESFOGUE DE AGUAS Y SEDIMENTOS METÁLICOS EMBALSADAS AL ECOSISTEMA DEL RÍO DE OPAMAYO - PERÚ

2.1 Razones de la investigación

Dentro de la subsistencia de toda Industria extractiva minera subterránea existen diferentes actividades en sus diversos frentes de operación, pero todas ellas concurren a una profundización cada vez más alejada de la superficie terrestre, ya que la mineralización económica y útil es imprescindible para la subsistencia de la empresa o el negocio minero; sin embargo contrario al interés de obtención del producto mineral, surge en los niveles más profundos de la mina, las inundaciones de aguas residuales provenientes de los distintos acuíferos hidrogeológicos y residuales de las distintas operaciones mineras, todas ellas direccionadas por la gravedad se acumulan en los niveles más bajos o profundos de la mina. Referidas inundaciones de aguas contaminadas con altas concentraciones de acidez son a su vez bombeadas hacia superficie, acumulándolos en pozas artificiales para almacenar y recibir o /no tratamiento, recirculación o bien darles vertimiento a las cuencas acuíferas naturales.

Al respecto; muchos de los contaminantes que ingresan a un cuerpo de agua superficial, por vía natural o antropogénica, quedan retenidos en los sedimentos que se depositan en el fondo del cauce, causando efectos tóxicos sobre los sistemas acuáticos (Núñez et al., 2013); por otro lado; la extracción de minerales causa contaminación por arsénico, plomo y otros productos asociados con la minería, dependiendo del proceso utilizado y del manejo de los residuos (Laino et al., 2015).

La ocurrencia inesperada de colapso y desfogue de posa acuífero minero artificial ocurrida en minera Kolpa con influencia o afluencia hídrica directa a la cuenca hidrográfica del Opamayo, sucedida en mayo 2023; por estar inmerso a la naturaleza acuática, humana, fauna y flora; ha sensibilizado preocupación a la sociedad y en especial no está ajeno a los intelectuales académicos en formación profesional en ingeniería de minas; destacando importancia que motivó acción de investigación a fin de determinar la presencia de elementos metales tóxicos en agua y sedimentos de origen minero sobre los sistemas acuáticos; que permita

reacción de opinión amigable ya sea para los emisores y prevención para los emitidos.

El desfogue de aguas y sedimentos metálicos embalsados puede tener un impacto significativo en el ecosistema del río Opamayo. La justificación podría centrarse en comprender cómo estas descargas afectan la calidad del agua, la flora y fauna acuática, así como los ecosistemas ribereños. Prácticamente se justifica por evidenciar resultados experimentalmente a través de análisis en laboratorio; mediante muestras, procesos, obteniendo indicadores de cuantía de concentración metálica con el equipo de Espectrofotómetro de absorción atómica.

Teóricamente se justifica al identificar posibles vacíos en el conocimiento existente sobre cómo el desfogue de aguas y sedimentos metálicos afecta el ecosistema del río Opamayo. Al abordar estas lagunas, la investigación contribuirá al entendimiento científico de los impactos ambientales, centrándose en la necesidad de comprender los efectos sinérgicos de la contaminación por metales en el ecosistema acuático. Esto podría implicar investigar cómo diferentes metales interactúan entre sí y cómo estas interacciones afectan la biota acuática y los procesos ecológicos; se enfatiza la importancia de la investigación para llenar lagunas en el conocimiento existente, avanzar en la comprensión científica y proporcionar información relevante para la gestión y conservación sostenible del ecosistema del río Opamayo.

Socialmente se justifica por abordar directamente la calidad del agua que la comunidad utiliza para diversos fines, como consumo humano, agricultura o recreación. Por lo tanto, la justificación social radica en la protección de la salud y el bienestar de los residentes de la zona, ya que la calidad del agua es fundamental para la vida diaria y la salud pública, donde se involucró a la comunidad local en el proceso, fomentando la participación ciudadana y la toma de decisiones informada. Esta participación fortalece la relación entre los investigadores y la comunidad, asegurando que los resultados sean relevantes y aplicables a las preocupaciones y necesidades locales.

La justificación social en este contexto se centró en la necesidad de preservar el río Opamayo para las generaciones futuras. Entendiendo y abordando la contaminación por metales contribuye a la sostenibilidad a largo plazo de los recursos naturales que son fundamentales para la comunidad; destacando su importancia para el bienestar y la calidad de vida de la comunidad, fomentando la participación comunitaria, empoderando a los residentes locales y contribuyendo a la preservación sostenible de un recurso vital para la sociedad.

Legalmente se justifica por abordar el cumplimiento de las normativas ambientales pertinentes. La identificación y evaluación de las descargas de aguas y sedimentos metálicos pueden ayudar a determinar si estas acciones cumplen con los estándares legales establecidos por las autoridades ambientales locales y nacionales teniendo un marco legal las reglamentaciones del Ministerio de Trabajo, normativas ambientales, normativas del agua (Autoridad Local del Agua (ALA), Autoridad Nacional del Agua (ANA), Decreto Supremo N° 004-2017- MINAM para agua, los considerandos de la importancia de realizar investigación en la universidad como función esencial y obligatoria dando énfasis en la realidad nacional que considera el contexto de la Ley Universitaria N° 3220 y el Estatuto de la UNH.

2.2 Objetivo de la investigación

El objetivo principal de este proyecto fue determinar los metales tóxicos que contaminaron al ecosistema del río Opamayo a causa del desfogue circunstancial de aguas y sedimentos metálicos embalsadas por la actividad de Cia. Minera Kolpa S.A. en el año 2023.

2.3 Método, diseño y tipo de investigación

Método

El método del presente trabajo de investigación fue experimental porque consistió en someter estímulos o tratamiento para observar los efectos o reacciones que se producen (Arias-Gómez et al., 2016).

Diseño y tipo de investigación

El diseño experimental, es una herramienta fundamental para la investigación empírica y proporciona una base sólida para la toma de decisiones informadas y la generación de conocimiento científico (Alban et al., 2020). El tipo de investigación es aplicada y trasnversal (Oseda Gago et al., 2015).

2.3.1 Procedimiento metodológico

A) Ubicación geográfica de los puntos de muestreo en campo

La georreferenciación del lugar de muestreo fue a través del programa informático que muestra un globo virtual que permite visualizar múltiples cartografías, con base en la fotografía satelital (Google Earth), ubicándose los siguientes puntos de recolección.

Tabla 4

Georreferenciación Google Earth de los puntos de muestreo de agua

N° PUNTOS	MUESTRA	LUGAR	FECHA	COORDENADAS		ALTITUD (m.s.n.m.)
				N	E	
1	Agua	Poza-Cia.	01/06/2023	501860	8555405	4453
		Minera Kolpa	07/06/2023			
			11/06/2023			
			01/06/2023			
2	Agua	Rio Escalera	07/06/2023	505837	8559533	3997
			11/06/2023			
		Unión de ríos	01/06/2023			
3	Agua	Escalera y Huachocolpa	07/06/2023	505850	8559546	3993
			11/06/2023			

Tabla 5

Parámetros tomados de los puntos del río Opamayo

N° PUNTOS	MUESTRA	LUGAR	FECHA	Parámetros		ALTITUD (m.s.n.m.)
				T°C	pH	
1	Sedimento	Poza-Cia. minera Kolpa	01/06/2023	5.5	6.5	4453
			07/06/2023	6.5	6	
			11/06/2023	7	6.8	
			01/06/2023	6	5.5	
2	Sedimento	Rio Escalera Unión de ríos	07/06/2023	7	6.5	3997
			11/06/2023	9.7	5	
			01/06/2023	6.5	6.5	
3	Sedimento	Escalera y Huachocolpa Rio Opamayo -	07/06/2023	9.7	6	3993
			11/06/2023	8.5	6.5	
			01/06/2023	10.7	6.5	
4	Sedimento	Palca Rio Opamayo -	07/06/2023	6	5.5	3496
			11/06/2023	9	5.5	
			01/06/2023	7	6.5	
5	Sedimento	Tucspampa	07/06/2023	7	6.5	3424
			11/06/2023	8	6.5	

Figura 1

Vista panorámica de la poza de relave de CIA Minera Kolpa.



B) Procedimiento de análisis de aguas

Análisis de aguas en campo y laboratorio

➤ Muestreo de aguas en campos

Antes del muestreo:

- Se rotula el envase de polietileno de 1 litro de capacidad.

Figura 2

Envase debidamente rotulado



Durante el muestreo:

- Se enjuaga el envase por 3 veces.
- Toma de un 1 litro de muestra de agua en envase de polietileno a la mitad de la profundidad de la fuente de muestreo.
- Medición de los parámetros físicos del agua en campo.
- Adiciona de 3 ml ácido nítrico HNO₃ (1:1), para la preservación de la muestra de agua.

Figura 3

Enjuague del envase para la muestra de agua que se va a tomar



Figura 4

Toma de un 1 litro de muestra de agua en envase de polietileno a la mitad de la profundidad de la fuente de muestreo



Tabla 6

Medición de los parámetros físicos del agua en campo

PUNTOS	MUESTRA 02	LUGAR	T°C	pH	mV	(%)	(uS/cm)
1	Agua Kolpa	Poza-Cia. minera	6.3	5.22	-21	0.1	0.01
			6.0	5.62	-10	0.1	0.01
			6.5	5.69	-11	0.1	0.01
2	Agua Rio Escalera	Union de rios	7.20	6.75	-14	0.2	0.1
			10.8	6.96	-10	0.1	0.1
			12.7	6.25	-10	0.1	0.1
3	Agua Escalera y Huachocolpa	Rio Opamayo	9.2	6.99	-10	0.1	0.68
			16.4	74	-2	0.5	0.72
			14.4	7.2	-26	0.1	0.68
4	Agua Palca	Rio Opamayo	10.7	8.19	-8	0.3	0.01
			12.1	8.02	-6	0.2	0.00
			9.3	8.43	-8	0.3	0.01
5	Agua Tucsipampa	Rio Opamayo	12.4	8.09	-11	0.01	0.01
			11.1	8.15	-10	0.01	20.9
			8.5	7.78	-11	0.01	0.01

Figura 5

Medición de los parámetros físicos del agua en campo con el multiparámetro



Figura 6

Adiciona de 3 ml ácido nítrico HNO₃ (1:1), para la preservación de la muestra de agua



Después del muestreo:

- Llevar al laboratorio las muestras dentro de un cooler.

Figura 7

Traslado de muestras al laboratorio de la facultad.



b) Proceso de digestión de muestras de agua en laboratorio

- Tomar 50 ml de muestra (agitada).
- Trasvasar a tubo de 50 ml.
- Adicionar ácido nítrico (HNO_3) y ácido clorhídrico (HCL).
- Colocar en el bloque digestor $T^\circ = 85^\circ / 240$ minutos.
- Retirar en frio, enrazar con agua ultrapura (50ml).
- Tapar / agitar.
- Analizar por el equipo de absorción atómica.

Figura 8

Tomar 50 ml de muestra (agitada)



Figura 9

Trasvasar a tubo de 50 ml



Figura 10

Adicionar ácido nítrico (HNO_3) y ácido clorhídrico (HCL)



Figura 11

Colocar en el bloque digestor $T^{\circ}= 85^{\circ} / 240$ minutos



Figura 12

Retirar en frio, enrasar con agua ultrapura (50ml), Tapar / agitar

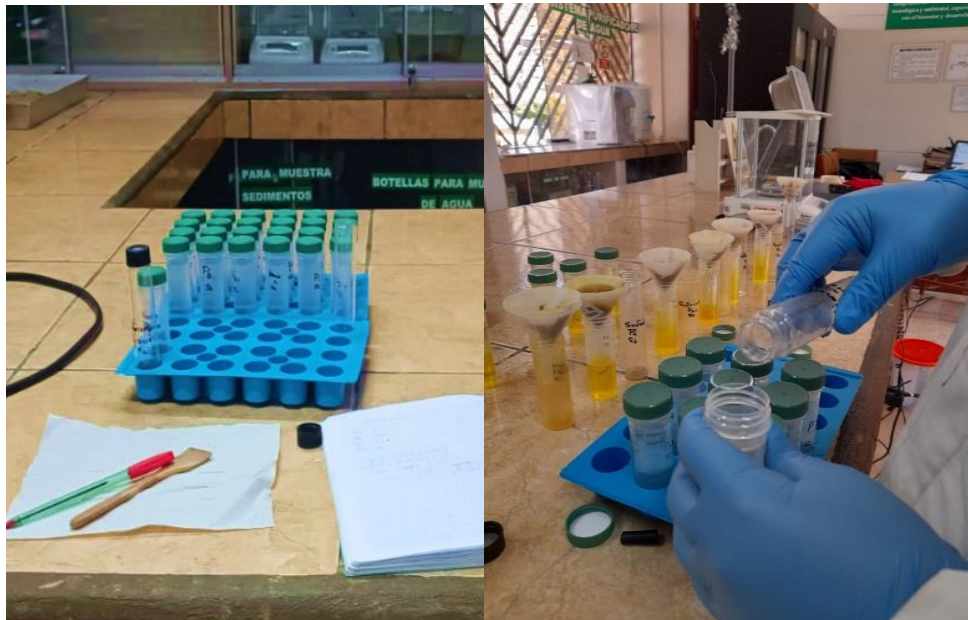


Figura 13

Analizar por el equipo de absorción atómica



C) Procedimiento de análisis de sedimentos

Muestreo de sedimentos en campos

➤ **Muestreo de sedimentos en campo**

Toma de muestras:

- La toma de muestra se realiza en campo.
- El muestreo debe ser a una profundidad de 30 cm, con un peso de 400 gr. de muestra y rotulado.
- Toma de parámetros físicos de los sedimentos.

Figura 14

La toma de muestra se realiza en campo



Figura 15

El muestreo se realizó a una profundidad de 30 cm, con un peso de 400 gr. de muestra y rotulado



Tabla 7

Toma de parámetros físicos de los sedimentos

N° PUNTOS	MUESTRA	LUGAR	FECHA	T°C	pH
1	Sedimento	Poza-Cia. minera	01/06/2023	5.5	6.5
		Kolpa	07/06/2023	6.5	6
			11/06/2023	7	6.8
2	Sedimento	Rio Escalera	01/06/2023	6	5.5
			07/06/2023	7	6.5
			11/06/2023	9.7	5
3	Sedimento	Union de rios	01/06/2023	6.5	6.5
		Escalera y	07/06/2023	9.7	6
		Huachocolpa	11/06/2023	8.5	6.5
4	Sedimento	Rio Opamayo -	01/06/2023	10.7	6.5
		Palca	07/06/2023	6	5.5
			11/06/2023	9	5.5
5	Sedimento	Rio Opamayo -	01/06/2023	7	6.5
		Tucsipampa	07/06/2023	7	6.5
			11/06/2023	8	6.5

Preparación mecánica de muestra de sedimentos en laboratorio

➤ Preparación de la muestra

- Identificación de muestra (3 a 5 kilos).
- Codificación en el laboratorio.

