



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

ESCUELA DE POSGRADO

MAESTRÍA EN EXTRACCIÓN DE METALES ESTRATÉGICOS



TESIS

BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN *SCHOENOPLECTUS CALIFORNICUS* DE AGUAS ÁCIDAS DE MINA - ACUMULACIÓN LOS ROSALES, 2024

PRESENTADA POR:

MISHELL JULISA MAMANI FLORES

PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:

MAESTRO EN EXTRACCIÓN DE METALES ESTRATÉGICOS

PUNO, PERÚ

2024

Reporte de similitud

NOMBRE DEL TRABAJO

BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN *SCHOENOPLECTUS CALIFORNICUS* DE AGUAS ÁCIDAS DE MINA - ACUMULACIÓN LOS ROSALES, 2024

AUTOR

MISHELL JULISA MAMANI FLORES

RECuento de palabras

24235 Words

RECuento de caracteres

131867 Characters

RECuento de páginas

114 Pages

Tamaño del archivo

23.3MB

Fecha de entrega

Oct 18, 2024 12:08 PM GMT-5

Fecha del informe

Oct 18, 2024 12:10 PM GMT-5

● **13% de similitud general**

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para cada base de datos.

- 12% Base de datos de Internet
- Base de datos de Crossref
- 6% Base de datos de trabajos entregados
- 2% Base de datos de publicaciones
- Base de datos de contenido publicado de Crossref

● **Excluir del Reporte de Similitud**

- Material bibliográfico
- Material citado
- Material citado
- Coincidencia baja (menos de 10 palabras)

D. Sc. Ing. FIDEL HUISA MAMANI
INGENIERO DE MINAS
CIP: 58768
CONSULTOR AMBIENTAL Y SEG. MINERA

Ing. Estadístico e Informativo Copia
ING. ESTADÍSTICO E INFORMATIVO
CIP: 116025

Resumen



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO
ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN EXTRACCIÓN DE METALES ESTRATÉGICOS

TESIS
BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN SCHOENOPLECTUS
CALIFORNICUS DE AGUAS ÁCIDAS DE MINA - ACUMULACIÓN LOS
ROSALES, 2024



PRESENTADA POR:
MISHELL JULISA MAMANI FLORES
PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRO EN EXTRACCIÓN DE METALES ESTRATÉGICOS

APROBADA POR EL JURADO SIGUIENTE:

PRESIDENTE


.....
D.Sc. ESTEBAN REY CHAVEZ GUTIERREZ

PRIMER MIEMBRO


.....
D.Sc. GERMAN QUILLE CALIZAYA

SEGUNDO MIEMBRO


.....
M.Sc. FERNANDO BERNEDO COLCA

ASESOR DE TESIS


.....
D.Sc. FIDEL JULISA MAMANI

Puno, 10 de setiembre de 2024

4

ÁREA: Investigación.
TEMA: Bioacumulación de Metales Pesados.
LÍNEA: Metalurgia y Medio Ambiente.



DEDICATORIA

A Dios, fuente de sabiduría y fortaleza, por guiarme en cada paso de este camino. Gracias por darme la fuerza necesaria en los momentos difíciles, por iluminar mi mente y mi corazón, y por bendecirme con las oportunidades y las personas que me han acompañado en esta travesía. Todo lo que soy y lo que he logrado, te lo debo a Ti.

A mis queridos padres, Orlando Mamani Flores y Yolanda Flores Condori, por su amor inmenso y su apoyo incondicional. Gracias por enseñarme los valores que guían mi vida y por ser mi pilar en cada paso de mi formación personal y profesional. Su ejemplo y dedicación han sido fundamentales para alcanzar este logro y les estaré eternamente agradecido

A mi abuelito Víctor Mamani Ordoño, que ahora brilla entre las estrellas. Aunque ya no estás aquí físicamente, tu amor, sabiduría y enseñanzas siguen guiando cada uno de mis pasos. Los recuerdos de tu sonrisa y tu calidez permanecen vivos en mi corazón, dándome fuerza y consuelo. Te extraño, pero sé que estás en paz, cuidándonos desde el cielo. Siempre te llevaré conmigo.

A mi abuelo Juan de Dios Mamani Flores, por ser un ejemplo de perseverancia y sabiduría. Tu apoyo incondicional y tus palabras siempre llenas de aliento me han impulsado a seguir adelante en este camino. y te la dedico con profundo agradecimiento y admiración. Gracias por estar siempre a mi lado

Mishell Julisa Mamani Flores.



AGRADECIMIENTO

A la Universidad Nacional del Altiplano-Puno, a mi facultad de Ingeniería Química, la Maestría, al laboratorio de Monitoreo y Evaluación Ambiental de la Facultad de Ingeniería de Minas, a mi asesor D.Sc. Fidel Huisa Mamani quien me ha guiado para el desarrollo de este trabajo.

Mishell Julisa Mamani Flores.



ÍNDICE GENERAL

	Pág.
DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTO	ii
ÍNDICE GENERAL	iii
ÍNDICE DE TABLAS	vi
ÍNDICE DE FIGURAS	vii
ÍNDICE DE ANEXOS	viii
ACRÓNIMOS	ix
RESUMEN	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN	3

CAPÍTULO I

REVISIÓN DE LA LITERATURA

1.1	Marco teórico	5
1.1.1	Contaminación ambiental por aguas ácidas	5
1.1.2	Problemas hidrogeológicos	5
1.1.3	Etapas del desarrollo de drenaje ácido de roca	6
1.1.4	Mecanismos de formación de aguas ácidas	7
1.1.5	Fitorremediación	8
1.1.6	Humedales aeróbicos	10
1.1.7	Estándar de calidad ambiental	12
1.1.8	Parámetros fisicoquímicos del agua	12
1.1.9	<i>Schoenoplectus californicus</i> (totora)	13
1.1.10	Características morfológicas de la totora (<i>schoenoplectus californicus</i>)	14
1.1.11	Propiedades físicas de la totora	15
1.1.12	Contaminación por metales pesados	16
1.2	Antecedentes	18
1.2.1	Internacionales	18
1.2.2	Nacionales	26
1.2.3	Locales	26

CAPÍTULO II

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA



2.1	Identificación del problema	27
2.2	Enunciados del problema	28
2.2.1	Problema general	28
2.2.2	Problemas específicos	28
2.3	Justificación	29
2.3.1	Justificación ambiental	29
2.3.2	Justificación social	29
2.3.3	Justificación económica	30
2.4	Objetivos	30
2.4.1	Objetivo general	30
2.4.2	Objetivos específicos	31
2.5	Hipótesis	31
2.5.1	Hipótesis general	31
2.5.2	Hipótesis específicas	31

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1	Lugar de estudio	32
3.1.1	Ubicación del proyecto	32
3.1.2	Accesibilidad	33
3.1.3	Clima	33
3.1.4	Geología local	33
3.1.5	Estratigrafía	34
3.2	Población	34
3.3	Muestra	34
3.4	Método de investigación	35
3.5	Descripción detallada de métodos por objetivos específicos	35
3.5.1	Evaluar la variabilidad de concentración de metales pesados	35
3.5.1	Determinar el nivel de bioacumulación de metales pesados en la raíz y tallo de <i>Schoenoplectus californicus</i>	39

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1	Resultados	46
4.1.1	Evaluar la variabilidad de concentración de metales pesados en las aguas ácidas de mina Acumulación los Rosales	46



4.1.2	Análisis de varianza	53
4.1.3	Determinar el nivel de bioacumulación de metales pesados en la raíz y tallo de <i>Schoenoplectus californicus</i> en el mismo entorno	56
4.1.4	Análisis y diseño	66
4.2	Discusión	70
4.2.1	Evaluar la variabilidad de concentración de metales pesados en las aguas ácidas de mina Acumulación los Rosales	70
4.2.2	Determinar el nivel de bioacumulación de metales pesados en la raíz y tallo de <i>Schoenoplectus californicus</i> en el mismo entorno	72
	CONCLUSIONES	73
	RECOMENDACIONES	74
	BIBLIOGRAFÍA	75
	ANEXOS	86



ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
1. Ficha para la recolección de parámetros fisicoquímico	13
2. Coordenadas UTM de la zona de estudio	32
3. Acceso al lugar de investigación	33
4. Tipos de los métodos empleados	36
5. Consideraciones para el monitoreo de la especie de planta	40
6. Clasificación filogenético de (<i>Schoenoplectus californicus</i>)	41
7. Concentración de metales y sus longitudes de onda	46
8. Concentración de metales pesados en diferentes periodos y Eca-cat. 3	47
9. Análisis de varianza	54
10. Resumen del modelo	54
11. Medidas de tendencia, índice de confiabilidad para cada elemento	55
12. Media de concentración de metales pesados y longitudes de onda	56
13. Concentración de Cd en la especie de planta	57
14. Concentración de Cu	58
15. Concentración de Mn	60
16. Concentración de Fe	61
17. Concentración de Hg	62
18. Concentración de Pb	64
19. Periodo de muestreo y concentración de metales pesados	67
20. Análisis de varianza	68
21. Resumen del modelo	68
22. Desviación estándar y media de los valores	69



ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
1. Etapas en la generación del DAR	7
2. Formación de agua acida	8
3. Concentración de metales en diferentes partes de la especie	9
4. Mecanismos de fitorremediación	10
5. Circulación del agua acida en humedales aerobios	11
6. Variables que considerados en un diseño de humedad	12
7. Schoenoplectus californicus (totora)	14
8. Partes de totora, hojas frutos, flores	15
9. Mapa de sitio de estudio	32
10. Longitud de onda MP-AES Agilent 4200	37
11. Secuencia de análisis en laboratorio	42
12. Comparación del ECA con los niveles de concentración de cadmio	48
13. Comparación del ECA con niveles de concentración de Cobre	49
14. Comparación de ECA con niveles de concentración del Mn	50
15. Concentración de Fe comparado con los ECA cat. 3	51
16. Concentración de Hg comparado con el ECA cat.-3	52
17. Concentración de Pb comparado con el ECA cat.-3	53
18. Intervalos de confianza para la media al 95%	55
19. Concentración de cadmio en los tres periodos	57
20. Comparación de cobre en tres periodos	59
21. Comparación de manganeso en tres periodos	60
22. Comparación de hierro en tres periodos	62
23. Comparación de mercurio en tres especies	63
24. Concentración de plomo en tres periodos	64
25. Intervalos de confianza para los metales pesados	70



ÍNDICE DE ANEXOS

	Pág.
1. Matriz de consistencia	86
2. Estándar de calidad ambiental MINAM 2017	87
3. Certificado de operatividad del plasma microondas 4210 MP-AES	89
4. Certificado de calibración del plasma 4210 MP-AES	90
5. Constancia del nombre en latín de la totora	91
6. Mapa de ubicación de la microcuenca de Umayo	92
7. Panel fotográfico	93



ACRÓNIMOS

AAS	: Espectrofotómetro de absorción atómica
ASTM	: <i>American Society for Testing and Materials.</i>
ECA	: Estándares de Calidad Ambiental
EEA	: Espectrofotometría por Absorción Atómica
EPA	: Agencia de Protección al Ambiente
FIM	: Facultad de Ingeniería de Minas
Hg	: Mercurio
Hg ⁺²	: Mercurio divalente
HgS	: Sulfuro mercuríco
ICP-AES	: Plasma acoplado por inducción (<i>Advanced Encryption Standard</i>)
mg/L	: Miligramos/litro
MINAM	: Ministerio del Ambiente
mm	: Milímetros
MP-AES	: <i>Agilent microwave plasma atomic emission spectrometer</i>
NTP	: Norma Técnica Peruana.
ng/L	: Nanogramo por litro
nm	: Nanómetro
OEFA	: Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental
OMS	: Organización Mundial de la Salud
SENAMHI	: Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología
WGS-84	: <i>World Geodetic System 1984</i>

RESUMEN

Los efluentes de drenaje ácido de mina producen impactos negativos y duraderos, afectando gravemente los ecosistemas del entorno. El objetivo primordial fue, determinar la capacidad de bioacumulación de metales pesados en *Schoenoplectus californicus* (totora) de aguas ácidas de mina - Acumulación los Rosales. El método utilizado fue descriptivo, con un enfoque aplicado, en la metodología analítica se empleó la técnica de diferentes longitudes de onda, mediante un espectrofotómetro de emisión atómica con plasma modelo 4210 MP-AES. Se implementó un protocolo de digestión multiácida seguido de análisis por ICP-AES para obtener datos adicionales sobre la concentración de metales pesados. Los resultados revelaron concentraciones de Cd, Cu, Mn, Fe, Hg y Pb, en las aguas ácidas de mina, el contenido del metal sobrepasa los ECA que establece la norma en la categoría 3, la bioacumulación en la raíz fueron para el cadmio un porcentaje de remoción de 72,13 % y 39,34 %, el cobre se registró 94,01 % y 93,60 %, el manganeso fue 99,65 % y 99,53 %, el hierro 98,09 % y 94,18 %, mercurio 98,19 % y 90,36 %, el plomo 93,79 % y 84,14 %, en el tallo se registraron cobre 93,56 % y 91,82 %, el manganeso registró 99,35 % y 94,06 %, el hierro 97,57 % y 93,70 %, el mercurio 96,59 % y 87,55 %, el plomo 88,28 % y 77,93 %. En conclusión, la especie *Schoenoplectus californicus* (totora) es un bioacumulador de metales pesados y puede utilizarse para la degradación de suelos contaminados.

Palabras clave: Bioacumulación de metales, drenaje ácido de mina, ECA, espectrofotómetro de emisión atómica, *Schoenoplectus californicus* (totora).

ABSTRACT

Acid mine drainage effluents produce negative and long-lasting impacts, severely affecting the surrounding ecosystems. The primary objective was to determine the bioaccumulation capacity of heavy metals in *Schoenoplectus californicus* (reed) from acidic mine waters - Los Rosales Accumulation. The method used was descriptive, with an applied approach, in the analytical methodology the technique of different wavelengths was used, using a plasma atomic emission spectrophotometer model 4210 MP-AES to obtain additional data on the concentration of heavy metals, a multi-acid digestion protocol followed by ICP-AES analysis was applied. The results revealed concentrations of Cd, Cu, Mn, Fe, Hg and Pb, in the acid mine waters, the metal content exceeds the ECA established by the standard in category 3, the bioaccumulation in the root was for cadmium a removal percentage of 72.13 % and 39.34 %, copper was recorded 94.01 % and 93.60 %, manganese was 99.65 % and 99.53 %, iron 98.09 % and 94.18 %, mercury 98.19 % and 90.36 %, lead 93.79 % and 84.14 %, copper 93.56% and 91.82 % were recorded in the stem, manganese recorded 99.35 % and 94.06 %, iron 97.57 % and 93.70 %, mercury 96.59 % and 87.55 %, lead 88.28 % and 77.93 %. In conclusion, the species *Schoenoplectus californicus* (cattail) is a bioaccumulator of heavy metals and can be used for the degradation of contaminated soils.

Keywords: Acid mine drainage, atomic emission spectrophotometer, ECA, Metal bioaccumulation, *Schoenoplectus californicus* (cattail).



Ing. Ruth A. Meza Dumar
CIP. 90553

INTRODUCCIÓN

El aumento de la preocupación por la contaminación ambiental y sus impactos negativos en la salud humana y la biodiversidad ha impulsado una mayor investigación sobre la presencia de metales pesados en los drenajes ácidos de mina. Estos metales pesados, tales como el plomo, cobre, zinc, mercurio, plomo y el cadmio, se destacan por su elevada toxicidad, la cual puede causar graves daños a la salud de los organismos expuestos, incluyendo problemas neurológicos, cardiovasculares y renales en humanos (Quarm et al., 2022). Además, la capacidad de estos metales para biomagnificarse a lo largo de las cadenas tróficas amplifica sus impactos, ya que se acumulan en concentraciones cada vez mayores en los organismos superiores a medida que se avanza en la cadena alimentaria. Esta biomagnificación no solo afecta a los niveles más altos de la cadena alimentaria, como los depredadores topos, sino que también puede tener efectos devastadores en los ecosistemas acuáticos y terrestres, alterando los equilibrios ecológicos y reduciendo la biodiversidad (Lai et al., 2023). La necesidad de comprender y mitigar estos efectos se ha convertido en una prioridad para la investigación y la gestión ambiental, a fin de prevenir y remediar los daños causados por la contaminación por metales pesados.

El trabajo de investigación enmarca en área de investigación, a la línea de metalurgia y medio ambiente, al tema de bioacumulación de metales pesados. El propósito de esta investigación es; Determinar la capacidad de bioacumulación de metales pesados en *Schoenoplectus californicus* de aguas ácidas de mina de Acumulación los Rosales, los métodos fueron a partir de un estudio de campo ensayadas en diferentes periodos y evaluado su relevancia en términos de la movilización de metales pesados en los ecosistemas que se encuentran (Huang et al., 2021).

Se consideró un estudio de campo y se recolectaron datos in situ, como parámetros fisicoquímicos del agua acida. Adicionalmente, se consideró el D.S. N° 004-2017 (MINAM, 2017), que define los límites permisibles de concentración de metales pesados y parámetros fisicoquímicos en el agua, dependiendo de la condición del receptor o los componentes de los ecosistemas, aprobando los estándares de calidad ambiental (ECA). La muestra fue recolectada y etiquetada adecuadamente en el punto de estudio y posteriormente llevada al laboratorio de Monitoreo y Evaluación Ambiental de la

Universidad Nacional del Altiplano – Puno, donde se depositó en envases cilíndricos de polipropileno de 60 galones o 200 litros.

Los resultados de esta investigación enriquecen el conocimiento científico al ofrecer una perspectiva más detallada sobre la distribución y acumulación de metales pesados en la especie vegetal seleccionada, proporcionando datos esenciales para comprender el papel de las plantas como bioacumuladores de contaminantes como cadmio, cromo, cobre, mercurio, plomo y zinc. La investigación destaca la importancia de las plantas como vectores de metales pesados, facilitando la evaluación de los riesgos ambientales y para la salud humana asociados con estos contaminantes. Además, estos hallazgos son decisivos para el desarrollo de estrategias de mitigación y remediación, así como para el diseño de sistemas de monitoreo y evaluación de la calidad ambiental basados en indicadores biológicos, contribuyendo así a una gestión más sostenible de los recursos naturales y a la prevención de impactos ecológicos adversos (Tong et al., 2021).