Figura 16

Identificación de muestra (3 a 5 kilos)



Figura 17

Codificación en el laboratorio



➤ **Secado**

- Secar la muestra a una temperatura de 65°C., en un tiempo de 48 horas.

Figura 18

Secado de la muestra a una temperatura de 65°C., en un tiempo de 48 horas



➤ **Preparación para análisis**

- Tamizado a malla -200.
- Pesar la muestra de 0.5 a 1gramo, previamente homogenizado, anotar el peso.
- Trasvasar la muestra en un tubo de digestión de vidrio de 50 ml.

Figura 19

Tamizado a malla -200



Figura 20

Se peso la muestra de 0.5 a 1gramo, previamente homogenizado, anotar el peso



➤ **Digestión (Cu, Pb, Zn): al 10% HCL**

- Adicionar 4 ml de HNO₃ (c), por las paredes del tubo.
- Colocar en tubo de digestión a 105 °C, hasta la eliminación de vapores nitrosos.
- Enfriar y adicionar 12 ml de HCl.
- Colocar en el bloque digestor T°= 105°C (evaporar todo el ácido), hasta ver un estado pastoso.
- Calentar para disolver sales x 5 minutos a una T° C= 105° a 120°C.
- Retirar / enfriar / aforar con agua ultrapura en fiola.
- Dejar sedimentar y filtrar para hacer la lectura en EAA.

Figura 21

Adición de 4 ml de HNO₃ (c), por las paredes del tubo

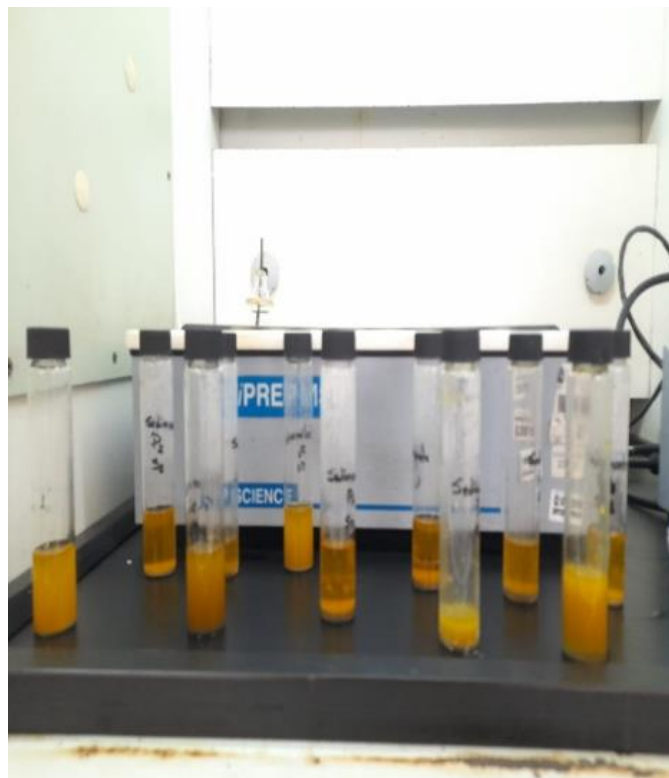


Figura 22

Colocar en tubo de digestión a 105 °C, hasta la eliminación de vapores nitrosos



Figura 23

Dejar sedimentar y filtrar para hacer la lectura en EAA



2.4 Consideraciones éticas

Medio ambientales: Previamente los investigadores hemos tomado reflexión sobre nuestros deberes y responsabilidades humanas con la naturaleza, los seres vivientes y generaciones futuras; en razón al cuidado, hemos actuado durante la obtención de muestras, en diferentes puntos del río Opamayo, el transporte y los procesos en laboratorio de la Escuela Profesional de Ingeniería de Minas de la UNH; evitando daños, valorando y sin alterar la vida ni el entorno.

En el ámbito de la comunidad: Se peticionó acceso, respetando sus propias vivencias sociales y culturales, comunicándole la razón del estudio sobre el desfogue de aguas y sedimentos mineros y que benéfico o maligno resultaría para la salud de todo ser vivo, específicamente en la cuenca hídrica del Opamayo y que al final a través de los medios de difusión de la UNH, se difundirán para consideraciones de reflexión o prevención.

De riesgo: Se ha previsto y se practicó el uso de materiales, implementos y medidas de prevención evitando peligros y posibilidad de daños potenciales en los actores de la investigación y lo que implicó la naturaleza al obtener muestras.

De beneficio y principio de justicia: Contribuir a un conocimiento generalizado y compartido para el progreso de toda la sociedad; es decir por igual con equidad y sin preferencias.

De transparencia y divulgación: Fomentar cooperación y confianza, garantizando transparencia de la investigación académica y publicación haciendo accesible a la información pública.

De la publicación: La publicidad académica, estará en función de los actores del desarrollo para el conocimiento humano potencialmente útil donde las personas reciban crédito por sus ideas, bajo consideraciones de normas validadas a través de los revisores y la ética de publicación.

2.5 Resultados de la investigación

Los puntos de muestreo designados para este estudio abarcan diversas ubicaciones a lo largo del curso acuático del río Opamayo en el tramo específico de interés. El primer punto, denominado P1, corresponde a la poza de la minera CIA Minera Kolpa S.A., marcando el punto de inicio en la secuencia de muestreo. A continuación, el punto P2 abarca la sección del río conocida como río Escalera Huachocolpa, seguido por el punto P3 ubicado en la unión de los ríos Escalera y Huachocolpa. El punto P4 se encuentra en el tramo denominado río Opamayo - Palca, y finalmente, el punto P5 está situado en la sección del río denominada río Opamayo - Tucupampa. Estos puntos estratégicamente seleccionados proporcionan una representación integral de las condiciones ambientales a lo largo de la extensión del río Opamayo en el área de estudio.

Los puntos de muestreo (P1 a P5) están estratégicamente ubicados a lo largo del río Opamayo en el tramo de interés. Estos puntos permitirán realizar análisis de absorción de metales (As, Pb, Cd) tanto en muestras de agua como en suelo.

2.5.1 Resultados del análisis de arsénico (As) en agua

Tabla 8

Resultados del análisis de arsénico (As) en aguas en la semana 1

Puntos*	Concentración (mg/L)
P1	< 0.01
P2	< 0.01
P3	< 0.01
P4	< 0.01
P5	< 0.01
D.S N° 010-2010-MINAM	0.1

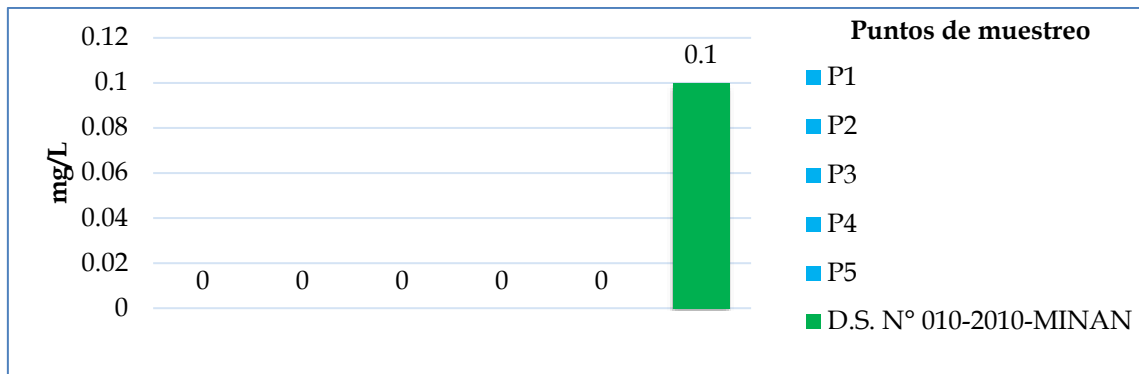
Nota. Los resultados de la tabla 5, para las muestras tomadas en los 5 puntos se determinaron que la concentración del arsénico está por debajo del límite de cuantificación (LC), del equipo de absorción atómica. Así mismo, la incertidumbre aplicada al resultado no aplica para valores menores al Límite de

Cuantificación (LC), indicando así, que están por debajo de los Estándares de Calidad Ambiental (ECAs).

* P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Figura 24

Resultados del análisis de arsénico (As) en aguas en la semana 1



Nota. Los resultados de la y la Figura 24, muestran que en los 5 puntos la concentración del arsénico está por debajo del límite de cuantificación (LC), por lo que están por debajo de los Estándares de Calidad Ambiental (ECAS).

Tabla 9

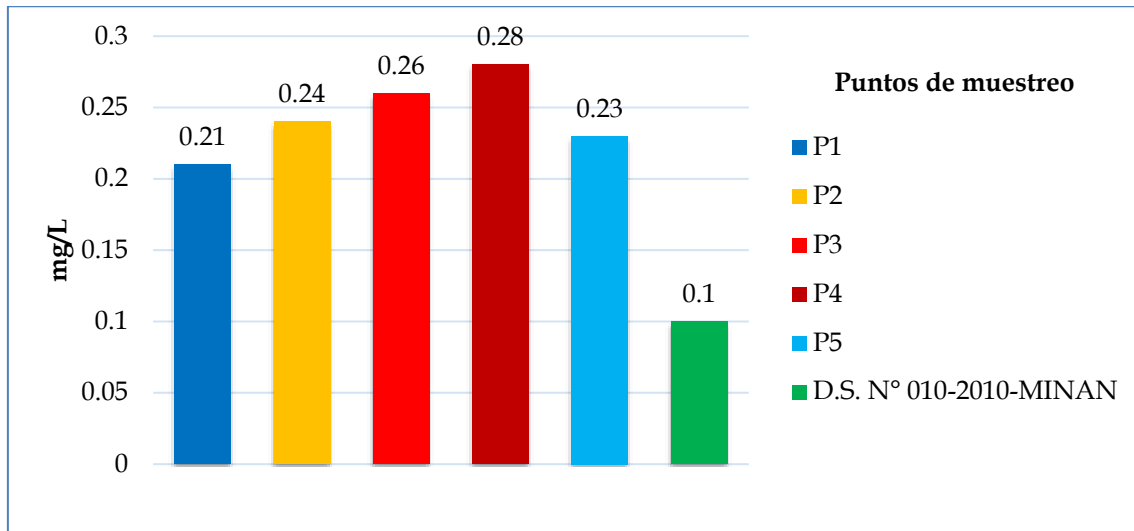
Resultados del análisis del arsénico (As) en agua en la semana 2

Puntos*	Concentración (mg/L)
P1	0.21
P2	0.24
P3	0.26
P4	0.28
P5	0.23
D.S N° 010-2010-MINAM	0.1

* P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Figura 25

Resultados del análisis del arsénico (As) en agua en la semana 2



Nota. La Tabla 6 y la Figura 25 muestran que en el punto P4 se evidencia una concentración predominante de arsénico de 0.28 mg/L, seguido por el punto P3 con 0.26 mg/L, P2 con 0.24 mg/L, P5 con 0.23 mg/L y, finalmente, P1 con 0.21 mg/L. Es relevante destacar que todos estos valores superan el límite máximo de 0.1 mg/L establecido por el Estándar de Calidad Ambiental (ECA).

Tabla 10

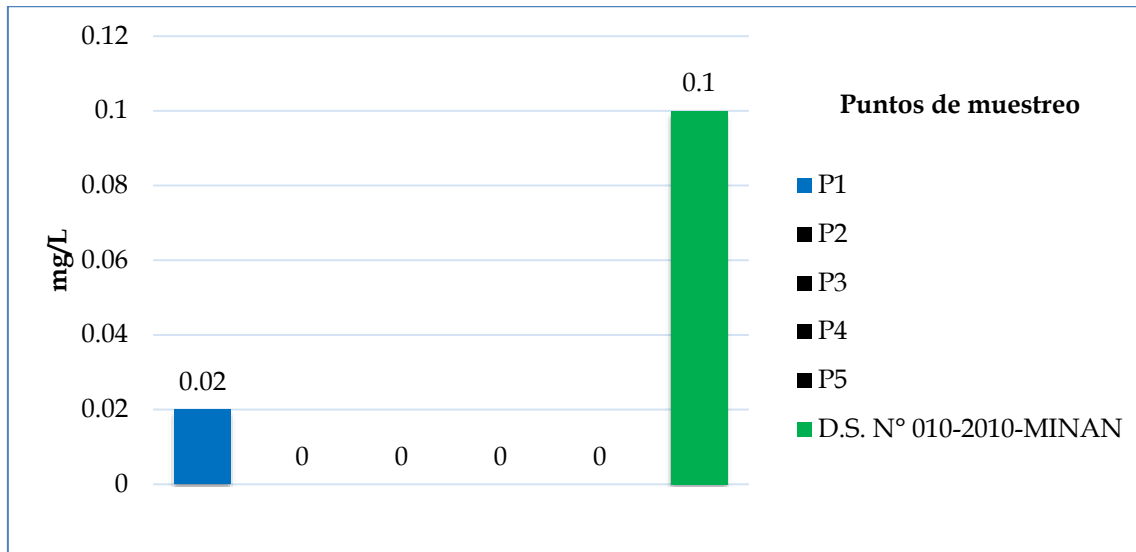
Resultados del análisis de arsénico (As) en agua en la semana 3

Puntos*	Concentración (mg/L)
P1	0.02
P2	< 0.01
P3	< 0.01
P4	< 0.01
P5	< 0.01
D.S N° 010-2010-MINAM	0.1

* P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Figura 26

Resultados del análisis de arsénico (As) en agua en la semana 3



Nota. La Tabla 7 y la Figura 26 muestran que en el punto P1 se evidencia una concentración predominante de arsénico de 0.1 mg/L, y en el P2, P3, P4 y P5 todos ellos menores al Límite de Cuantificación (LC) del equipo de absorción atómica, Es relevante destacar que todos estos valores están por debajo del límite máximo de 0.1 mg/L establecido por el Estándar de Calidad Ambiental (ECA).