Esta investigación contiene lo siguiente; En el Capítulo I, se delinea el marco teórico que integra referencias de investigaciones previas en contextos análogos, estableciendo la base conceptual de la tesis. Estas investigaciones se respaldan mediante métodos de validación exhaustivos y una fundamentación teórica sólida que orienta el desarrollo del argumento científico y subraya la relevancia del tema de estudio. El Capítulo II detalla el problema, alineándose con los objetivos establecidos en la investigación. En el capítulo III, se detalla la descripción del sitio de investigación, se define la población y muestra empleada en el estudio, y se expone el proceso metodológico aplicado para alcanzar los objetivos de la investigación. Además, se especifican las variables dependientes e independientes, así como los equipos y materiales utilizados en la ejecución del estudio. El capítulo IV se dedica a la exposición y análisis detallado de los resultados obtenidos en el estudio. Se incluyeron tablas estadísticas elaboradas con el software Minitab V 19 y los datos de laboratorio pertinentes. Asimismo, se presentan las conclusiones derivadas de los resultados, las recomendaciones correspondientes, las referencias bibliográficas estudiadas y los anexos pertinentes que complementan la investigación.

CAPÍTULO I

REVISIÓN DE LA LITERATURA

1.1 Marco teórico

1.1.1 Contaminación ambiental por aguas ácidas

Se produce principalmente a partir de la erosión biohidrogeoquímica de la piritita y otros minerales reactivos que contienen sulfuros, cuando se exponen a condiciones oxidantes (Masindi et al., 2018). El drenaje ácido que emana de minas activas o abandonadas y de desechos de minas suele ser netamente ácido. Estos efluentes representan un riesgo adicional para el medio ambiente, ya que a menudo contienen concentraciones elevadas de metales (hierro, aluminio y manganeso, y posiblemente otros metales pesados) y metaloides (Iakovleva et al., 2015). Existen métodos de tratamiento, como el intercambio iónico, la adsorción se ha propuesto para el tratamiento de la ADM, se pueden dividir en aquellos que utilizan mecanismos químicos o biológicos y se pueden clasificar además en activos los requieren aportes continuos de materiales de neutralización, como magnesita, periclasa, brucita, cal, cal hidratada y piedra caliza para sostener el proceso (Cravotta, 2021). El método más extendido para la neutralización de la ADM es el tratamiento activo, que implica la adición de un material alcalino (agente neutralizante químico; magnesita, cal, carbonato de calcio, carbonato de sodio, hidróxido de sodio y óxido e hidróxido de magnesio, que elevará el pH (Masindi et al., 2018).

1.1.2 Problemas hidrogeológicos

El problema ambiental más significativo a nivel mundial que enfrenta la minería, es el drenaje ácido de mina, donde se produce a causa de la lixiviación y la oxidación de materiales sulfurosos (Iakovleva et al., 2015). La existencia de aguas ácidas en el medio ambiente está ligada a la actividad minera en curso y a la presencia de sitios abandonados, los cuales generan escorrentías superficiales con un pH ácido. Esto provoca alteraciones en el ciclo del agua, afecta tanto la eficacia del agua superficial como la subterránea, y tiene repercusiones negativas en la vida acuática, abarcando tanto plantas como animales. Estos ecosistemas modificados muestran señales como la ausencia de vida acuática, alteraciones en el color y toxicidad del agua, y representan un impacto visual considerable (Skousen et al., 2019).

El agua es el elemento principal para la formación de aguas acidas de mina, en presencia de bacterias y aire, que actúa en la oxidación de la pirita, que se encuentra tanto en la roca como en el mineral dando un mecanismo de degradación (Mahmoud et al., 2023), así como se detalla:

- Oxidación de la pirita en presencia de condiciones aerobias.
- Oxidación por la acción de las aguas acidas a causa de la producción de pirita y otros sulfuros menos oxidables.
- Lixiviación de carbonatos, feldespatos y arcillas por la formación de las aguas acidas.
- Deposición de iones formados por masas de sulfato y la formación de costras.
- Disolución de sulfatos que son generados por el drenaje dejando actuar el agua subterránea que circula por la roca (Zamora et al., 2018).

1.1.3 Etapas del desarrollo de drenaje ácido de roca

El desarrollo del drenaje ácido de roca se divide en tres etapas diferenciadas, que podemos examinar en mayor profundidad:

Etapa I: Involucra la oxidación química o bioquímica, que es un proceso relativamente lento, de minerales como la pirita y otros sulfuros. En un ambiente con un pH cercano a neutro, este es el primer paso que puede ser facilitado por bacterias acidófilas, como *Acidithiobacillus ferrooxidans*, estas interactúan directamente con los minerales de sulfuros. Las reacciones tienen un impacto en el pH, ya que el ácido generado comienza a acumularse alrededor de los minerales (Chen et al., 2020).

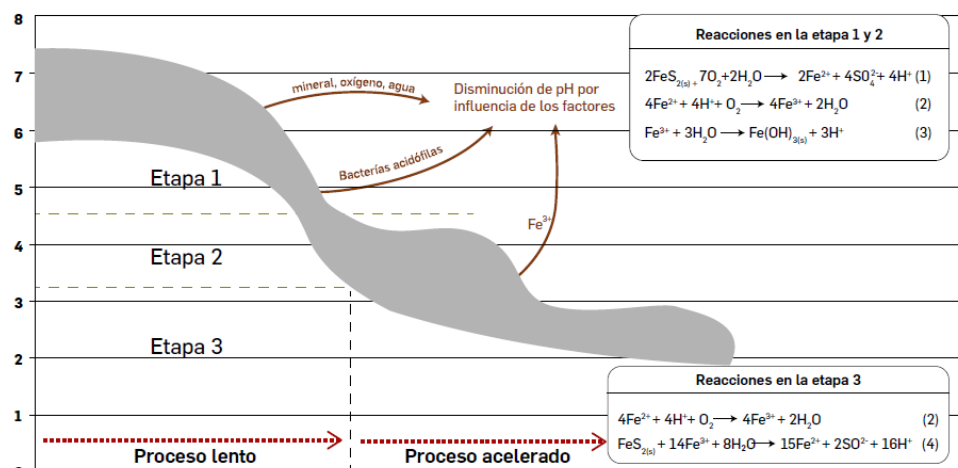
Etapa II: Cuando el pH se desciende por debajo de los 4,5, este proceso ocurre por la oxidación del hierro ferroso (Fe^{2+}) a hierro férrico (Fe^{3+}), el cual provoca la precipitación de hidróxido férrico y la liberación de más iones hidrógeno. La reacción resulta dando un aumento adicional en la acidez, lo que conduce a una disminución aún mayor del pH, llegando a valores inferiores a 3.5 (Cravotta, 2021).

Etapa III: Las bacterias acidófilas asociadas aceleran de manera significativa el proceso al oxidar más rápidamente el hierro ferroso (Fe^{2+}) a hierro

férrico (Fe^{3+}). Esto resulta en un aumento considerable en la producción global de ácido, creando un ciclo rápido que genera grandes cantidades de ácidos. En esta fase, también se liberan otros metales pesados presentes en la roca hacia la solución de drenaje ácido de la roca, lo que se convierte en un problema adicional (Silva et al., 2021).

Figura 1

Etapas en la generación del DAR



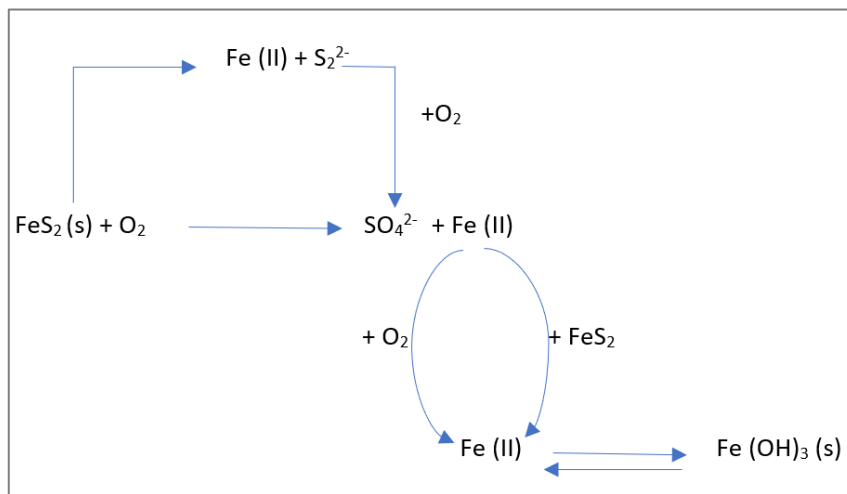
Nota. La figura 1 muestra las etapas, durante cada proceso ya sea lento hasta acelerado, así mismo las reacciones de cada etapa, fue extraída de un artículo, Montano et al. (2022).

1.1.4 Mecanismos de formación de aguas ácidas

La formación de aguas ácidas se produce debido a la oxidación química de los sulfuros, un proceso que, en muchos casos, se ve acelerado por la actividad bacteriana. Los elementos clave en este proceso son los sulfuros reactivos, el oxígeno y el agua, ya sea en forma líquida o vapor, mientras que las bacterias actúan como catalizadores.

Figura 2

Formación de agua acida



Nota. La figura muestra la formación de agua acida a partir de contenido de hierro, sulfuros. Fuente: Zhou et al. (2017).

La velocidad de la reacción depende de muchos factores ya sea de la temperatura, presencia de agua, granulometría entre otros. En la mayoría el agua como el oxígeno son dos componentes principales en la reacción ya que cualquiera de ellos paralizara en la reacción de aguas acidas. También se debe tener en cuenta que la gran mayoría de las rocas que contienen minerales consumen de manera natural los ácidos producidos en la oxidación de sulfuros lo que hace disminuir el pH.

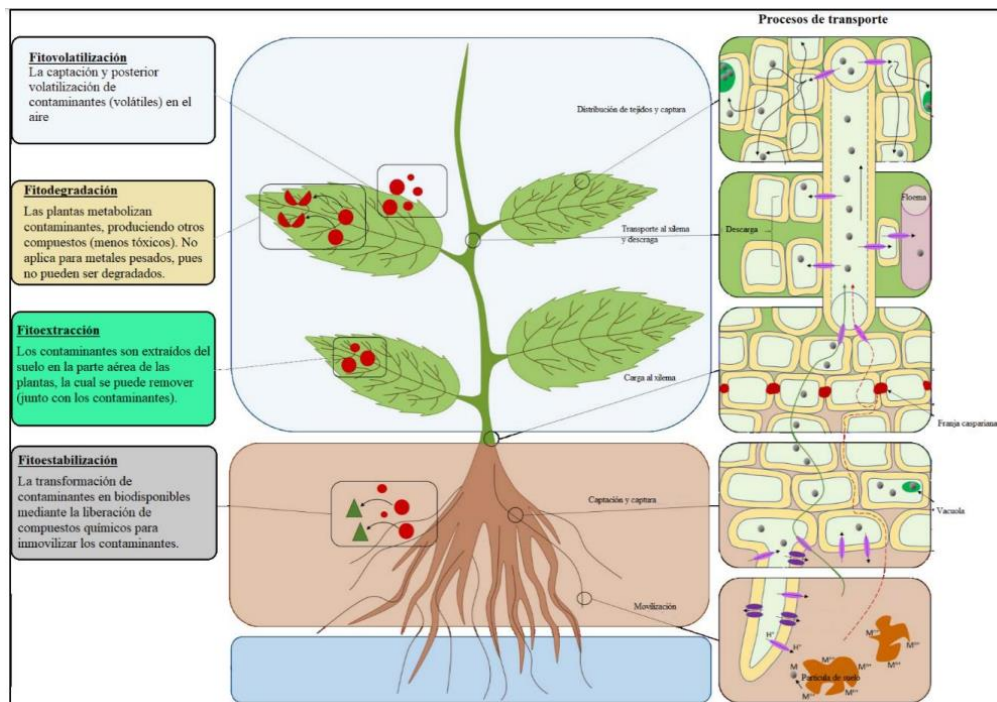
1.1.5 Fitorremediación

Es un método de tratamiento ambiental que utiliza plantas que son capaces de resistir ácidos y metales, las cuales crecen en áreas como humedales construidos o suelos contaminados (Falcon, 2017). Estas plantas emplean dos estrategias principales:

La fitoextracción se da cuando se transportan los metales del suelo contaminado a sus partes aéreas (especialmente plantas hiperacumuladoras) para su posterior recolección y procesamiento (Xun et al., 2017).

Figura 3

Concentración de metales en diferentes partes de la especie



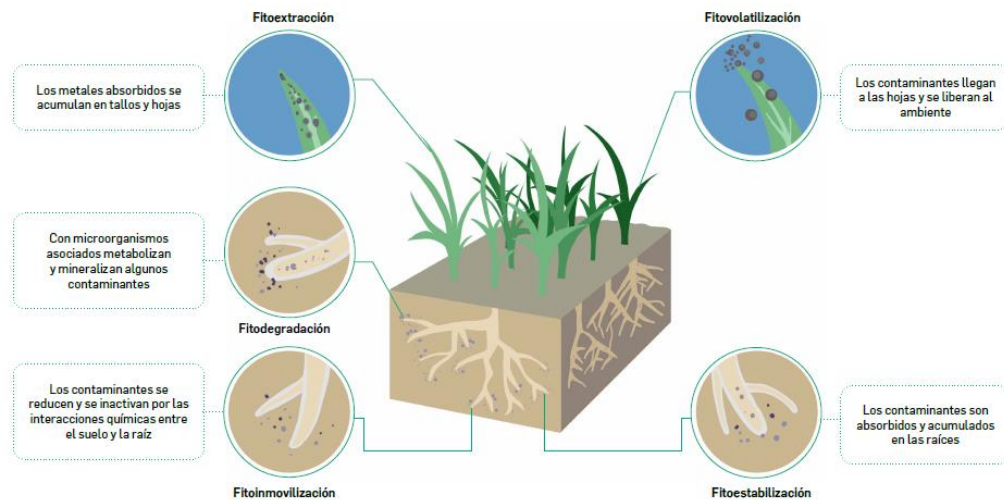
Nota. La imagen expresa las características del proceso de transporte de los iones de la especie y fue recopilada de Alves et al. (2022).

En la fitoestabilización que utiliza sus raíces para reducir la dispersión de contaminantes al absorber metales precipitados y minerales para prevenir la erosión en el suelo circundante (Bortoloti y Baron, 2022).

Estos sistemas también pueden involucrar bacterias que contribuyen a la degradación de los contaminantes y la participación de algunos microorganismos que son crucial en la fitorremediación, ya que es una mejora para el ciclo de nutrientes aumentando la biomasa vegetal y reduciendo la toxicidad de elementos peligrosos para las plantas, lo que en conjunto optimiza la efectividad del proceso en la fitorremediación (Vishnupradeep et al., 2022).

Figura 4

Mecanismos de fitorremediación



Nota. Esta imagen demuestra el proceso de Fitoextracción a través de las hojas de una especie de planta, la fitovolatilización en el que los contaminantes son liberados al medio ambiente, fue recopilada de Montano et al. (2022).

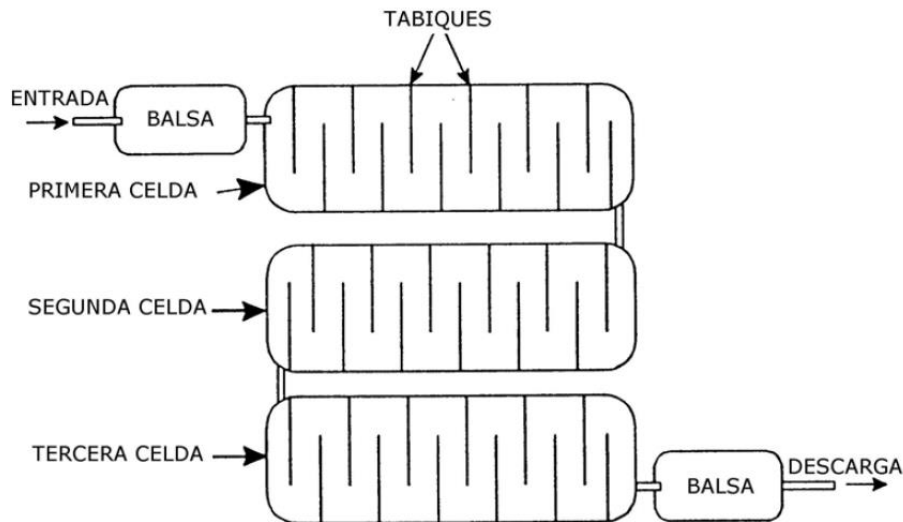
1.1.6 Humedales aeróbicos

Estos sistemas facilitan la interacción entre el agua contaminada y el aire al utilizar plantas acuáticas, que liberan oxígeno a través de sus raíces y rizomas. Para que las plantas emergentes funcionen de esta manera, el espesor del agua debe ser inferior a los 30 cm (Pamo et al., 2002). El sustrato oxigenado del humedal crea un entorno propicio para el desarrollo de ciertas colonias bacterianas que ejercen como catalizadores por oxidación de contaminantes en el humedal. Por ejemplo, convierten el hierro ferroso (Fe^{2+}) en hierro férrico (Fe^{3+}), que luego se precipita como hidróxido (Azizi et al., 2024).

Un sistema aerobio típicamente se compone de una o más celdas interconectadas en las que el agua fluye lentamente debido a la gravedad, generando un flujo superficial horizontal. Para mejorar la oxigenación del agua y aumentar la eficiencia del tratamiento, se diseñan sistemas que incorporan cascadas, lechos con forma de serpentina y balsas de gran superficie con poca profundidad. En estos lugares se establece una densa vegetación de plantas hidrófitas que cubre aproximadamente el 40% de la superficie del humedal (López et al., 2002).

Figura 5

Circulación del agua acida en humedales aerobios



Nota. El esquema expresa el proceso de circulación del agua acida en humedales aerobios y extraída de Azizi et al. (2024).

La presencia de numerosos procesos de humedales aerobios se designa la oxidación de metales, precipitación y a su vez la adsorción de metales pesados mediante el intercambio iónico y la acumulación de metales en la raíz y partes de la planta. Particularmente la oxidación de Fe^{2+} a Fe^{3+} en comparación del Mn (Cheng et al., 2009).

Para la cinética de remoción del hierro y manganeso en los humedales se comprueba que el manganeso se paraliza cuando su concentración de Fe^{2+} es menor a 1mg/l el cual atribuye la resolubilidad y reducción como se observa en la siguiente reacción (Du et al., 2022).