2.5.2. Resultados del análisis de cadmio (Cd) en agua

Tabla 11

Resultado de análisis de Cadmio (Cd) en aguas en la semana 1

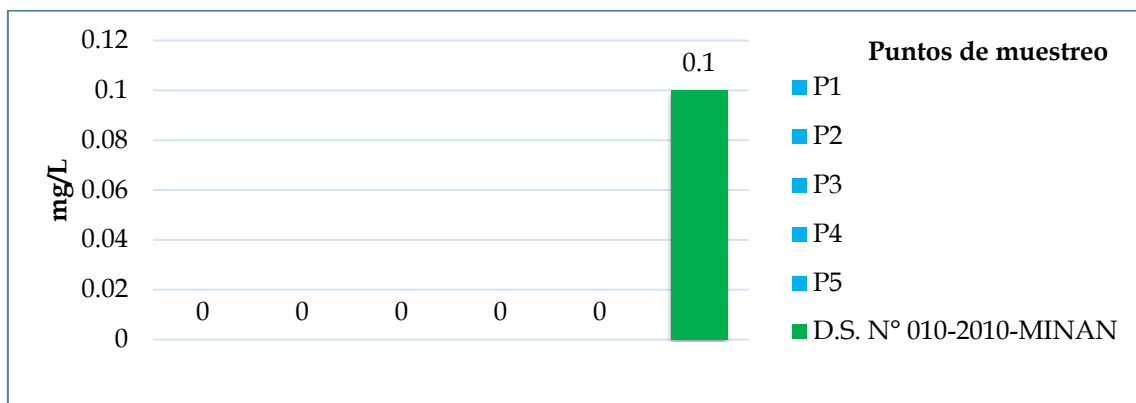
Puntos*	Concentración (mg/L)
P1	< 0.01
P2	< 0.01
P3	< 0.01
P4	< 0.01
P5	< 0.01
D.S N° 010-2010-MINAM	0.1

* P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Nota. Los resultados de la Tabla 8, para las muestras tomadas en los 5 puntos se determinaron que la concentración del cadmio está por debajo del límite de cuantificación (LC), del equipo de absorción atómica. Así mismo, la incertidumbre aplicada al resultado no aplica para valores menores al Límite de Cuantificación (LC), indicando así, que están por debajo de los Estándares de Calidad Ambiental (ECAs).

Figura 27

Resultado de análisis de Cadmio (Cd) en aguas en la semana 1



Nota. Los resultados de la Figura 27, muestran que en los 5 puntos la concentración del Cadmio (Cd) está por debajo del límite de cuantificación (LC), por lo que están por debajo de los Estándares de Calidad Ambiental (ECAs).

Tabla 12

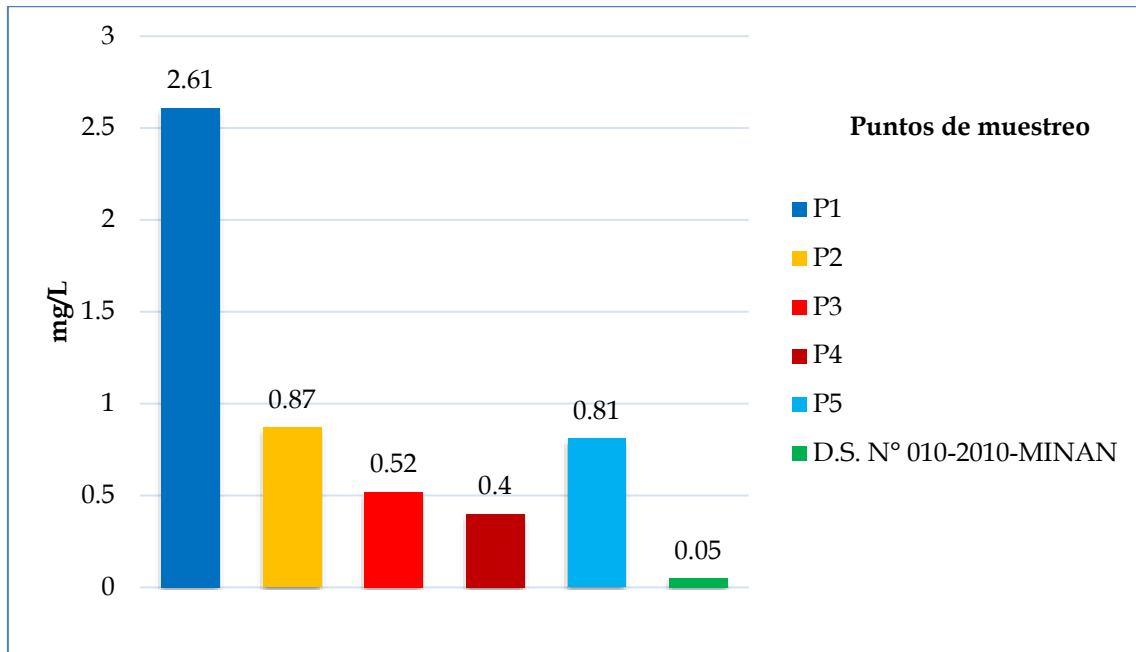
Resultado del análisis del Cadmio (Cd) en aguas en la semana 2

Puntos*	Concentración (mg/L)
P1	2.61
P2	0.87
P3	0.52
P4	0.40
P5	0.81
D.S N° 010-2010-MINAM	0.05

* P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Figura 28

Resultado del análisis del Cadmio (Cd) en aguas en la semana 2



Nota. La Tabla 12 y la * P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Figura 28 muestra que en el punto P1 se evidencia una concentración predominante de Cadmio (Cd) de 2.61 mg/L, seguido por el punto P2 con 0.87 mg/L, P5 con 0.81 mg/L, P3 con 0.52 mg/L y, finalmente, P4 con 0.4 mg/L. Es relevante destacar que todos estos valores superan el límite máximo de 0.05 mg/L establecido por el Estándar de Calidad Ambiental (ECA).

Tabla 13

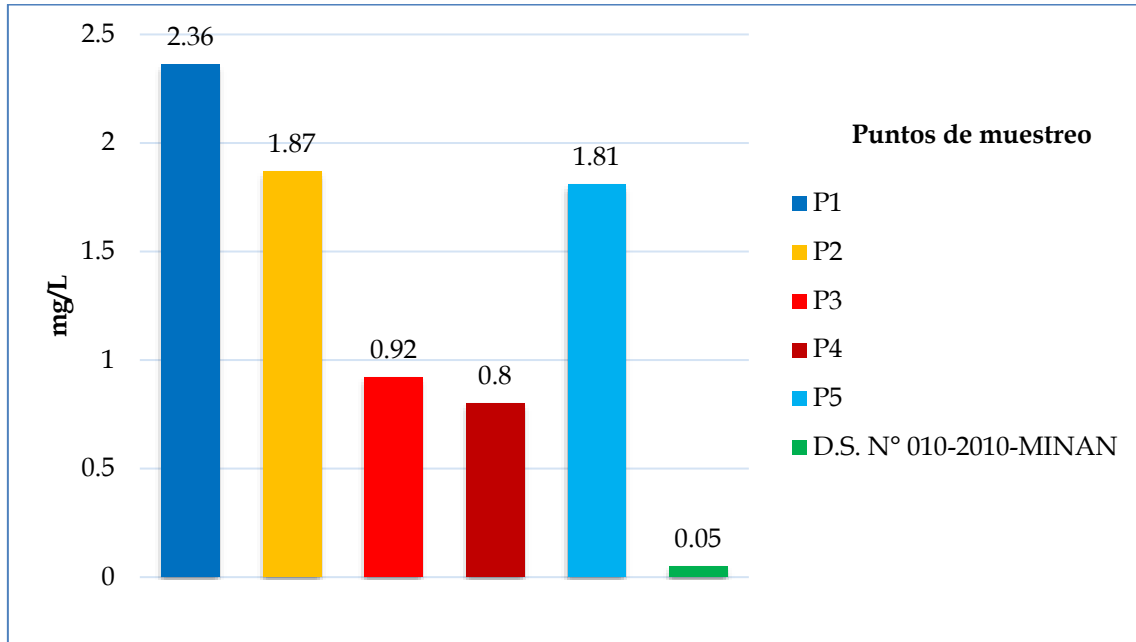
Resultado del análisis del Cadmio (Cd) en agua en la semana 3

Puntos*	Concentración (mg/L)
P1	2.36
P2	1.87
P3	0.92
P4	0.80
P5	1.81
D.S N° 010-2010-MINAM	0.05

* P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Figura 29

Resultado del análisis del Cadmio (Cd) en agua en la semana 3



Nota. La Tabla 13

Resultado del análisis del Cadmio (Cd) en agua en la semana 3 y la Figura 29 muestran que en el punto P1 se evidencia una concentración predominante de Cadmio (Cd) de 2.36 mg/L, seguido por el punto P2 con 1.87 mg/L, P5 con 1.81 mg/L, P3 con 0.92 mg/L y, finalmente, P4 con 0.8 mg/L. Es relevante destacar que todos estos valores superan el límite máximo de 0.05 mg/L establecido por el Estándar de Calidad Ambiental (ECA).

2.5.3 Resultados del análisis del Plomo (Pb) en agua

Tabla 14

Resultado de análisis del Plomo (Pb) en agua en la semana 1

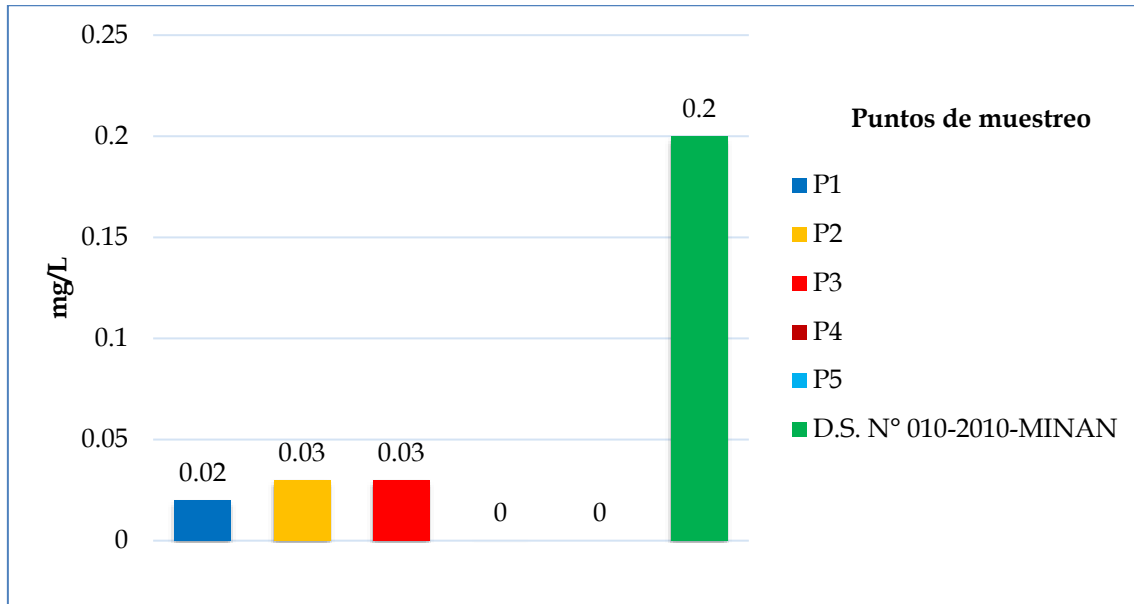
Puntos*	Concentración (mg/L)
P1	0.02
P2	0.03
P3	0.03
P4	< 0.01

P5		< 0.01
	D.S N° 010-2010-MINAM	0.2

* P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Figura 30

Resultado de análisis del Plomo (Pb) en agua en la semana 1



Nota. La Tabla 14 y la Figura 30 muestran que en el punto P2 y P3 se evidencia una concentración predominante de plomo (Pb) de 0.03 mg/L, seguido por el punto P1 con 0.02 mg/L, P4 y P5 muestran valores por debajo del límite de cuantificación (LC) del equipo. Es relevante destacar que todos estos valores están por debajo del límite máximo de 0.02 mg/L establecido por el Estándar de Calidad Ambiental (ECA).

Tabla 15

Resultado de análisis del plomo (Pb) en el agua en la semana 2

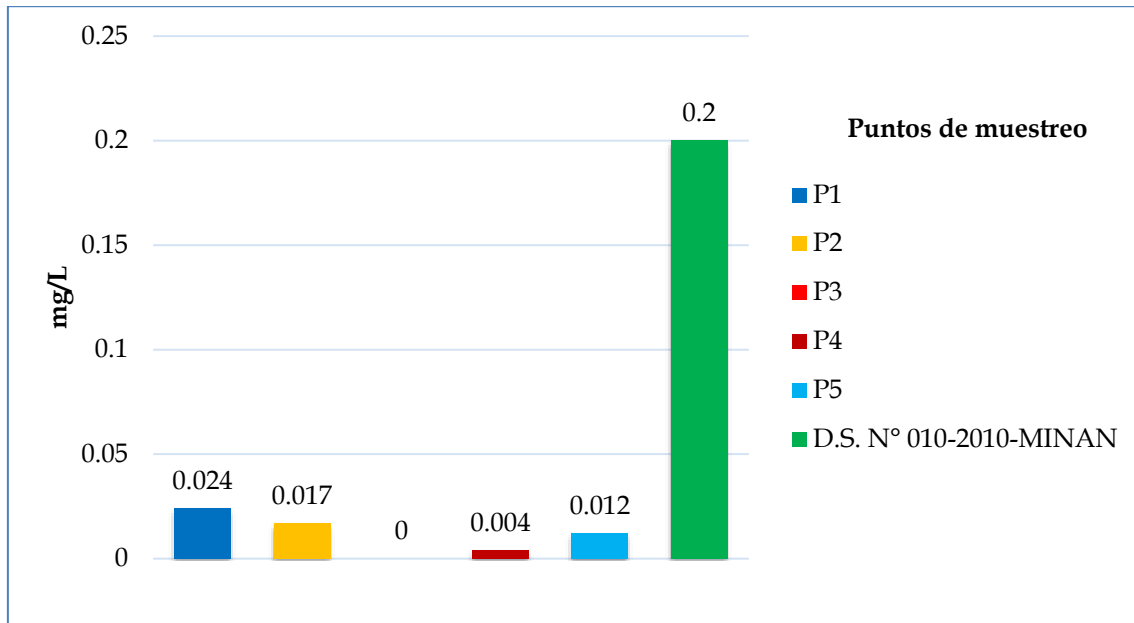
Puntos*	Concentración (mg/L)
P1	0.024
P2	0.017
P3	< 0.01
P4	0.004

P5	0.012
D.S N° 010-2010-MINAM	0.2

* P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Figura 31

Resultado de análisis del plomo (Pb) en el agua en la semana 2



Nota. La tabla 15 y la Figura 31 muestran que en el punto P1 se evidencia una concentración predominante de plomo (Pb) de 0.024 mg/L, seguido por el punto P2 con 0.017 mg/L, P5 con 0.012 y finalmente el punto P3 y P4 muestran un valores por debajo del límite de cuantificación (LC) del equipo. Es relevante destacar que todos estos valores están por debajo del límite máximo de 0.02 mg/L establecido por el Estándar de Calidad Ambiental (ECA).