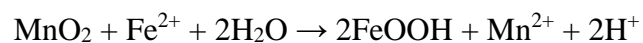
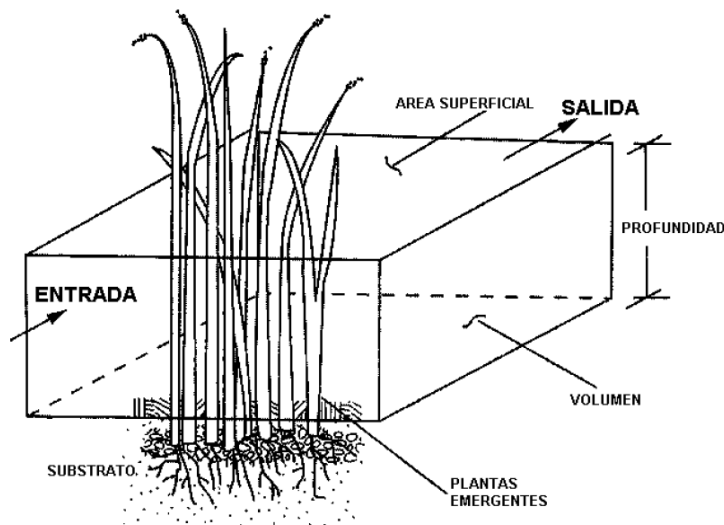


Figura 6

Variables que considerados en un diseño de humedad



Nota. la imagen representa las variables a considerar en un diseño de humedad con la especie de planta recopilada de Bortoloti y Baron (2022).

1.1.7 Estándar de calidad ambiental

Es una medida que establece las concentraciones permitidas de elementos o parámetros en medios como suelo, agua y aire, asegurando que estos niveles no constituyan un riesgo para la salud humana ni para el medio ambiente. Según los parámetros que uno quiera referirse las concentraciones o niveles es expresada en máximos y mínimos o se puede decir rangos de valores (MINAM, 2017).

1.1.8 Parámetros fisicoquímicos del agua

Para preservar la diversidad acuática, es crucial distinguir entre fuentes naturales y antropogénicas y comprender los elementos que pueden modificar la química del agua. Este conocimiento también abarca el movimiento de contaminantes y la composición de las aguas subterráneas (Flores et al., 2024). Se utilizan parámetros fisicoquímicos, incluido el (OD), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO), el pH, la temperatura, la conductividad eléctrica (CE), los bicarbonatos, los cloruros, los sulfatos, el calcio, el magnesio, el potasio y el sodio. para evaluar la calidad del agua (Aguirre et al., 2018).

Tabla 1

Ficha para la recolección de parámetros fisicoquímico

OD (mg/l)	Conduc tividad Eléctric a	Resistencia Eléctrica	Potencial de Oxígeno	Potencial de oxidación/re ducción	Porcentaje de saturación de oxígeno disuelto	Solidos totales disueltos	Salinidad	T	Presión atmosférica
(ppm) OD	$\mu\text{S}/\text{cmC}$ E	$\text{M}\Omega.\text{cm}$	pH	(mV)ORP	% DO	(ppm)Tds	PSU	$^{\circ}\text{C}$	psi

Nota. La tabla representa una ficha en el que se redacta los parámetros fisicoquímicos del agua durante el monitoreo.

La movilización y liberación de sustancias quelantes por parte de las raíces de las plantas y la acidificación de la zona próxima a las raíces incrementa la capacidad de desplazamiento de los iones metálicos en el suelo. Esto se logra a través de la creación de iones metálicos hidratados y complejos metálicos (León, 2018).

Los iones son absorbidos por las raíces de las plantas y luego se desplazan a través de dos rutas principales: la vía simplástica, representada por una línea verde continua y la vía apoplástica, marcada por una línea discontinua roja. Los metales en exceso son almacenados en las vacuolas para su eliminación (Shim et al., 2015).

La carga de xilema y los iones se trasladan a la xilema a través de proteínas de transporte unidas a la membrana. Los iones que viajan inicialmente a través de la vía apoplástica son bloqueados por la franja de Casparian y viajan secuencialmente a través del simplasto a la xilema (Ghazaryan et al., 2019).

En el proceso de transporte y descarga de xilemas, los iones se trasladan a lo largo del xilema. Este movimiento implica un intercambio entre xilema y floema, mediado por células de transferencia especializadas. Durante la descarga y la distribución del tejido, los iones metálicos se introducen en el eje de las hojas y se redistribuyen. El exceso de metales, tanto esenciales como no esenciales, se almacena en las vacuolas celulares.

1.1.9 *Schoenoplectus californicus* (totora)

Las totoras son aquellas plantas que crecen de manera tanto natural como cultivada en diferentes entornos como lagunas, zonas pantanosas y balsares a lo

largo de la costa y la sierra del Perú. Su rango de altitud abarca desde el nivel del mar hasta los 4,000 metros (Hýsková et al., 2020).

Sus ecosistemas de los totorales, que se distinguen por albergar una notable diversidad de vida silvestre. En estos hábitats se encuentran aves tanto residentes como migratorias, peces de agua dulce, así como una variedad de anfibios como sapos y ranas. También son el hogar de numerosas plantas acuáticas, como el jacinto de agua, el repollo de agua y el lirio flotante, entre otras especies (Hýsková et al., 2020).

Figura 7

Schoenoplectus californicus (totora)



Nota. La imagen representa la especie totora que aflora en las riberas del lago Titicaca.

1.1.10 Características morfológicas de la totora (*schoenoplectus californicus*)

Por su tamaño, la totora es una planta acuática perenne de tamaño pequeño y agrupada en fascículos, alcanza una altura de hasta 4 metros, con al menos la mitad de su longitud sumergida en el agua y la otra mitad sobre la superficie, el tallo es erecto, suave, flexible, ligero, cilíndrico y triangular, similar al césped y no presenta protuberancias en la base, las hojas rodean el tallo en la base, divididas en dos secciones, las inferiores tienen vainas foliares sin láminas, mientras que las superiores a veces las desarrollan (Hýsková et al., 2020). La inflorescencia se encuentran ramificaciones que forman una estructura arqueada debido a brácteas rígidas y también una prolongación erecta del tallo. Las espigüelas son hermafroditas de forma ovoide u oblonga, con una cubierta floral en espiral que

es decidua con forma oval en la parte posterior y con nervaduras notables las flores son hermafroditas y pequeñas, con una envoltura floral compuesta por 2 a 5 escamas, los frutos son secos, biconvexos o aplanados convexos, con una superficie lisa o ligeramente rugosa, con el pericarpio separado (Hidalgo y García, 2018).

Figura 8

Partes de totora, hojas frutos, flores



Nota. La imagen representa las hojas, los frutos de *schoenoplectus californicus*, fue recopilada de Aza et al. (2023).

1.1.11 Propiedades físicas de la totora

El uso de la totora es muy variado, para la alimentación, los brotes jóvenes de totora son comestibles y ricos en yodo, siendo parte importante de la dieta de los Uros Chulluni, conocidos como "Chullu". En cuanto a la, sus propiedades astringentes ayudan a controlar la diarrea y actúan como febrífugo para reducir la fiebre (Aza et al., 2023). La fibra se emplea para crear una amplia variedad de objetos artesanales como esteras, muebles, canastas, sombreros y más. También se utilizan para hacer orejeras, según la leyenda de Manco Capac.

Otro de los usos que se le brinda para construir viviendas, embarcaciones y puentes, como los que se encuentran en las aguas del lago Titicaca y en algunas playas del norte del Perú (Hidalgo et al., 2020). También se utiliza en techos y paredes para estructuras como cobertizos y terrazas. El forraje se utiliza como

alimento para el ganado, ampliando aún más su utilidad en diferentes áreas de la vida cotidiana y la actividad económica.

1.1.12 Contaminación por metales pesados

Los metales en el suelo de relaves penetran directamente a través de suelo y las aguas subterráneas de las zonas mineras o fluyen hacia los ríos cercanos y suelo a través de escorrentía superficial y recarga de aguas subterráneas; de este modo, el contenido de metales pesados en los entornos circundantes aumenta rápidamente, causando una grave contaminación por metales pesados. Los metales pesados se refieren principalmente a metales y metaloides con una densidad superior a 5 g/cm^3 , como el arsénico (As), el cadmio (Cd), cromo (Cr), mercurio (Hg) y plomo (Pb) (Kan et al., 2021). Los metales pesados no sólo causan contaminación ambiental pero también causan daños considerables a el cuerpo humano cuando se acumulan en los órganos del cuerpo y en los seres vivos, organismos a través de la cadena alimentaria. Por ejemplo, el Pb daña el sistema nervioso, lo que resulta en daño gastrointestinal, amencia infantil y enfermedad de alzheimer de manera similar, el Cd puede causar daño mamario, hepático, Cáncer de páncreas, pulmón y piel. La exposición al Hg puede afectar el sistema nervioso central defectos, miocardiopatía, arritmias, daño renal e insuficiencia respiratoria. Los seres humanos estamos expuestos a metales pesados en el suelo a través de tres vías principales de ingestión oral; contacto dérmico; e inhalación (Parker et al., 2022).

Explorando los impactos de estos, las rutas de exposición pueden ayudar a reducir el riesgo de metales pesados en los seres humanos la salud en los últimos años, la evaluación de riesgos para la salud se ha utilizado para evaluar el nivel de contaminación de metales pesados en diferentes tipos de suelo y cuerpos de aguas, a continuación se describe los siguientes metales que son dañinos para la salud (Mtemi et al., 2023).

- El cadmio (Cd) es tóxico que se encuentra en la corteza terrestre siendo un metal dúctil, muy ligero de matiz azulado. Su alto poder bioacumulativo lo diferencian del resto de los metales de su grupo. Los efectos tóxicos del Cd en las plantas son la clorosis y el enrollamiento en las hojas haciendo

aparecer por intercambio del Cd con el Fe o el Mg (Casierra y Poveda, 2005).