Tabla 16

Resultados del análisis del plomo (Pb) en el agua en la semana 3

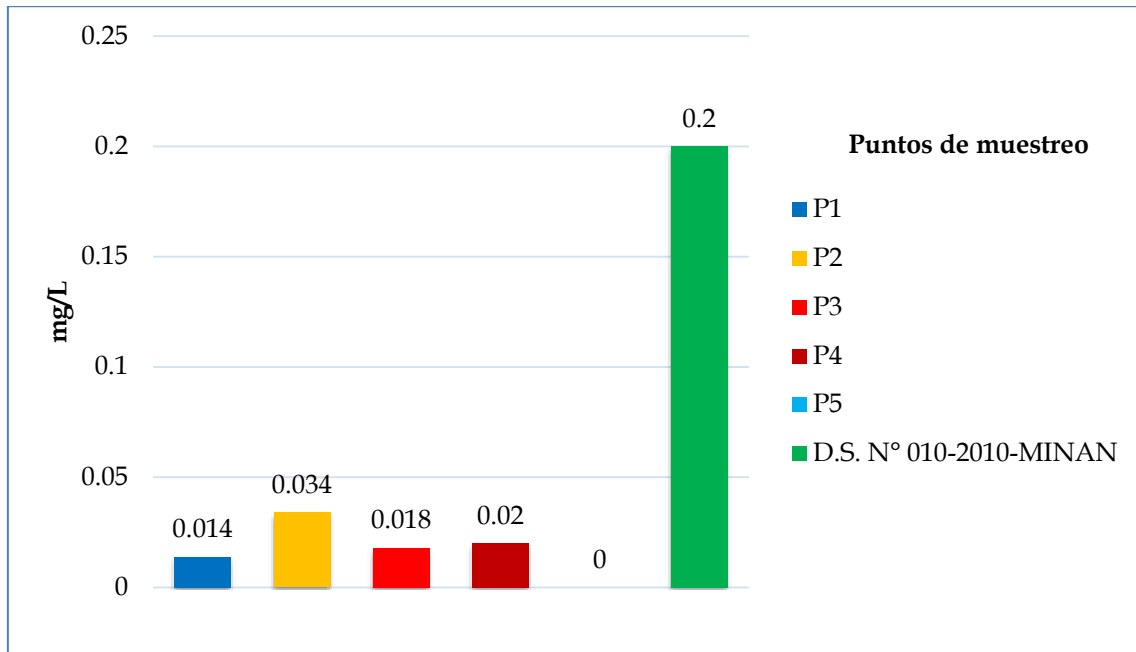
Puntos*	Concentración (mg/L)
P1	0.014
P2	0.034
P3	0.018
P4	0.020

P5	< 0.01
D.S N° 010-2010-MINAM	0.2

* P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Figura 32

Resultados del análisis del plomo (Pb) en el agua en la semana 3



Nota. La Tabla 16 y la Figura 32 muestran que en el punto P2 se evidencia una concentración predominante de plomo (Pb) de 0.034 mg/L, seguido por el punto P3 con 0.018 mg/L, P1 con 0.014 mg/L, P4 con 0.02 mg/L, y finalmente el punto P5 muestra un valor por debajo del límite de cuantificación (LC) del equipo. Es relevante destacar que todos estos valores están por debajo del límite máximo de 0.02 mg/L establecido por el Estándar de Calidad Ambiental (ECA).

Tabla 17*Consolidado de resultados de análisis de metales y metaloide en muestras de agua*

PUNTOS DE MUESTREO	SEMANA 1			SEMANA 2			SEMANA 3		
	Concentración mg/L			Concentración mg/L			Concentración mg/L		
	As	Cd	Pb	As	Cd	Pb	As	Cd	Pb
P1	< 0.01	< 0.01	0,02	0,21	2,61	0,024	0,02	2,36	0,014
P2	< 0.01	< 0.01	0,03	0,24	0,87	0,017	< 0.01	1,87	0,034
P3	< 0.01	< 0.01	0,03	0,26	0,52	< 0.01	< 0.01	0,92	0,018
P4	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0,28	0,40	< 0.01	< 0.01	0,80	0,020
P5	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0,23	0,81	0,012	< 0.01	1,81	< 0.01
PROMEDIO	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0.24	1.04	0.011	< 0.01	1.55	0.016
DECRETO SUPREMO N° 010-2010-MINAM *	0.1	0.05	0.2	0.1	0.05	0.2	0.1	0.05	0.2

Nota. * Límites máximos permisibles para la descarga de efluentes líquidos de actividades minero - metalúrgicas

2.5.4 Resultados del análisis de arsénico (As) en agua

Tabla 18

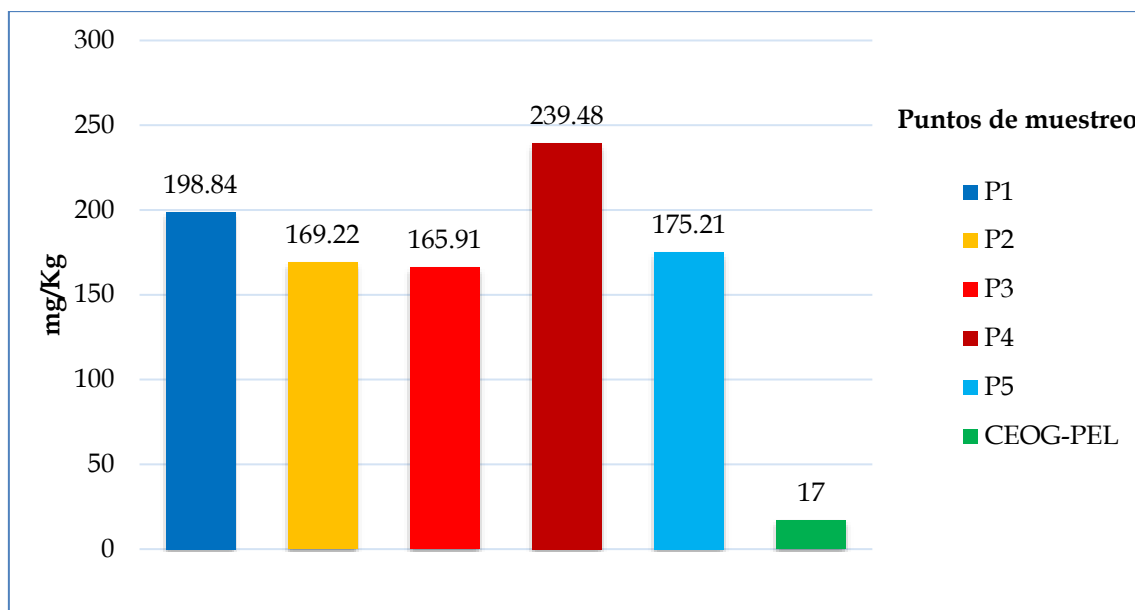
Resultado del análisis de arsénico (As) en sedimentos en la semana 1

Puntos*	Concentración (mg/Kg)
P1	198.84
P2	169.22
P3	165.91
P4	239.48
P5	175.21
CEQG -PEL (Niveles de efecto probable)	17

* P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Figura 33

Resultado del análisis de arsénico (As) en sedimentos en la semana 1



Nota. * P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Figura 33 muestran que en el punto P4 se evidencia una concentración predominante de arsénico (As) de 239.48 mg/Kg, seguido por el punto P1 con 198.84 mg/Kg, P5 con 175.21 mg/Kg, P2 con 169.22 mg/Kg, y finalmente el

punto P3 con 165.91. Es relevante destacar que todos estos valores están por encima del límite máximo de 17 mg/Kg establecido por el CEOG-PEL

Tabla 19

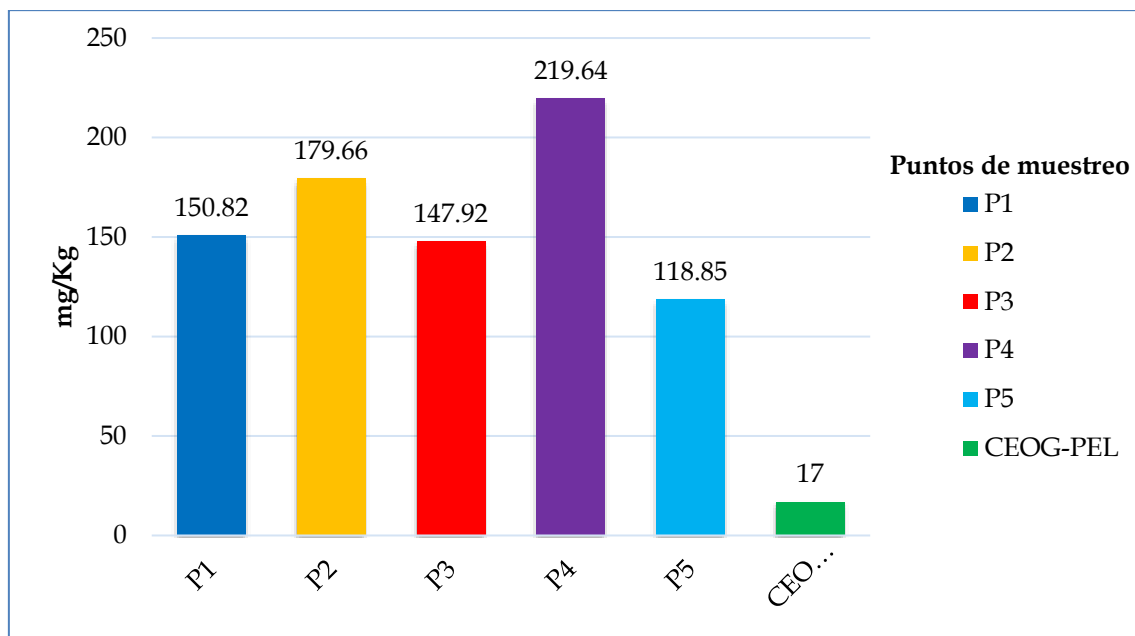
Resultado del análisis de arsénico (As) en sedimentos en la semana 2

Puntos*	Concentración (mg/Kg)
P1	150.82
P2	179.66
P3	147.92
P4	219.64
P5	118.85
CEQG -PEL (Niveles de efecto probable)	17

* P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Figura 34

Resultado del análisis de arsénico (As) en sedimentos en la semana 2



Nota. La Tabla 19 y la Figura 34 muestran que en el punto P4 se evidencia una concentración predominante de arsénico (As) de 219.64 mg/Kg, seguido por el punto P2 con 179.66 mg/Kg, P1 con 150.82 mg/Kg, P3 con 147.92 mg/Kg, y

finalmente el punto P5 con 118.85, así mismo, es relevante destacar que todos estos valores están por encima del límite máximo de 17 mg/Kg establecido por el CEOG-PEL.

Tabla 20

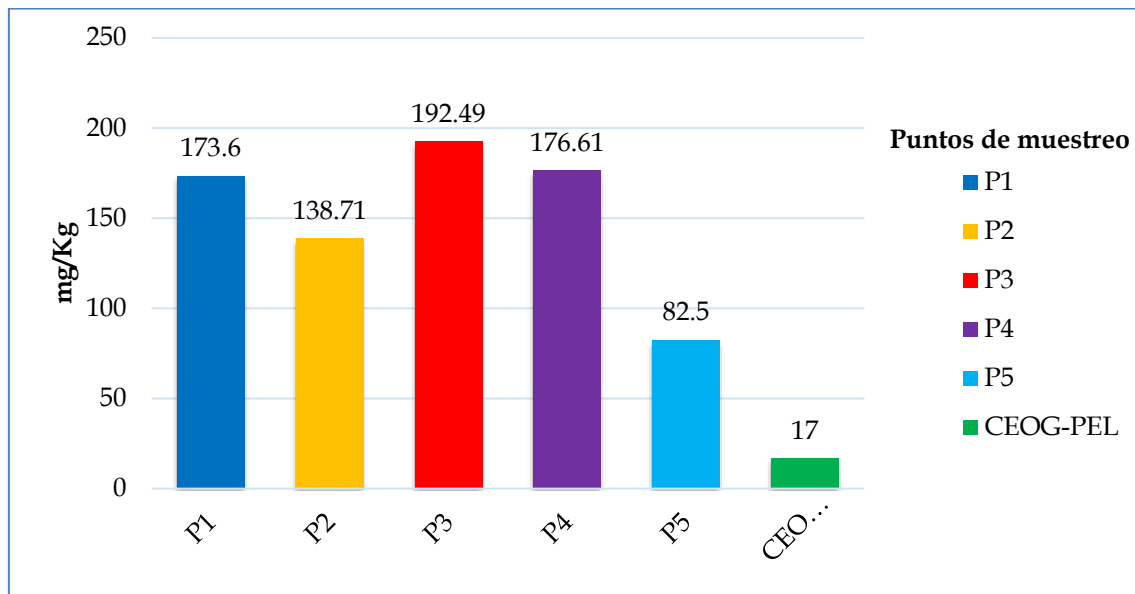
Resultado del análisis de arsénico (As) en sedimentos en la semana 3

Puntos*	Concentración (mg/Kg)
P1	173.60
P2	138.71
P3	192.49
P4	176.61
P5	82.50
CEQG -PEL (Niveles de efecto probable)	17

* P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Figura 35

Resultado del análisis de arsénico (As) en sedimentos en la semana 3



Nota. * P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Figura 35 muestran que en el punto P3 se evidencia una concentración predominante de arsénico (As) de 192.49 mg/Kg, seguido por el punto P4 con

176.61 mg/Kg, P4 con 173.6 mg/Kg, P2 con 138.71 mg/Kg, y finalmente el punto P5 con 82.5, así mismo, es relevante destacar que todos estos valores están por encima del límite máximo de 17 mg/Kg establecido por el CEOG-PEL.