- El cobre (Cu) se encuentra en la naturaleza tanto en forma de metal nativo como en minerales sulfurados como la calcopirita (CuFeS_2), la calcosita (Cu_2S) y el óxido cuproso (Cu_2O). Sus concentraciones elevadas pueden resultar tóxico para diferentes organismos, especialmente en plantas y peces. Este metal puede causar lesiones en las raíces, inhibir el crecimiento radicular y estimular la formación de raicillas secundarias con una corta longitud y una coloración parda. Además, provoca clorosis en las hojas. generando cambios en sus tejidos aéreos, el cual afecta sus estomas esta tiene una principal función es el intercambio gaseoso. En los suelos El exceso de cobre provoca una disminución en la biomasa y en la actividad metabólica de las bacterias, lo que conlleva una reducción en la eficiencia de los procesos biogeoquímicos en los que estas bacterias participan
- El manganeso (Mn), es un elemento químico cuyo número atómico es 25 perteneciendo al grupo 7 de la tabla con una electronegatividad de 1,55, energía de ionización de 717,3 KJ/mol y una densidad de 7430 Kg/m³, lo encontramos de manera natural generalmente en combinación con el hierro y entre otros minerales. Los síntomas que atribuyen en la toxicidad en las plantas son la clorolisis marginal y necrosis de hojas, así como sus raíces café oscuras, disminuye la respiración y la destrucción de auxinas. Por otro lado, em manganeso tiene un efecto negativo en la fotoxidación del agua, dándole una turbiedad y modificando su sabor.
- El hierro (Fe), tiene número atómico 26, una masa atómica 55,847 g/mol, una densidad de 7,76 g/ml, punto de fusión 1,536 °C y ebullición de 3,000 °C. El efecto negativo del hierro está catalogado como una de las más frecuentes especialmente con la reacción de las moléculas de agua para la formación de sus radicales de tipo superóxido al igual la toxicidad de hierro afecta de manera negativa a las plantas dando de pequeñas manchas de color pardo en la punta de hojas viejas y disminuye la elongación de su crecimiento celular de sus raíces.

- El mercurio (Hg), como contaminante global, es persistente puede enriquecerse y tiene la fuerte toxicidad biológica ha planteado una grave amenaza para el ecosistema y la salud humana a escala regional y global. Fue catalogada como una de las diez sustancias químicas de mayor preocupación para la salud pública por la OMS. Además, existe principalmente en formas Hg⁰, Hg²⁺ y Hg orgánico en el medio ambiente. Además, el metilmercurio (CH₃Hg⁺) se encuentra entre las neurotoxinas más dañinas que pueden ingresar al cuerpo humano a través de la cadena alimentaria y afectar a las mujeres embarazadas y al feto. El Hg tiene siete isótopos estables naturales con relativa abundancia, que incluyen 196 Hg (0,15 %), 198 Hg (9,97 %), 199 Hg (16,87 %), 200 Hg (23,10 %), 201Hg (13,18 %), 202 Hg (29,86 %) y 204 Hg.
- El plomo (Pb), es un metal poco común, representando aproximadamente el plomo constituye aproximadamente 0,00002 % de la composición de la corteza terrestre. Presenta un punto de fusión estándar de 327,4 °C y un punto de ebullición de 1770 °C, con una densidad de 11,35 g/mL. Este elemento puede formar compuestos en los estados de oxidación Pb²⁺ y Pb⁴⁺, exhibiendo propiedades anfóteras que permiten la formación de sales plumbosas y plúmbicas, así como plumbitos y plumbatos. Se encuentra en minerales como la galena (PbS), que es la principal fuente de plomo, así como en la anglosita (PbSO₄) y la cerusita (PbCO₃). El plomo es conocido por su alta toxicidad, que impacta negativamente en plantas, plancton y otros organismos acuáticos, dañando las células, inhibiendo el crecimiento de las plantas y planteando riesgos para la salud humana debido a su capacidad de bioacumulación en los organismos. Este metal pesado es un contaminante para el ambiente ya que altera los ciclos naturales (Carranza et al., 2022).

1.2 Antecedentes

1.2.1 Internacionales

Fernández et al. (2017) identificaron riesgos ambientales producto de la mina abandonada en Cantábrica del Macizo Ibérico, los minerales de mercurio y arsénico fueron abandonados en la década de 1970. El método empleado en las

muestras de suelo y plantas, se utilizó la espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS) para determinar las concentraciones totales de metales y metaloides, evaluaron 80 especies. Como resultado, revelaron que la *Coincya monesis* es un hiperacumulador de Zn con alto factor de transferencia de Cd del suelo. Entre las gramíneas, la endémica *Agrostis durieui* toleró altas acumulaciones de Pb en los tejidos y esta especie fue dominante en los montones de desechos de Pb-Zn. *Holcus lanatus* y *Festuca rubra* excluyeron el Hg y lo hicieron de manera más eficiente que *Dactylis glomerata*. En conclusión, la zona minera del Principado asturiano es un importante reservorio de un gran número de especies vegetales con un alto potencial de fitoestabilización o fitoextracción de suelos contaminados por Hg, As, Zn y/o Pb.

Rodríguez (2018) el objetivo de su investigación fue establecer que cantidad de metales pesados podría absorber la especie *Schoenoplectus californicus* o totora. Mediante la metodología de absorción atómica con reproducción de hidruros y por llama directa mediante el plasma a diferentes longitudes de onda. Como resultado obtuvo variabilidad de los metales pesados en el agua, suelo, raíz y tallos donde no puede acumular muchos metales pesados la especie totora. En conclusión, obtuvo diferentes concentraciones de arsénico, cadmio, cobalto, cromo, mercurio, níquel y plomo.

Migaszewski et al. (2018) realizaron un estudio en el centro-sur de Polonia, identificaron AMD de una mina que es vertido hacia un lago, generando una contaminación de pirita microgranulada que forma dos zonas mineralizadas de diferentes formaciones rocosas del Cámbrico Superior. La metodología que utilizaron para identificar As, Al, Co, Cr y Cu, fue mediante ICP-QMS, mediante barridos/lectura: 20 lecturas/3 réplica, aplicaron un conjunto de soluciones de Estándares de Calibración Multielementos Perkin Elmer. Como resultado obtuvieron niveles altos de As 370 mg/L de tres grandes embalses de AMD. Además, el modelado geoquímico expuso los índices de saturación de hematita y goethita con valores de (6,96 a 12,84 y 2,47 a 5,39). Además, los valores positivos de ϵ -Fe₂O₃ nanométrico (1,64 a 4,13) y schwertmannita (0,90 a 2,10) encontraron en aguas ácidas de Wiśniówka Duża y Marczakowe Doły. Concluyeron que; el As se puede aplicar para monitorear un impacto perjudicial del AMD en las aguas superficiales y subterráneas locales.

Chen et al. (2019) en la región de Cobalt de Ontario, Canadá, se vio afectada por la contaminación por arsénico (As) y trazas de metales debido al vertido de relaves mineros. Recolectaron muestras de agua de los arroyos Sasaginaga (Sas), Crosswise (Cr) y Farr Wetland (Farr) y de dos lagos, Cobalt y Crosswise. El lago Cobalt, estaba rodeado por actividades mineras, el método que utilizaron para cuantificar el As fue mediante espectrometría de absorción atómica de llama (FAAS) y se definió como Fe en extracción con oxalato (Fe-Ox). As-Ox también se determinó después de la reducción previa de KI. Sus resultados revelaron La estabilidad del As (III) está afectada por factores como la temperatura, la luz, la presencia de nitrato y cloruro, y el pH. En la mayoría de las muestras de agua, el As (V) predominó, mientras que la forma más tóxica, As (III), se encontraba en concentraciones bajas, a menudo inferior al 1 % del total disuelto. En conclusión, la presencia de comunidades de peces en lagos con alto contenido de As nos invita a preguntarnos si el As (III) debería ser un parámetro más apropiado que el As total en las evaluaciones medioambientales y de ecotoxicidad.

Álvarez (2019) en su trabajo hace mención que la minería es una actividad que realiza contaminación con mayor impacto, su objetivo fue conocer el efecto de adición del 10 % de biochar para tratar suelos contaminados por la minería. Seleccionó 10 suelos y lodos de sitios mineros. Utilizó el método basado en la fuerte afinidad cobalthexamine trivalente con unas superficies coloidales cargadas negativamente y el espectrómetro de absorción atómica 400 Perkin Elmer. Como resultado obtuvo al adicionar el biochar aumenta el pH y la CE del suelo, incrementa el coeficiente metabólico (qCO_2), que el CO_2 , a su vez al adicionar el biochar mezclado con la colza minimiza la biomasa y cantidad de Co, Cu, Cr, Se y As total y Pb total, luego realizó la comparación con Niveles Genéricos de Referencia indicando niveles bajos. En conclusión, la fitorremediación se puede utilizar para recuperar suelos contaminados por la minería.

Simiele et al. (2020) identificaron suelos contaminados con metales pesados producto de una mina de estaño abandonada, su estudio tuvo como objetivo evaluar el efecto de dos modalidades de absorción de tres especies. La metodología que emplearon fue la fitorremediación, para la concentración total de arsénico determinó mediante el método de digestión ácida asistida por microondas

combinada con emisión atómica (ICP-AES). Sus resultados mostraron la combinación de biocarbón y sulfato de hierro características mejoradas del suelo al aumentar el pH y la conductividad eléctrica y reducir las concentraciones de metales (loides) en el agua de los poros del suelo. En conclusión, *S. purpurea* presentó altas concentraciones de metales (loides) en las raíces asociadas a un mejor crecimiento en comparación con *P. euramericana* y *S. viminalis*, lo que la convierte en un mejor candidato para la fitoestabilización del suelo estudiado.