2.5.5 Resultados de análisis del cadmio (Cd) en sedimentos

Tabla 21

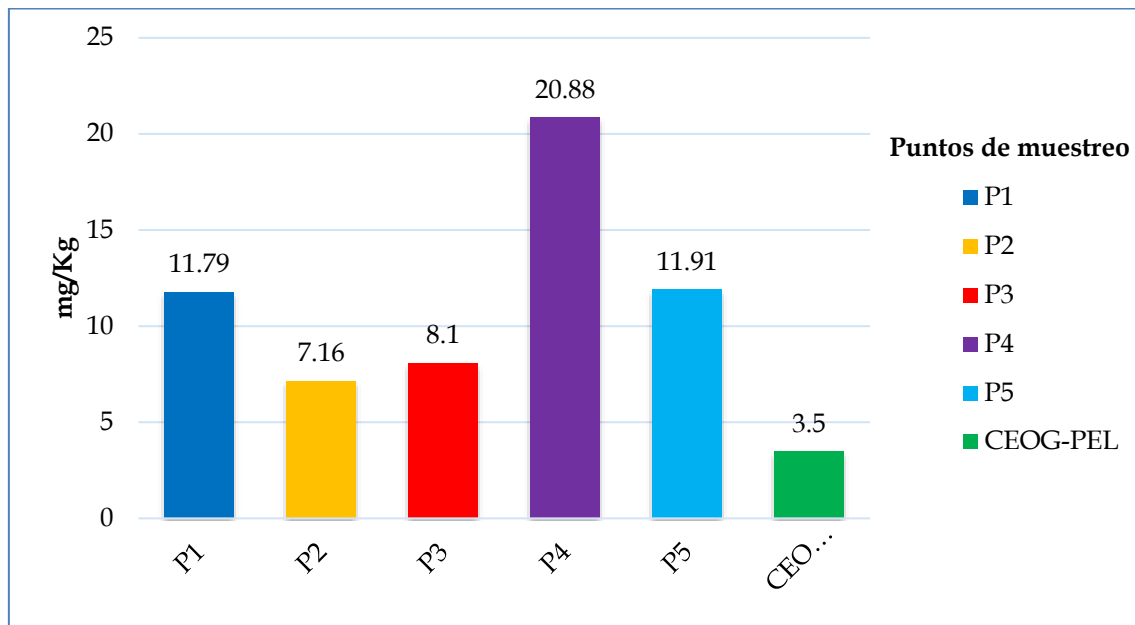
Resultados de análisis del cadmio (Cd) en sedimentos en la semana 1

Puntos*	Concentración (mg/Kg)
P1	11.79
P2	7.16
P3	8.10
P4	20.88
P5	11.91
CEQG -PEL (Niveles de efecto probable)	3,5

* P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Figura 36

Resultados de análisis del cadmio (Cd) en sedimentos en la semana 1



Nota. La Tabla 21 y la Figura 36 muestran que en el punto P4 se evidencia una concentración predominante de cadmio (Cd) de 20.88 mg/Kg, y el punto P5 con 11.91 mg/Kg, P1 con 11.79 mg/Kg, P3 con 8.1 mg/Kg, y finalmente el punto P2 con 7.16 mg/Kg. así mismo, es relevante destacar que estos valores están por encima del límite máximo de 3.5 mg/Kg establecido por el CEOG-PEL.

Tabla 22

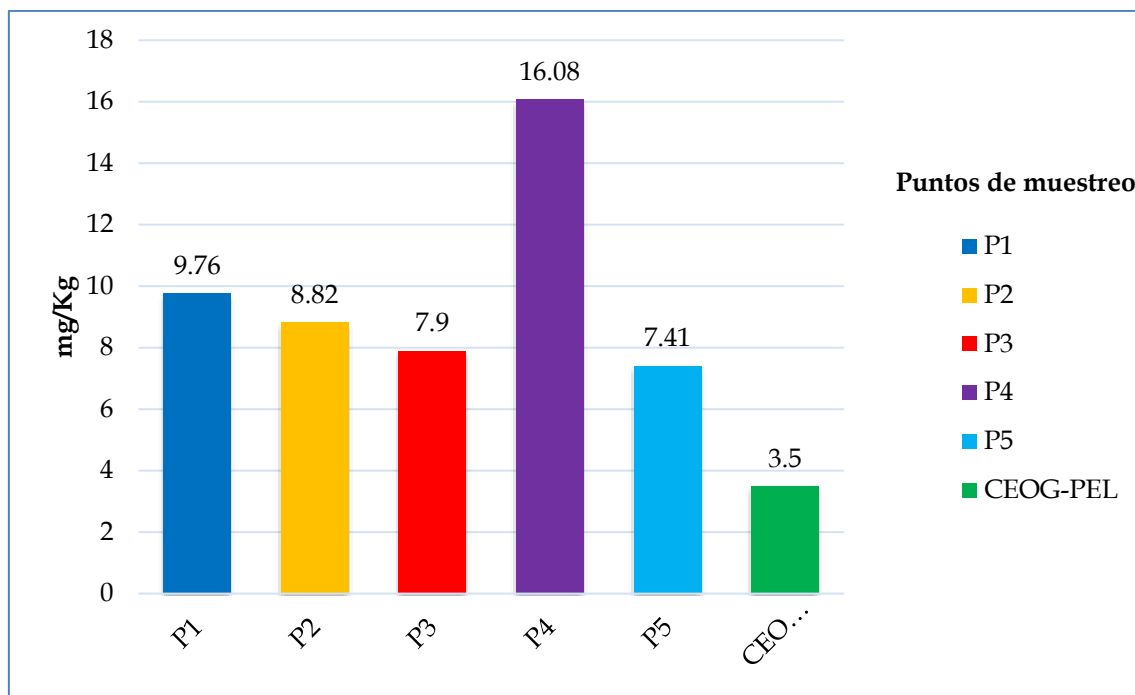
Resultados de análisis del cadmio (Cd) en sedimentos en la semana 2

Puntos*	Concentración (mg/Kg)
P1	9.76
P2	8.82
P3	7.90
P4	16.08
P5	7.41
CEQG -PEL (Niveles de efecto probable)	3,5

* P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Figura 37

Resultados de análisis del cadmio (Cd) en sedimentos en la semana 2



Nota. La Tabla 22 y la Figura 37 muestran que en el punto P4 se evidencia una concentración predominante de cadmio (Cd) de 16.08 mg/Kg, y el punto P1 con 9.76 mg/Kg, P2 con 8.82 mg/Kg, P3 con 7.9 mg/Kg, y finalmente el punto P5 con 7.41 mg/Kg. así mismo, es relevante destacar que estos valores están por encima del límite máximo de 3.5 mg/Kg establecido por el CEOG-PEL

Tabla 23

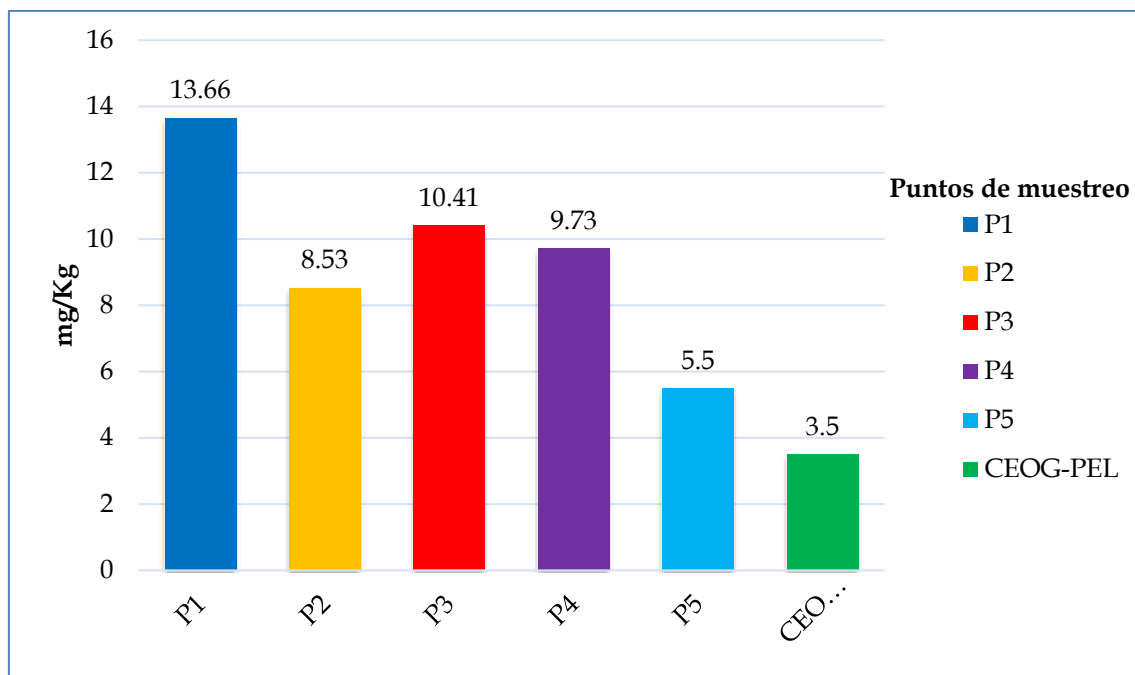
Resultados de análisis del cadmio (Cd) en sedimentos en la semana 3

Puntos*	Concentración (mg/Kg)
P1	13.66
P2	8.53
P3	10.41
P4	9.73
P5	5.50
CEQG -PEL (Niveles de efecto probable)	3,5

* P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Figura 38

Resultados de análisis del cadmio (Cd) en sedimentos en la semana 3



Nota. La Tabla 23 y la Figura 38 muestran que en el punto P1 se evidencia una concentración predominante de cadmio (Cd) de 13.66 mg/Kg, y el punto P3 con 10.41 mg/Kg, P4 con 9.73 mg/Kg, P2 con 8.53 mg/Kg, y finalmente el punto P5 con 5.5 mg/Kg. así mismo, es relevante destacar que estos valores están por encima del límite máximo de 3.5 mg/Kg establecido por el CEOG-PEL.

2.5.6 Resultados de análisis del plomo (Pb) en sedimentos

Tabla 24

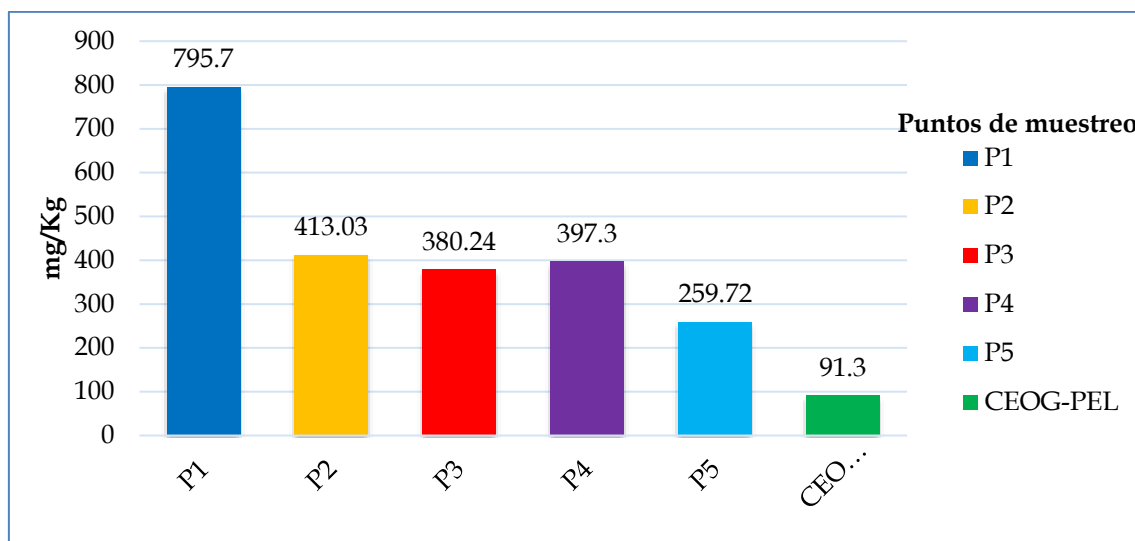
Resultados de análisis del plomo (Pb) en sedimentos en la semana 1

Puntos*	Concentración (mg/Kg)
P1	795.70
P2	413.03
P3	380.24
P4	397.30
P5	259.72
CEQG -PEL (Niveles de efecto probable)	91.3

* P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Figura 39

Resultados de análisis del plomo (Pb) en sedimentos en la semana 1



Nota. La Tabla 24 y la Figura 39 muestran que en el punto P1 se evidencia una concentración predominante de plomo (Pb) de 795.7 mg/Kg, y el punto P2 con 413.03 mg/Kg, P4 con 397.3 mg/Kg, P3 con 380.24 mg/Kg, y finalmente el punto P5 con 259.72 mg/Kg. así mismo, es relevante destacar que estos valores están por encima del límite máximo de 91.3 mg/Kg establecido por el CEOG-PEL.

Tabla 25

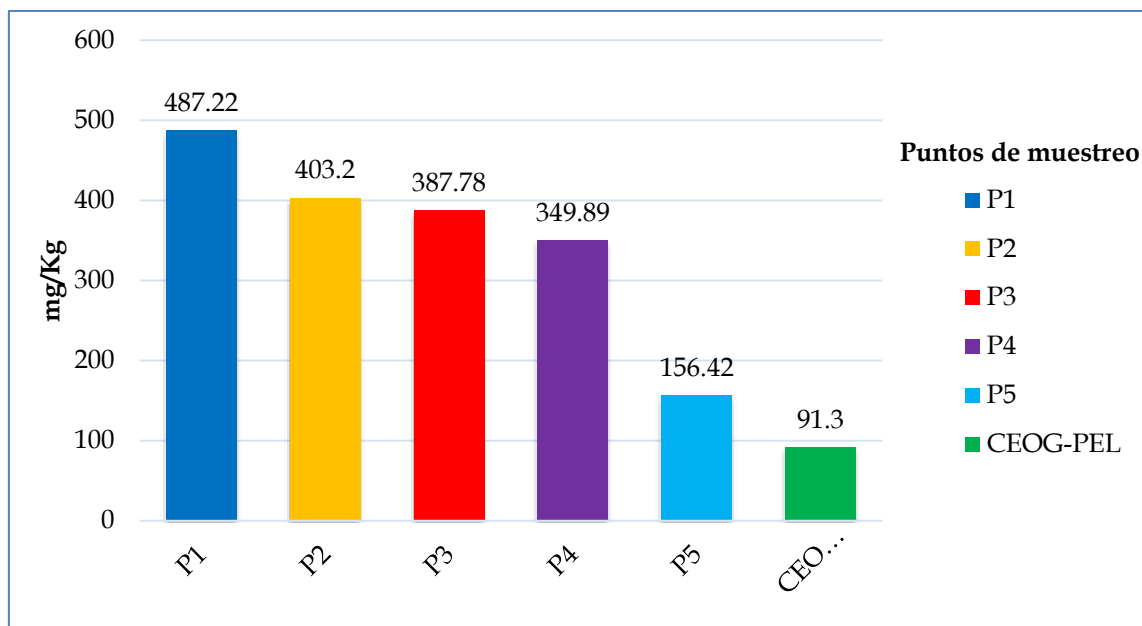
Resultados de análisis del plomo (Pb) en sedimentos en la semana 2

Puntos*	Concentración (mg/Kg)
P1	487.22
P2	403.20
P3	387.78
P4	349.89
P5	156.42
CEQG -PEL (Niveles de efecto probable)	91.3

* P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Figura 40

Resultados de análisis del plomo (Pb) en sedimentos en la semana 2



La

Tabla 25 y la Figura 40 muestran que en el punto P1 se evidencia una concentración predominante de plomo (Pb) de 487.22 mg/Kg, y el punto P2 con 403.2 mg/Kg, P3 con 387.78 mg/Kg, P4 con 349.89 mg/Kg, y finalmente el punto P5 con 156.42 mg/Kg. así mismo, es relevante destacar que estos valores están por encima del límite máximo de 91.3 mg/Kg establecido por el CEOG-PEL.