Ayiwouo et al. (2020) identificaron sitios contaminados en la región oriental y Adamawa. Mediante el método de espectrometría de absorción atómica (AAS), en donde midieron los parámetros fisicoquímicos (pH, conductividad eléctrica, turbidez y sólidos en suspensión). Sus resultados muestran que, las aguas de la minera artesanal son ligeramente ácidas a neutras ($5,93 < \text{pH} < 7,02$) incluyen metales pesados como Cd, Pb y Fe. Para los metales pesados, la correlación de la matriz obtuvo correlaciones altas entre Ni/Cd (0,990). El Ni y el Cd provienen de las baterías de Ni-Cd utilizadas en esta mina de oro. También se encuentran altas correlaciones entre Ni/Fe (0,992) y Cd/Fe (0,992). En conclusión, los investigadores determinaron que después de agregar 0,5 g de arcilla, absorbe el metal plomo en ciertas proporciones por lo que es recomendable utilizar la arcilla para absorber metales de sitios contaminados por la minería.

Stylianou et al. (2020) identificaron en Chipre una mina abandonada de sulfuros sin ninguna medida de rehabilitación, en su trabajo tuvo como objetivo describir y comparar los parámetros ambientales en tres de estas minas respecto a la química del agua. Utilizaron varios métodos desde tecnosoles, revegetación, fitorremediación y fitoestabilización, recolectaron muestras de aguas y suelos, midieron parámetros fisicoquímicos de agua. Sus resultados demuestran que las plantas nativas como *Phragmites australis*, *Tamarix smyrnensis*, *Poaceae*, *Pinus brutia*, y *Schoenus nigricans* (*Poaceae*) son candidatos adecuados para la fitorremediación de minas de sulfuros en Chipre, dada su capacidad para mejorar la calidad del suelo y del agua en áreas contaminadas por metales. Estas plantas son resistentes a pH bajos y alto contenido de metales en suelos y agua contaminados. Concluyeron que, al mejorar el ambiente de las minas abandonadas con tecnosoles, se potenciará la acción de las plantas nativas y así se trabajará

hacia un tratamiento de fitorremediación que va minimizar contaminantes generados por los vertederos de residuos sólidos de mina.

Quiroga et al. (2021) registraron problemas de contaminación de metilmercurio (MeHg) en el lago Titicaca y Uru (Bolivia), el método que utilizaron para su trabajo fue la cinética de absorción de MeHg de un consorcio de algas verdes aisladas del perifiton (*Scheanoplectus californicus*) de totora, las variedades de algas fueron *Oedogonium* spp., *Chlorella* spp., *Scenedesmus* spp., a concentraciones crecientes de MeHg (de 5 a 200 ng·L⁻¹). Realizaron en varias cantidades de biomasa para elegir la óptima. Sus resultados revelaron una tasa neta de absorción de MeHg por parte de algas de 2,38 amol ng⁻¹ · h⁻¹ · mM⁻¹ (la absorción fue de 2863 ng MeHg·g⁻¹) a una concentración inicial de 200 ng de MeHg·g⁻¹ y de algas de biomasa de 0,02 g·L⁻¹. Concluyeron que, la cantidad inicial de MeHg es 1000 veces mayor que la medida en la Bahía eutrófica de Cohana del Lago Titicaca, demostrando una capacidad alta de acumulación de estas algas verdes. Por lo tanto, el *Scheanoplectus californicus* se puede utilizar para la remediación de aguas contaminadas por MeHg.

Huang et al. (2021) mencionan que, la especie *Pfaffia glomerata* es una candidata para la remediación de suelos contaminados con metales pesados, mediante la metodología de la aplicación de EDTA o EDTA + DA-6, aplicaciones de AC solo al suelo (AC); aplicaciones de EDTA al suelo. Como resultado, la adición de EDTA o CA cambió significativamente la proporción de actinobacterias y proteobacterias. Además, la adición de EDTA o CA provocó cambios en las propiedades del suelo (por ejemplo, disponibilidad de metales pesados, concentración de K, concentración de Na, pH del suelo) que se asociaron con cambios en la comunidad bacteriana. En conclusión, la adición de EDTA afectó principalmente a la comunidad bacteriana del suelo al cambiar la concentración de DOC del suelo, la concentración de Pb y Na disponible en el suelo, y la adición de CA afectó principalmente a la comunidad bacteriana del suelo al cambiar la concentración de Ca disponible en el suelo.

Atangana y Oberholster (2021) afirman que, la cuenca del río Olifants que está siendo afectada negativamente por actividades antropogénicas. El objetivo de su trabajo fue determinar la variación de las aguas superficiales y subterráneas y

contenido de metales pesados. El método incluyó la recolección de aguas superficiales y subterráneas en tres zonas, efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales, efluentes de drenaje ácido de minas (AMD) y agua de pozo. El análisis para determinar metales fue mediante ICP-MS donde secaron y empararon en HNO₃ al 5 % de HCl y H₂SO₄, El estándar ICP-MS de elementos múltiples (1000,00 mg/l) estabilizado en HNO₃, utilizó para la curva de estándares de calibración. Sus resultados revelaron que Cu, Ni, Zn y Ba estaban dentro de los estándares nacionales sudafricanos, Fe y Mn por encima del límite. Su análisis de varianza mostró valores significativos ($p < 0,05$). Concluyeron que los efluentes de aguas residuales (EDA y AMD), indican un alto nivel de contaminación con metales Fe y Mn, por lo tanto, se debe implementar otras medidas de remediación de las aguas contaminadas.

Zárate et al. (2021) midieron las concentraciones de As, Pb y Cd en hojas de las plantas medicinales más consumidas en la sierra central del Perú “eucalipto” - *Eucalyptus globulus* Labill y “muña” - *Minthostachys mollis* (Kunth) Griseb, mediante el método por espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS). Sus resultados revelaron que, el orden decreciente de las concentraciones medias de metales tóxicos en *E. globulus* fue $Pb > Cd > As$, y en *M. mollis* $Pb > As > Cd$. En *E. globulus*, la mayor concentración media de Pb (2,14 mg Kg⁻¹) en Quilcas su registró fue, de Cd (0,39 mg Kg⁻¹) y As (0,06 mg Kg⁻¹) en Saño. En *M. mollis*, la mayor concentración media de Pb (1,84 mg Kg⁻¹) se registró en Quilcas, de Cd (0,06 mg Kg⁻¹) y As (0,06 mg Kg⁻¹) en Saño. El PCA reveló dos componentes que representaron aproximadamente el 62,92 % de la variación total de los datos. Concluyeron que las hojas de *E. globulus* y *M. mollis* no presenta riesgos algunos para la salud humana.

Nsenga et al. (2021) hacen referencia sobre la contaminación de ríos y lagos por escorrentía agrícola a escala global. Su objetivo fue realizar la concentración de metales pesados en diez especies de plantas que crecen en las riberas del río. La metodología que utilizaron fue desde la recolección de plantas en zanjas, para el análisis utilizaron el método por ICP. Como resultado indican que las concentraciones de nutrientes disminuyeron gradualmente, la absorción de plantas y la retención de sedimentos fueron los principales contribuyentes a la mitigación de nutrientes dentro de las zanjas con vegetación, con la posterior

interacción bacteriana y transformación de contaminantes. Concluyeron que, la fitorremediación es una técnica que se utiliza para descontaminar ríos y lagos.

Núñez (2022) en su trabajo de investigación, tuvo como objetivo analizar las técnicas de fitorremediación en suelos con (Pb) y (Cd), utilizó especies vegetales *Lolium perenne*, *Poa pratensis*, Maíz, *Pennisetum setaceum*, utilizó la metodología de plasma microondas 4210 MP-AES. Como resultado demostró valores notables en donde la especie logro obtener concentraciones de plomo y cadmio en la raíz mayormente con valores de Pb de 330,9 mg/kg y Cd de 21,23 mg/kg, el factor de bioconcentración en la raíz (raíz) de 0,92 y un factor de translocación (FT) de 0,53 para Pb. En conclusión, las tres especies que ha sido estudiadas pueden ser usadas en fitorremediación de suelos contaminados por metales pesados ya que podrá absorber los elementos contaminantes.

Thomas et al. (2022) mencionan que, el drenaje ácido de mina producto de la minería que contiene sulfatos, hierro y metales pesados, causa una grave degradación ambiental y plantea riesgos para la salud humana y el desarrollo sostenible. Mediante el método de fitorremediación haciendo uso de especies de plantas autóctonas han acumulado metales pesados en diferentes cantidades. Como resultado, *Euphorbia macroclada* es una especie autóctona que acumula Pb, Zn, Cu y Ni, el potencial de que la DMAE, a través de la fitorremediación, se convierta en un recurso para las comunidades afectadas representa una solución potencialmente significativa a largo plazo para un problema global continuo. En conclusión, la fitominería es un enfoque que ayudaría a la restauración de ecosistemas, mediante la fitorremediación que aborda oportunidades económicas y ambientales para impactados por la AMD.