Tabla 26

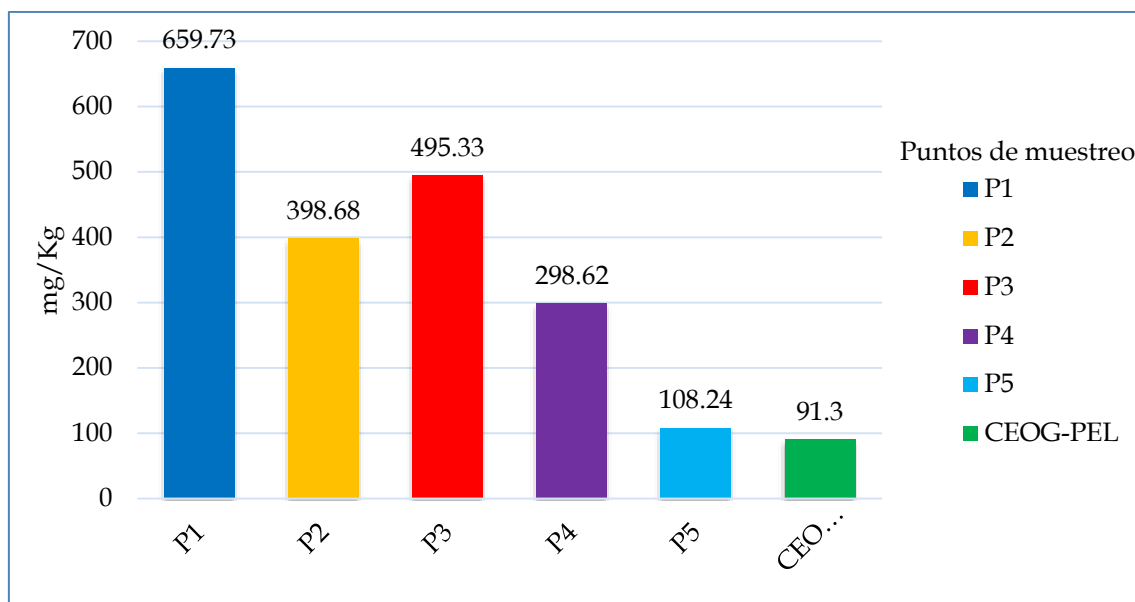
Resultados de análisis del plomo (Pb) en sedimentos en la semana 3

Puntos*	Concentración (mg/Kg)
P1	659.73
P2	398.68
P3	495.33
P4	298.62
P5	108.24
CEQG -PEL (Niveles de efecto probable)	91.3

* P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Figura 41

Resultados de análisis del plomo (Pb) en sedimentos en la semana 3



Nota. * P1, P2, P3, P4 y P5 son los puntos de muestreo de la investigación.

Figura 41 muestran que en el punto P1 se evidencia una concentración predominante de plomo (Pb) de 659.73 mg/Kg, y el punto P3 con 495.33 mg/Kg, P2 con 398.68 mg/Kg, P4 con 298.62 mg/Kg, y finalmente el punto P5 con 108.24 mg/Kg. así mismo, es relevante destacar que estos valores están por encima del límite máximo de 91.3 mg/Kg establecido por el CEOG-PEL.

Tabla 27

Consolidado de resultados de análisis de metales y metaloide en muestras de sedimentos

PUNTOS DE MUESTREO	SEMANA 1			SEMANA 2			SEMANA 3		
	Concentración mg/Kg			Concentración mg/Kg			Concentración mg/Kg		
	As	Cd	Pb	As	Cd	Pb	As	Cd	Pb
P1	198.84	11.79	795.7	150.82	9.76	487.22	173.6	13.66	659.73
P2	169.22	7.16	413.03	179.66	0,87	403.2	138.71	8.53	398.68
P3	165.91	8.1	380.24	147.92	0,52	387.78	192.49	10.41	495.33
P4	239.48	20.88	397.3	219.64	0,40	349.89	176.61	9.73	298.62
P5	175.21	11.91	259.72	118.85	0,81	156.42	82.5	5.5	108.24
PROMEDIO	189.732	11.968	449.198	163.378	1.04	356.902	152.782	9.566	392.12
DECRETO SUPREMO N° 010-2010-MINAM *	17	3.5	91.3	17	3.5	91.3	17	3.5	91.3

Nota. *Línea Guía sobre la Calidad de Sedimentos para la Protección de Vida Acuática, de las Directrices Canadienses de Calidad Ambiental (CEQG)

2.6 Discusión de resultados de investigación

La liberación accidental de metales tóxicos en el ecosistema del río Opamayo proveniente de la actividad de la Cia. Minera Kolpa S.A. en Huancavelica durante el 2023 ha generado una problemática ambiental crítica, afectando incluso a especies acuáticas (Armas et al., 2021). Se han detectado altas concentraciones de cadmio (Cd), arsénico (As) y plomo (Pb) en muestras de agua y sedimentos, superando significativamente los límites permitidos por las normativas establecidas, al igual que en otros ríos (Xiao et al., 2021; Ziemkiewicz et al., 1997; Rufino Elías, 2023; Liu et al., 2019; Calla Llontop, 2010). Estas concentraciones excesivas de metales representan una amenaza directa para la salud humana y la vida silvestre. Una situación similar se repite en el caso de caseríos y comunidades expuestas a estos metales (Gordillo Espinal, S. A. (2020; Chen et al., 2019; Gavilanez Garcia, 2016). El cadmio, arsénico y plomo son conocidos por sus efectos tóxicos, incluso en cantidades relativamente bajas (Asmat et al., 2016). Acorde a los resultados de Silva (2013); Sanín et al. (1998); Rangel Montoya et al. (2015) y Nava-Ruíz y Méndez-Armenta (2011) la exposición prolongada o repetida a estos metales puede causar problemas de salud graves, desde daños en órganos vitales hasta enfermedades crónicas, y pueden afectar negativamente el desarrollo cognitivo en niños (Jiménez Oyola, 2021; Herrera-Cruz et al., 2017)

En el caso del cadmio, la concentración medida en el agua del río Opamayo alcanzó 0.537 mg/L, sobrepasando el Límite Máximo Permisible según el D.S. N° 010-2010-MINAM. Además, las muestras de sedimentos revelaron concentraciones alarmantes de arsénico (404.037 mg/kg), cadmio (25.151 mg/kg) y plomo (936.807 mg/kg), superando los estándares de los Niveles de Efecto Probable de las Normas Canadienses. Esta situación se contrasta con los resultados de Miranda et al. (2021) que enfatiza la sedimentación de estos metales como origen de los problemas ambientales en entornos acuáticos.

Estos metales tóxicos no solo han afectado gravemente la calidad del ecosistema acuático del río Opamayo, sino que también pueden tener repercusiones en

fenómenos como el cambio climático. La fuente de esta contaminación se origina en el desbordamiento accidental de aguas y sedimentos que albergaban metales tóxicos almacenados en las instalaciones superficiales de la mina, sin ningún tratamiento previo, como en el caso de los estudios de Bravo et al. (2020) y Adriana et al. (2006). Esta liberación ha generado impactos físico-químicos adversos en el ecosistema acuático, resultando en la acidificación de las aguas y la aniquilación de la vida acuática.

Estos eventos no solo representan una amenaza para la biodiversidad local, sino que plantean serias consecuencias para la salud humana y el entorno ambiental. Es imperativo tomar medidas inmediatas para contener esta contaminación, implementar sistemas de monitoreo y establecer medidas preventivas en la gestión de desechos mineros para evitar futuros incidentes que pongan en riesgo la integridad de los ecosistemas acuáticos y la salud de las comunidades cercanas como señalan Adamovic et al. (2021) y Skousen et al. (1998).

Entre las limitaciones del estudio se explica que las condiciones ambientales pueden variar considerablemente en diferentes momentos del año o en áreas específicas del río, por lo que es imposible generar una replicabilidad exacta en áreas geográficas similares. Un estudio que no considere estas variaciones temporales o espaciales podría perder detalles importantes sobre la contaminación. Por lo que se sugiere que futuras investigaciones tengan un abordaje transeccional a lo largo de un periodo prudente para realizar un monitoreo más específico.

CAPÍTULO III

CONCLUSIONES, RECOMENDACIONES Y REFLEXIONES

3.1 Conclusiones

Los metales tóxicos liberados en el ecosistema del río Opamayo, debido al desfogue accidental de aguas y sedimentos metálicos almacenados por la actividad de la Cia. Minera Kolpa S.A. en Huancavelica durante el año 2023, incluyeron cadmio (Cd) en muestras de agua y arsénico (As), cadmio (Cd) y plomo (Pb) en muestras de sedimentos.

Estos niveles tóxicos superaron los límites permitidos por las normativas. En el caso del cadmio, con una concentración de 0.537 mg/L en el agua del río Opamayo, excediendo el Límite Máximo Permisible (LMP) según el D.S. N° 010-2010-MINAM. Además, las muestras de sedimentos mostraron concentraciones de arsénico (404.037 mg/kg), cadmio (25.151 mg/kg) y plomo (936.807 mg/kg), rebasando los estándares de los Niveles de Efecto Probable de las Normas Canadienses.

Estos metales tóxicos no solo han impactado negativamente en la degradación del ecosistema acuático del río Opamayo, sino que también pueden influir en fenómenos como el cambio climático.

La fuente de esta contaminación proviene del desborde accidental de aguas y sedimentos con metales tóxicos almacenados en instalaciones superficiales sin tratamiento previo dentro de la mina. Estos desechos, al entrar en contacto con el ambiente, han generado impactos físico-químicos adversos en el ecosistema acuático, resultando en la aniquilación de la vida acuática debido a la acidificación de las aguas.

El análisis de estos metales tóxicos en sedimentos y aguas, a través de investigaciones científicas, puede tener implicaciones prácticas significativas. Esto podría contribuir a evaluar riesgos, mejorar la calidad del agua, establecer políticas de protección ambiental y crear conciencia pública sobre los riesgos de la contaminación por metales tóxicos. Sin embargo, es crucial entender que esta investigación es solo el primer paso para resolver estos problemas ambientales;

se necesita una acción coordinada y sostenida entre autoridades, industrias y la sociedad en general.

A pesar de haber desarrollado teorías que vinculan el desfogue de aguas y sedimentos metálicos con el ecosistema del río Opamayo, es importante reconocer las limitaciones de generalización de estos resultados a otras situaciones más amplias. El proceso de investigación puede pasar por alto factores relevantes y complejos, además de enfrentar dificultades para encontrar apoyo bibliográfico en un mar de información en internet. A pesar de estos vacíos, estas investigaciones pueden aportar nuevas ideas y perspectivas para abordar esta problemática.

3.2 Recomendaciones

Es importante inculcar la responsabilidad y conciencia en los emisores para evitar la insostenibilidad de los recursos acuíferos por la presencia de metales tóxicos, cuyo efecto conduce a la desaparición de elementos vitales para toda forma de vida. Este entendimiento requiere evaluaciones continuas, en línea con el trabajo del MINAM, para monitorear y controlar las instalaciones mineras, asegurando el tratamiento y recirculación de aguas y sedimentos, minimizando la descarga de elementos dañinos en el río Opamayo y sus cuencas.

El tratamiento adecuado de los vertidos industriales es esencial para mitigar el deterioro de la calidad de los recursos hídricos. Además, es imperativo realizar evaluaciones periódicas de la cantidad y calidad de metales como arsénico, cadmio y plomo que una mina libera, considerando estaciones y su impacto estacional, pese a su naturaleza perjudicial para la salud humana y la vida acuática.

Impulsar la educación y concienciación de la población sobre la importancia de preservar el río y los riesgos de la contaminación es fundamental. Esto puede lograrse mediante programas educativos, cursos y talleres. Además, difundir los resultados de investigaciones a través de publicaciones en libros, revistas y

repositorios académicos permite compartir este conocimiento con la sociedad en general.

Es esencial fomentar la colaboración estrecha entre investigadores universitarios y comunidades locales para comprender sus necesidades y desarrollar soluciones culturalmente adecuadas y sostenibles.

Además, en futuras investigaciones, sería pertinente analizar si la contaminación de ríos naturales con sedimentos y aguas ácidas puede influir en el cambio climático a nivel local, regional o nacional. Asimismo, evaluar el bienestar ambiental y socioeconómico de las comunidades cercanas a estos ríos contaminados, considerando sus percepciones y el impacto psicosocial y otros factores ante una problemática que muchas veces es permanente, no solo ocasional.

3.3 Reflexiones

Durante el proceso de investigación y elaboración de la presente obra intelectual, se han reaprendido y asimilado lecciones valiosas. Compartir ideas, experiencias y decidir actuar de manera multidisciplinaria, tanto en grupos como de forma individual, ha sido un desafío considerable, especialmente al enfrentar problemas reales y circunstancias imprevistas con escasa información de calidad.

La contaminación masiva causada por la actividad minera ha impactado profundamente en la vida acuática, dejándola vulnerable y afectando notablemente a comunidades con altos niveles de pobreza. Este contexto desafiante ha sido una oportunidad para incursionar en un campo donde la competencia intelectual era limitada, construyendo paso a paso un camino hacia la resolución de problemas y el aumento de conocimientos en beneficio de la sociedad en general.

A pesar de las limitaciones diversas, desde restricciones de tiempo y metodologías hasta la falta de acceso a información especializada, se ha persistido en el objetivo principal: aportar al conocimiento y encontrar soluciones a pesar de contar con recursos mínimos. Reconocer el valor del apoyo brindado

por personas y entidades como INUDI ha sido fundamental, destacando su calidad humana y aportes valiosos para la estructuración de este trabajo.

Considera que contribuir con conocimientos, incluso con aportes mínimos, es vital para el avance y la supervivencia de la sociedad. Además, la investigación científica siempre ha sido un motor para el desarrollo de tecnologías innovadoras y la mejora en la calidad de la educación.

Al finalizar este proceso de investigación, se experimenta satisfacción al haber desarrollado capacidades analíticas, habilidades y valentía para abordar problemáticas ambientales causadas por la actividad minera. Reconoce la importancia de practicar la creatividad, la estrategia y la dedicación en la investigación, así como la necesidad continua de aprender de las críticas constructivas y seguir expandiendo los conocimientos para abordar las prioridades que afectan a la humanidad en diferentes áreas de interés.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adamovic, D., Ishiyama, D., Dordievski, S., Ogawa, Y., Stevanovic, Z., Kawaraya, H., Sato, H., Obradovic, L., Marinkovic, V., & Petrovic, J. (2021). Estimation and comparison of the environmental impacts of acid mine drainage-bearing river water in the Bor and Majdanpek porphyry copper mining areas in Eastern Serbia. *Resource Geology*, 71(2), 123-143.
- Adriana, T.-O., Adela, R.-R., Emma, H.-R., Miriam, C.-C., & Isela, S.-R. (2006). Exposición y dano por plomo en alfareros del Estado de Veracruz. *Bioquímica*, 31(SA), 123.
- Alban, G. P. G., Arguello, A. E. V., & Molina, N. E. C. (2020). Metodologías de investigación educativa (descriptivas, experimentales, participativas, y de investigación-acción). *Recimundo*, 4(3), 163-173.
- Alfaro Jaucha, J. D. (2021). *Efecto de metales traza de los Ríos afluentes (Ramis, Coata e Ilave) sobre la calidad de agua y sedimento del Lago Titicaca*. [Tesis de Maestría, Universidad Ricardo Palma]. <http://repositorio.urp.edu.pe/handle/20.500.14138/4291>
- Ali, M. M., Rahman, S., Islam, M. S., Rakib, M. R. J., Hossen, S., Rahman, M. Z., Kormoker, T., Idris, A. M., & Phoungthong, K. (2022). Distribution of heavy metals in water and sediment of an urban river in a developing country: A probabilistic risk assessment. *International Journal of Sediment Research*, 37(2), 173-187. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2021.09.002>
- Alvarado, B. P. M. P. J. (2007). *Determinación de plomo y aluminio en sangre, riñón, hígado, pulmón, cerebro y cerebelo de ratas expuestas por vía respiratoria* [PhD Thesis]. Universidad Simón Bolívar.
- Alvarez, C. A., Vergara-Murrillo, F. M., Acevedo-Barrios, R. L., & Severiche-Sierra, C. A. (2014). Evaluación analítica para la determinación de arsénico y selenio en aguas por espectroscopía de absorción atómica. *Revista Boliviana de Química*, 31(1), 10-14.

- Alviz Gonzales, C. D., & Alvarez Gonzales, L. F. (2021). *Análisis comparativo en los niveles de concentración de metales pesados (As, B, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn y Pb) en sedimentos, entre la zona alta y zona baja del río Locumba, región Tacna, 2021*. [Tesis de Grado, Universidad Nacional de Moquegua]. Repositorio Institucional. <http://181.176.3.22/handle/UNAM/302>
- Arce, S., & Calderón, M. (2017). Suelos contaminados con plomo en la Ciudad de La Oroya- Junín y su impacto en las aguas del Río Mantaro. *Revista Del Instituto De investigación De La Facultad De Minas, Metalurgia Y Ciencias geográficas*, 20(40), 48-55. <https://doi.org/10.15381/iigeo.v20i40.14389>
- Arias-Gómez, J., Villasís-Keever, M. Á., & Novales, M. G. M. (2016). El protocolo de investigación III: La población de estudio. *Revista alergía mexico*, 63(2), 201-206.
- Armas, L. Q., Acharte, L. M., Enríquez, A., & Asto, J. M. (2021). Contaminación con metales pesados en sedimentos y truchas en los ríos Opamayo y Sicra, Huancavelica-Perú. *Revista de investigación científica siglo XXI*, 1(1), 68-78.
- Asmat, K. L., López, Y. R., Bobadilla, J. M., Herrera, M. V., & Espinoza, R. R. (2016). Fitoextracción De Plomo, Zinc y Cadmio de Relaves Mineros Utilizando *Helianthus annuus* L.(Girasol). *Infinitum...*, 6(2). <http://datos.unjfsc.edu.pe/index.php/INFINITUM/article/view/38>
- Astete, J., Cáceres, W., Gastañaga, M. del C., Lucero, M., Sabastizagal, I., Oblitas, T., Pari, J., & Rodríguez, F. (2009). Intoxicación por plomo y otros problemas de salud en niños de poblaciones aledañas a relaves mineros. *Revista peruana de medicina experimental y salud pública*, 26(1), 15-19.
- Baylón, A. R., Chávez, S. F., & Luján, W. P. (2010). Estudio de la calidad de agua de la cuenca del río Santa. *Revista del Instituto de investigación de la Facultad de minas, metalurgia y ciencias geográficas*, 13(25), 61-69.

- Belizario Quispe, G., Capacoila Coila, J., Huaquisto Ramos, E., Cornejo Olarte, D. A., & Chui Betancur, H. N. (2019). Determinación del contenido de Fósforo y Arsénico, y de otros metales contaminantes de las aguas superficiales del Río Coata, afluente del lago Titicaca, Perú. *Revista Boliviana de Química*, 36(5), 223-228.
- Beltrán-Pineda, M. E., & Gómez-Rodríguez, A. M. (2016). Biorremediación de metales pesados cadmio (Cd), cromo (Cr) y mercurio (Hg), mecanismos bioquímicos e ingeniería genética: Una revisión. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 12(2), 172-197.
- Bhuyan, Md. S., Bakar, M. A., Rashed-Un-Nabi, Md., Senapathi, V., Chung, S. Y., & Islam, Md. S. (2019). Monitoring and assessment of heavy metal contamination in surface water and sediment of the Old Brahmaputra River, Bangladesh. *Applied Water Science*, 9(5), 125. <https://doi.org/10.1007/s13201-019-1004-y>
- Bravo Covarrubias, A., Torres, E., Ayora, C., & Ramos Arroyo, Y. R. (2020). Movilidad de arsénico en los sedimentos de una presa que recibe escurrimientos de minas epitermales. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 36(4), 797-811.
- Cabrera, D. (2018). *Evaluación de la capacidad de biosorción de plomo (II) empleando biomasa vegetal inerte (tallo de rosas) como adsorbente*. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa]. Repositorio Institucional. <http://repositorio.unsa.edu.pe/handle/UNSA/8217>
- Calla Llontop, H. J. (2010). *Calidad del agua en la cuenca del Río Rímac-Sector de San Mateo, afectado por las actividades mineras*. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional Mayor de San Marcos]. Repositorio Institucional <https://hdl.handle.net/20.500.12672/797>
- Carabantes, A. G., & de Fernicola, N. A. (2003). Arsénico en el agua de bebida: Un problema de salud pública. *Revista Brasileira de Ciências Farmacêuticas*, 39, 365-372.

- Çeliker, M., Türkmen, S., Güler, C., & Kurt, M. A. (2019a). Factors controlling arsenic and selected potentially toxic elements in stream sediment-soil and groundwater-surface water systems of a hydrologically modified semi-closed basin (Uluova) in Elazığ Province, Eastern Turkey. *Journal of Hydrology*, 569, 167-187.
- Çeliker, M., Türkmen, S., Güler, C., & Kurt, M. A. (2019b). Factors controlling arsenic and selected potentially toxic elements in stream sediment-soil and groundwater-surface water systems of a hydrologically modified semi-closed basin (Uluova) in Elazığ Province, Eastern Turkey. *Journal of Hydrology*, 569, 167-187.
- Chen, M., Li, F., Tao, M., Hu, L., Shi, Y., & Liu, Y. (2019). Distribution and ecological risks of heavy metals in river sediments and overlying water in typical mining areas of China. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 893-899. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.029>
- Chetty, S., Pillay, L., & Humphries, M. S. (2021). Gold mining's toxic legacy: Pollutant transport and accumulation in the Klip River catchment, Johannesburg. *South African Journal of Science*, 117(7-8), 1-11.
- Cruz, J. P. H., Machuca, O. M., Cornejo-Urbina, R. M., Ayala, J. B. V., Rojas, M. C. C., & Fuentes, G. (2023). Contenido de mercurio, plomo y cadmio en el atún y su efecto en la salud pública en el Perú: Revisión sistemática. *Salud, Ciencia y Tecnología*, 3, 502.
- Ruiz Pérez, L., Brito, I., & Patiño, N. (2018). *Vigilancia de niveles de plomo en panela 2018 laboratorio de toxicología-laboratorio de salud pública*. Alcaldía Mayor de Bogotá. <https://cutt.ly/gwPk6VGa>
- de los Derechos Humanos, D. U. (1948). Naciones unidas. *HRC/Gen I/Rev, 5*, 26.
- Debnath, A., Singh, P. K., & Chandra Sharma, Y. (2021). Metallic contamination of global river sediments and latest developments for their remediation.

Journal of Environmental Management, 298, 113378.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113378>

Díaz Álvarez, J. (2013). *Tratamiento biológico como alternativa para disminuir el impacto ambiental ocasionado por el drenaje ácido, generado por la actividad minera en el municipio de Marmato Caldas*. [Tesis de Maestría]. Universidad de Manizales

Escobar, J. (2002). *La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar*. CEPAL.

Eugenia, A. M., Leticia, F., & Julío, G. (2009). Cadmio. Efectos en la Salud y el Ambiente. *Informe Médico*, 11(11). <https://cutt.ly/ZwPk7u5H>

Expósito, I. C., & Hernández, M. V. (2014). El plomo y sus efectos en la salud. *Acta Médica del Centro*, 8(3), 141-148.

Fernández, M. & Flores, D. (2019). *Remoción de metales pesados de efluentes minero-metalúrgico mediante filtro bioadsorbente con fibras lignocelulósicas en Santa Rosa Quives, Lima*. [Tesis de Grado, Universidad Peruana Unión]. Repositorio Institucional. <http://hdl.handle.net/20.500.12840/1884>

Galvão, L. A., & Corey, G. (1987). Cadmio. *Serie Vigilancia*; 4. <https://iris.paho.org/handle/10665.2/55310>

García, P. E. P., & Cruz, M. I. A. (2012). Los efectos del cadmio en la salud. *Revista de Especialidades Médico-Quirúrgicas*, 17(3), 199-205.

Gavilanez Garcia, L. E. (2016). *Estudio de la concentración del plomo en el agua del Rio Tumbes Periodo 2012–2015 como causa de la minería aurífera y su relación con la salud de los pobladores del Caserío de Rica Playa–Tumbes-2016*. [Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Tumbes]. Repositorio Institucional <http://repositorio.untumbes.edu.pe/handle/20.500.12874/272>

Ghimire, S., Pokhrel, N., Pant, S., Gyawali, T., Koirala, A., Mainali, B., Angove, M. J., & Paudel, S. R. (2022). Assessment of technologies for water quality

control of the Bagmati River in Kathmandu valley, Nepal. *Groundwater for Sustainable Development*, 18, 100770.

Gordillo Espinal, S. A. (2020). *Concentración, transferencia y bioacumulación de plomo en suelo, pasto y leche de vacunos de la comunidad campesina Paccha-La Oroya-Región Junín*. [Tesis de Grado, Universidad Nacional del Centro del Perú]. <http://repositorio.uncp.edu.pe/handle/20.500.12894/8531>

Graza Evaristo, F. W., & Quispe Pozo, R. (2015). *Determinación De Pb, Cd, As en aguas del rio santa en el pasivo minero ambiental de Recuay, Ticapampa; Recuay-Ancash*. [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Mayor de San Marcos]. Repositorio Institucional. <https://cybertesis.unmsm.edu.pe/handle/20.500.12672/4205>

Guirola Fuentes, J., Mastrapa Ochoa, H., García González, Y., Pérez Barly, L., Cisnero Nápoles, Y. D., & Batista Reyes, Y. (2019). Caracterización de la intoxicación por plomo. Revisión bibliográfica. *RETEL: Revista de Toxicología en Línea*, 59.

Häberer, H. (1998). *Guía de manejo ambiental para minería no metálica*. Ministerio de Energía y Minas. Gobierno del Perú.

Hernandez Antolin, M. T., Sanz Rodriguez, L., & Mancebo Piqueras, J. A. (2014). Tratamiento de bajo coste para aguas contaminadas por actividades de minería. *DisTecD. Diseño y Tecnología para el Desarrollo*, 1, 131-146.

Herrera Herbert, J. (2019). *Drenaje y gestión del agua de mina*. Universidad Politécnica de Madrid.

Herrera-Cruz, J. P., Marín-Machuca, O., Cornejo-Urbina, R. M., Vargas-Ayala, J. B., Castro-Rojas, M. C., & Fuertes-Vicente, H. G. (2023). Contenido de mercurio, plomo y cadmio en el atún y su efecto en la salud pública en el Perú: Revisión sistemática. *Salud, Ciencia y Tecnología*, 3, 502-502.

Herrmann, C. J., & Zappettini, E. O. (2014). *Recursos minerales, minería y medio ambiente*. SEGEMAR.

- Hoang, H.-G., Lin, C., Tran, H.-T., Chiang, C.-F., Bui, X.-T., Cheruiyot, N. K., Shern, C.-C., & Lee, C.-W. (2020). Heavy metal contamination trends in surface water and sediments of a river in a highly-industrialized region. *Environmental Technology & Innovation*, 20, 101043. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101043>
- Huaranga Moreno, F., Arteaga Núñez, J. R., & Huaranga Arévalo, F. (2022). Remoción selectiva de plomo presente en relaves mineros utilizando nanodendímeros de humus, compost, ácidos húmicos y ácidos fúlvicos puros. *Arnaldoa*, 29(3), 439-450.
- Ide Opazo, V. A. (2019). *Tratamiento integral de drenajes ácidos de mina mediante metodologías de adsorción química*. [Tesis Doctoral, Universidad de Chile] Repositorio Institucional. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/172834>
- Izquierdo Ríos, J. L., & Verástegui Horna, S. P. (2017). *Concentración de metales pesados (As, Cd, Cr, Hg y Pb) en el agua de la cuenca baja del río Jequetepeque, en relación a los estándares de calidad del agua-categoría 3, Cajamarca-2016*. [Tesis de Grado, Universidad Privada Antonio Guillermo Urrelo]. Repositorio Institucional. <http://repositorio.upagu.edu.pe/handle/UPAGU/213>
- Jiménez Oyola, S. T. (2021). *Análisis probabilístico del riesgo en la salud por exposición a metales pesados en áreas mineras contaminadas*. [Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid]. Repositorio Institucional. <https://oa.upm.es/id/eprint/68810>
- Kang, M., Tian, Y., Peng, S., & Wang, M. (2019). Effect of dissolved oxygen and nutrient levels on heavy metal contents and fractions in river surface sediments. *Science of The Total Environment*, 648, 861-870. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.201>
- Laino-Guanes, R. M., Bello-Mendoza, R., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Jiménez-Otárola, F., & Musálem-Castillejos, K. (2015).

Concentración de metales en agua y sedimentos de la cuenca alta del río Grijalva, frontera México-Guatemala. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(4), 61-74.

Liu, M., Fan, D., Bi, N., Sun, X., & Tian, Y. (2019). Impact of water-sediment regulation on the transport of heavy metals from the Yellow River to the sea in 2015. *Science of The Total Environment*, 658, 268-279. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.170>

Lovaković, B. T. (2020). Cadmium, arsenic, and lead: Elements affecting male reproductive health. *Current Opinion in Toxicology*, 19, 7-14.

Macías Hernández, P. G. (2015). *Determinación de metales pesados (Pb, Cd, Cr) en agua y sedimentos de la zona estuarina del río Tuxpan, Veracruz*. [Tesis de Maestría, Universidad Veracruzana]. <https://cutt.ly/SwPk19DD>

Maia, L. C., Soares, L. C., & Gurgel, L. V. A. (2021). A review on the use of lignocellulosic materials for arsenic adsorption. *Journal of Environmental Management*, 288, 112397.

Mallorquín, R., & Citlalli, M. (2011). *Estudios de la contaminación de los recursos hídricos en la cuenca del Río San Pedro, previos a la construcción de hidroeléctrica (PH Las cruces) en Nayloril, México*. [Tesis de Licenciatura, Universidad de Guadalajara]. <https://cutt.ly/0wPkMARq>

Mao, L., Liu, L., Yan, N., Li, F., Tao, H., Ye, H., & Wen, H. (2020). Factors controlling the accumulation and ecological risk of trace metal(loid)s in river sediments in agricultural field. *Chemosphere*, 243, 125359. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125359>

Marcano, T. H. (2000). La contaminación con cadmio en suelos agrícolas. *Venesuelos*, 8(1 y 2), 42-47.

Martínez Flores, K., Souza Arroyo, V., Bucio Ortiz, L., Gómez Quiroz, L. E., & Gutiérrez Ruiz, M. C. (2013). Cadmio: Efectos sobre la salud. Respuesta celular y molecular. *Acta toxicológica argentina*, 21(1), 33-49.

- Martínez, J. M. (2012). La contaminación ambiental y ocupacional por plomo y sus efectos en la salud reproductiva masculina, evidencia de daño al ADN/Occupational and environmental contamination by lead and its effects on male reproductive health, evidence of dna damage. *RICS Revista Iberoamericana de las Ciencias de la Salud*, 1(2), 1-36.
- Medellín-Castillo, N. A., Hernández-Ramírez, M. G., Salazar-Rábago, J. J., Labrada-Delgado, G. J., & Aragón-Piña, A. (2017). Bioadsorción de Plomo (II) presente en solución acuosa sobre residuos de fibras naturales procedentes de la industria ixtlera (Agave lechuguilla Torr. Y Yucca carnerosana (Trel.) McKelvey). *Revista internacional de contaminación ambiental*, 33(2), 269-280.
- Meichtry, K., Siegfried, G., De Seta, F., Reina, M., Panigatti, R., Boglione, C., Griffa, M., & Litter, M. (2015). *Determinación in situ de arsénico en agua subterránea en la región de Rafaela, Santa Fe*. [Ponencia]. CD III Congreso PRODECA, Proyecto integrador para la determinación de la calidad del agua, La Rioja, España.
- Miranda, L. S., Wijesiri, B., Ayoko, G. A., Egodawatta, P., & Goonetilleke, A. (2021). Water-sediment interactions and mobility of heavy metals in aquatic environments. *Water Research*, 202, 117386. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117386>
- Mokarram, M., Saber, A., & Sheykhi, V. (2020). Effects of heavy metal contamination on river water quality due to release of industrial effluents. *Journal of Cleaner Production*, 277, 123380. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123380>
- Montero Quintero, L. P., & Cuellar Roso, C. A. (2022). *Estrategia de adopción de gestión del cambio organizacional en las dependencias de la Alcaldía municipal de Neiva-Huila, al desarrollar transferencia tecnológica desde la Secretaría de TIC*. [Tesis de Maestría, Universidad Cooperativa de Colombia]. <https://repository.ucc.edu.co/handle/20.500.12494/45895>

- Moreno-Rivas, S. C., & Ramos-Clamont Montfort, G. (2018). Descontaminación de arsénico, cadmio y plomo en agua por biosorción con *Saccharomyces cerevisiae*. *TIP. Revista especializada en ciencias químico-biológicas*, 21.
- Nava-Ruíz, C., & Méndez-Armenta, M. (2011). Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). *Archivos de Neurociencias*, 16(3).
- Ordóñez Alonso, M. A. (1999). *Sistemas de tratamiento pasivo para aguas ácidas de mina: Experiencias de laboratorio, diseño y ejecución*. [Tesis Doctoral, Universidad de Oviedo].
<https://digibuo.uniovi.es/dspace/handle/10651/15592>
- Pandey, L. K., Park, J., Son, D. H., Kim, W., Islam, M. S., Choi, S., Lee, H., & Han, T. (2019). Assessment of metal contamination in water and sediments from major rivers in South Korea from 2008 to 2015. *Science of The Total Environment*, 651, 323-333.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.057>
- Pinzón Bedoya, C. H. (2019). *Metales pesados en sedimentos y peces de la Ciénaga Grande de Santa Marta, como indicadores de riesgo para la salud humana y el ambiente*. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional del Atlántico].
<http://repositorio.uniatlantico.edu.co/handle/20.500.12834/603>
- Posada Ayala, I. H. (2011). *Geoquímica ambiental del distrito minero San Antonio, sedimentos de los arroyos de la cuenca de San Juan de los Planes y plataforma continental de Bahía La Ventana, BCS, México* [Tesis Doctoral, Instituto Politécnico Nacional].
<http://repositoriodigital.ipn.mx/handle/123456789/14758>
- Guaimacuto, M. (2021). *Viabilidad técnica de una planta de tratamiento sustentable de aguas servidas en instalaciones de cría de ganado porcino*. [Tesis Doctoral, Universidad Católica Andrés Bello]. <http://catalogo-gy.ucab.edu.ve/documentos/tesis/36298.pdf>

- Ramírez Ghiorzo, R. D. C. E., & Vargas Salinas, H. A. (2017). *Cuantificación de metales pesados Pb, Cr y Cd en agua superficial, sedimento y Ananas Comosus (Piña) en el curso de agua de la zona de influencia del relave en Samne-Otuzco*. [Tesis de Grado, Universidad Nacional de Trujillo]. <https://cutt.ly/1wPkKpOq>
- Rangel Montoya, E. A., Montañez Hernández, L. E., Luévanos Escareño, M. P., & Balagurusamy, N. (2015). Impacto del arsénico en el ambiente y su transformación por microorganismos. *Terra Latinoamericana*, 33(2), 103-118.
- Rebaza Peñafiel, R., & Rodríguez Rivera, B. L. (2014). *Biodepuración Parcial de Arsénico de Aguas Contaminadas Usando Biorreactor de Lecho Móvil (Mbbf) con Carga Bacteriana Extremófila-Punta de Bombón, Arequipa 2013*. [Tesis de Grado, Universidad Nacional de Piura]. <https://repositorio.ucsm.edu.pe/handle/20.500.12920/4322>
- Rey, A. R., Luna, L. C., Cantillo, G. M., & Espinosa, M. E. S. (2017). Efectos nocivos del plomo para la salud del hombre. *Revista Cubana de Investigaciones Biomédicas*, 35(3), 251-271.
- Rodriguez Pacheco, O. (2006). *Contaminación de las fuentes de abastecimiento de acueductos por vertimiento de residuos tóxicos-caso típico La Mojana*. [Tesis de Grado]. Universidad de Sucre.
- Rufino Elías, N. A. (2023). *Evaluación de la concentración de metales pesados en la Cuenca del Río Quiroz-districto de Suyo y su relación con la actividad minera-Piura 2021*. [Tesis de Grado, Universidad Nacional de Piura]. <http://repositorio.unp.edu.pe/handle/20.500.12676/4223>
- Saavedra Concha, R. S. (2020). *Biorremediación de aguas con metales pesados mediante biomasa microalgal*. [Tesis Doctoral, Universidad de Valladolid]. <https://uvadoc.uva.es/handle/10324/42745>

- Salas-Marcial, C., Garduño-Ayala, M. A., Mendiola-Ortiz, P., Vences-García, J. H., Zetina-Román, V. C., Martínez-Ramírez, O. C., & Ramos-García, M. D. (2019). Fuentes de contaminación por plomo en alimentos, efectos en la salud y estrategias de prevención. *Revista Iberoamericana de Tecnología Postcosecha*, 20(1).
- Sanín, L. H., González-Cossío, T., Romieu, I., & Hernández-Avila, M. (1998). Acumulación de plomo en hueso y sus efectos en la salud. *Salud pública de México*, 40, 359-368.
- Saravia Meraz, J. L. (2022). *Influencia de la contaminación por plomo en el aprendizaje de niños de primaria en la Institución Educativa María Reiche-Callao*. [Tesis de Maestría, Universidad César Vallejo]. <https://hdl.handle.net/20.500.12692/115088>
- Silva, L. G. (2013). Arsénico, el elemento inclasificable. *Educación química*, 24, 495-500.
- Skousen, J., Rose, A., Geidel, G., Foreman, J., Evans, R., & Hellier, W. (1998). Handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage. *National Mine Land Reclamation Center, Morgantown*, 131. <https://cutt.ly/ywPkA1rO>
- Wijesiri, B., Liu, A., Deilami, K., He, B., Hong, N., Yang, B., Zhao, X., Ayoko, G., & Goonetilleke, A. (2019). Nutrients and metals interactions between water and sediment phases: An urban river case study. *Environmental Pollution*, 251, 354-362. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.018>
- Woodley, S., MacKinnon, K., McCanny, S., Pither, R., Prior, K., Salafsky, N., & Lindenmayer, D. (2019). Gestión y manejo de áreas protegidas para la diversidad biológica y las funciones del ecosistema. *Gobernanza y Gestión de Áreas Protegidas*. <http://doi.org/10.22459/GGAP.2019>
- Xiao, H., Shahab, A., Xi, B., Chang, Q., You, S., Li, J., Sun, X., Huang, H., & Li, X. (2021). Heavy metal pollution, ecological risk, spatial distribution, and

source identification in sediments of the Lijiang River, China. *Environmental Pollution*, 269, 116189.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116189>

Yucra, S., Gasco, M., Rubio, J., & Gonzales, G. F. (2008). Exposición ocupacional a plomo y pesticidas órganofosforados: Efecto sobre la salud reproductiva masculina. *Revista peruana de medicina experimental y salud pública*, 25(4), 394-402.

Ziemkiewicz, P. F., Skousen, J. G., Brant, D. L., Sterner, P. L., & Lovett, R. J. (1997). Acid Mine Drainage Treatment with Armored Limestone in Open Limestone Channels. *Journal of Environmental Quality*, 26(4), 1017-1024.
<https://doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600040013x>

ANEXOS

Anexo 1

Panel fotográfico

Fotografía 1. *Proceso de digestión de las muestras de agua*



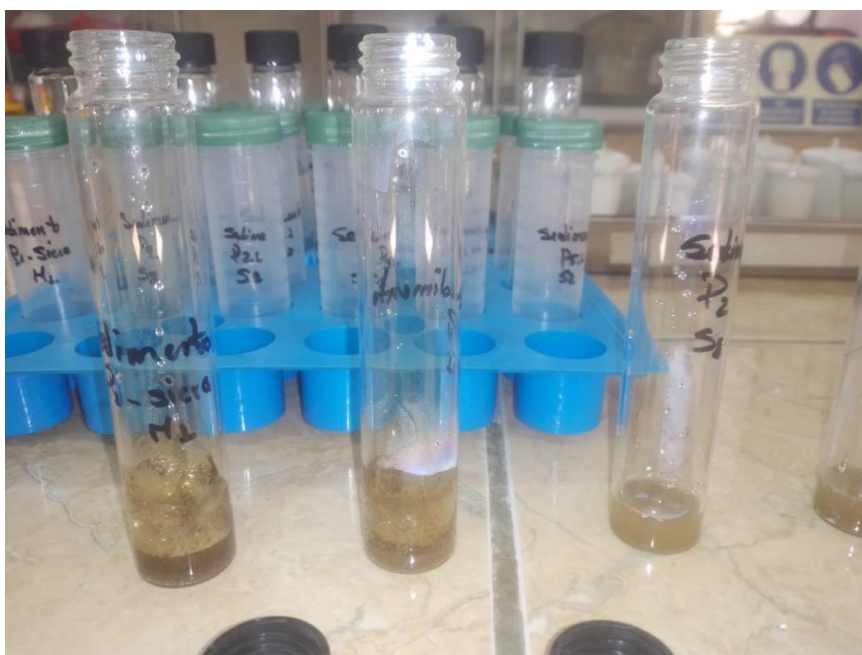
Fotografía 2. *Proceso de digestión de las muestras de sedimentos*



Fotografía 3. *Tamizado de muestras de sedimentos*



Fotografía 4. *Muestras de sedimentos para el proceso de digestión*



Fotografía 5. *Pesado de las muestras de sedimentos*



Fotografía 6. *Filtración de muestras de aguas*



Fotografía 7. *Filtración de muestras de sedimentos*



Fotografía 8. *Análisis en el equipo de absorción atómica*



INFORMACIÓN DEL AUTOR

Luis Quispealaya Armas



Ingeniero de Minas, con Maestría en Ingeniería mención Rocas Ornamentales y Minerales Industriales. Doctor en Ingeniería Ambiental por la Universidad Nacional Federico Villareal. Docente de la Escuela Profesional de Ingeniería de Minas de la Facultad de Ingeniería de Minas Civil Ambiental de la Universidad Nacional de Huancavelica. Cuenta con investigaciones en revistas indexadas.

Luz Marina Acharte Lume



Ingeniero Químico de profesión, cuenta con una Maestría en Química Orgánica por la Universidad Alas Peruanas. Doctora en Ciencias Ambientales por la Universidad Nacional de Huancavelica. Docente principal en la Escuela Profesional de Ingeniería de Minas de la Facultad de Ingeniería de Minas Civil Ambiental de la Universidad Nacional de Huancavelica. Reconocida como docente investigador por RENACYT.

Amadeo Enríquez Donaires



Ingeniero de Minas por la Universidad Nacional del Centro del Perú, con Maestría en Ciencias de Ingeniería, mención Ecología y Gestión Ambiental. Doctor en Ciencias Ambientales por la Universidad Nacional de Huancavelica. Docente Principal de la Escuela Profesional de Ingeniería de Minas de la Facultad de Ingeniería de Minas Civil Ambiental de la Universidad Nacional de Huancavelica. Realiza trabajos en la línea medioambiental, ponente a nivel nacional e internacional.

Jeny Maribel Asto Gonzales



Ingeniero de Minas con CIP N° 244596, con Maestría en Seguridad y Salud Minera por la Universidad Nacional de Huancavelica. Cuenta con estudios de Doctorado en Seguridad y Control Minero. Docente en la Escuela Profesional de Ingeniería de Minas de la Facultad de Ingeniería de Minas-Civil-Ambiental de la Universidad Nacional de Huancavelica.

Wilmer Castellanos Felipe



Ingeniero Ambiental y Sanitario por la Universidad Nacional de Huancavelica, con enfoque de trabajo en instituciones públicas, empresas privadas, empresas industriales, mineras, agropecuarias, y proyectos de investigación científica.

Este libro se terminó de publicar en la editorial

**Instituto Universitario
de Innovación Ciencia y Tecnología Inudi Perú**



ISBN: 978-612-5130-18-1