Bhat et al. (2022) en su estudio mencionan que la minería y actividades agrícolas contribuyen a la contaminación de recursos hídricos debido a la acumulación de metales pesados (HM). El método empleado fue a través de cinco tipos de fitorremediación, fitoestabilización, fitodegradación, rizofiltración, fitoextracción y fitovolatilización. Sus resultados revelan que; *Lemna minor* es un acumulador de Cd, Cr, Ni, Pb, *Eichhornia crassipes* Cr, Cu, *E. canadensis* Cu, Zn, Cd, *Azolla filiculoides* Pb (II), Hg (II), *Ceratophyllum demersum* L. Cd y Pb respectivamente. En conclusión, las especies de plantas nativas son la solución de

manera respetuosa con el medio ambiente y económica para eliminar metales pesados de suelos contaminados por la actividad minera.

Yasmin et al. (2022) realizaron un estudio de los recursos hídricos locales, las aguas superficiales y las aguas subterráneas. La metodología inició con la recolección de muestras de agua adicionándolo con ácido nítrico al 5% y enjuagadas con agua destilada. Los sólidos disueltos totales (TDS) y la conductividad eléctrica (CE) midieron con (Modelo: HANNA HI 2300), los parámetros fisicoquímicos pH, OD midieron con multiparámetro de campo HANNA HI 2400) y espectrofotómetro de absorción atómica (AAS) para el análisis como (Pb, Cr, Ni, Zn, Cu y Fe). Como resultado, los parámetros fisicoquímicos de pH, (CE), (TDS), (OD) y la salinidad, fueron de 6,4 a 7,6, 100 a 600 s/cm, 25 a 369 ppm, 9,0 a 12,10 ppm y 0,02 a 0,29 ppm, respectivamente. determinaron Pb, Ni, Zn y Fe en diferentes proporciones. En conclusión, la presencia de muchas bacterias reductoras de sulfato en las fuentes de agua puede provocar niveles más altos de azufre libre, lo que puede causar problemas dermatológicos en los humanos.

Moreno et al. (2023) la contaminación del agua es la oxidación de los sulfuros contenidos en vertederos, paredes de galerías y otros materiales generados por la explotación minera. El objetivo de su trabajo fue determinar las variaciones estacionales de las concentraciones de REE en los cursos de agua afectados por el drenaje ácido de mina (DAM) y los factores que controlan su movilidad bajo diferentes condiciones hidrológicas. Mediante la metodología que consistió desde la recolección de muestras de agua hasta la medición de parámetros fisicoquímicos (pH, conductividad eléctrica (CE), potencial de oxidación-reducción (ORP) y temperatura) se realizó in situ con un multímetro Crison MM40⁺, calibrado antes del muestreo con materiales certificados. Sus resultados mostraron el pH fueron altamente ácidos manteniéndose por debajo de 3 en todas las muestras, las mayores concentraciones fueron de 1,2-1,4 g/L de Al, 3,6-4,4 g/L de Fe y 25-31 g/L de SO₄). Concluyeron que el análisis multivariado sugiere la influencia de minerales ricos en Mn existentes en el área de estudio como fuente potencial de LREE.

1.2.2 Nacionales

Falcon (2017) en su estudio identificó indicios de posibles contaminantes como metales pesados provenientes de la minería fundición de la Oroya (Doe Run). Su objetivo de su trabajo fue extraer metales pesados mediante las especies de plantas de *Zea mays* L, el método que utilizó fue bajo la norma: AS-02 de las NOM-021- RECNAT-2000. Para medir los parámetros fisicoquímicos. Para medir la concentración de metales pesados fue por (ICP- MS), Sus resultados fueron, pH (6,61; 7,10; 7,08), textura (Franco arcillosa), capacidad de intercambio catiónico (17,60; 15,52; 15,68), conductividad eléctrica (0,66; 0,60; 0,59 dS/m), materia orgánica (2,30; 2,77; 2,53%), cationes cambiables: Ca^{+2} (14,70; 13,25; 13,36), Mg^{+2} (2,13; 1,85; 1,92), K^{+1} (0,29; 0,29; 0,25), Na^{+1} (0,15; 0,13; 0,16) y porcentaje de carbonatos (0,80; 4,00; 1,50 %), La concentración de metales fueron; As, Sb, Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Pb, y Zn. Concluyó que el proceso de Fitoextracción de metales pesados mediante la especie *Zea mays* L. es recomendable el uso de esta especie para remediar suelos que están contaminados por metales pesados.

1.2.3 Locales

Pastor (2023) en su trabajo de investigación hace referencia que; la contaminación por los efluentes de mercurio producto de la minería artesanal, afecta a la salud de las personas y del medio ambiente. Su objetivo fue; establecer la Fitoextracción de mercurio en tres especies vegetales, (*Bellucia pentámera* N.), (*Kniphofia pauciflora* B.) y (*Weinmannia sp.* L.). El método empleado para identificar el Hg fue, un espectrofotómetro de emisión atómica 4210 MP- AES y ensayo de digestión multiácida ICP- AES. Sus resultados revelaron que; la especie (*Kniphofia pauciflora* B.) absorbió en sus raíces 13,111 mg/kg, en el tallo 11,807 mg/kg y en las hojas 5,508 mg/kg. En conclusión, la especie ganadora tiene una alta capacidad de absorber metales pesados como el mercurio y puede ser utilizado en la fitorremediación de áreas contaminados y pasivos ambientales producto de la minería.

CAPÍTULO II

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

2.1 Identificación del problema

En el contexto de la actividad minera, los impactos recurrentes se originan por los residuos de explotaciones anteriores. Esto se debe a que muchos depósitos minerales albergan concentraciones de sulfuros, como pirita, galena, marcasita y blenda. Estos elementos al entrar en contacto con el agua, primariamente a través de la lluvia y las infiltraciones con la presencia de oxígeno, generan soluciones líquidas que disuelven metales pesados, por lo que estos cuerpos de agua afloran en la superficie causando perjuicios significativos en el medio ambiente (Yasmin et al., 2022).

Los efluentes ácidos derivados de la minería exhiben una carga significativa de partículas suspendidas y una concentración elevada de sulfato y varios metales solubles, como hierro, aluminio, manganeso, zinc, cobre, plomo, entre otros. Estas concentraciones pueden alcanzar niveles de varias decenas o incluso cientos de miligramos por litro. Estas sustancias, en tales proporciones, son perjudiciales para la vida biológica y generan contaminación en los cuerpos de agua receptores. Además, estos efluentes tienen el potencial de causar deterioro en la infraestructura y las estructuras de construcción debido a su composición química.

En términos generales, la actividad minera, las aguas residuales, las tipologías geológicas que contienen minerales sulfurosos afectan la calidad del agua, generando problemas ambientales (Munyai et al., 2024). Estas repercusiones incluyen la reducción de la disponibilidad de agua dulce para diversos usos, como el doméstico, agrícola, industrial y recreativo (Ayiwouo et al., 2020). Los niveles de concentración de metales y los valores de pH muestran una variabilidad significativa, influenciados por la dilución durante las lluvias y la evaporación en las temporadas secas.

Dado el alto costo en el tratamiento de las aguas acidas, especialmente debido al largo periodo necesario para abordar el fenómeno de aguas ácidas, las antiguas zonas mineras tienden a empeorar su situación con el tiempo. Por tanto, se hace crucial encontrar soluciones a este desafío. Una alternativa, tanto para las operaciones mineras activas como para las abandonadas, son los métodos de tratamiento pasivo de los efluentes ácidos de mina. Estos métodos se destacan por su costo de construcción

relativamente bajo, su facilidad operativa y el mínimo mantenimiento requerido, al mismo tiempo que muestran una eficacia satisfactoria en el tratamiento de aguas ácidas.

La Mina los Rosales es un punto focal de la actividad minera en la región de Puno durante décadas, desempeñando un papel crucial en la economía local y en el tejido social de la comunidad. Sin embargo, en los últimos tiempos su impacto ambiental ha generado preocupación y atención. En particular, la emanación de efluentes de agua ácida de color amarillento provenientes de la bocamina Candelaria, ubicada en esta área de estudio, ha emergido como un problema crítico.

Este fenómeno ha motivado la realización de este trabajo, ya que las consecuencias se sienten de manera directa en el río que fluye hacia el lago Umayo, una fuente vital de agua para la región. La presencia de estos efluentes no solo amenaza la salud del ecosistema acuático, sino que también plantea riesgos para la salud humana y la sostenibilidad de las comunidades que dependen de estos recursos naturales. Por lo tanto, comprender la naturaleza y el alcance de este problema es fundamental para desarrollar estrategias efectivas de mitigación y conservación que protejan tanto el medio ambiente como el bienestar de las personas que lo habitan. Para ello se planteó las siguientes interrogantes de manera general y específica.

2.2 Enunciados del problema

2.2.1 Problema general

- ¿Cuál será la capacidad de bioacumulación de metales pesados en *Schoenoplectus californicus* (totora) de aguas ácidas de mina - Acumulación Los Rosales?

2.2.2 Problemas específicos

- ¿Cuál será la variabilidad de concentración de metales pesados en las aguas ácidas de mina Acumulación Los Rosales?
- ¿Qué cantidad de bioacumulación de metales pesados prevalece en la raíz y tallo de *Schoenoplectus californicus* en el mismo entorno?

2.3 Justificación

Las implicaciones medioambientales provocadas por los drenajes ácidos provenientes de los pasivos mineros en las concesiones mineras Acumulación Los Rosales, que se hallan en constante riesgo, se perfila como una preocupación sustancial tanto para la población circundante como para las actividades agropecuarias.

Las operaciones mineras se encuentran ubicadas a altitudes que varían entre los 3 900 y 4 250 m.s.n.m. En esta zona, donde también opera una planta de beneficio autorizada, se pueden encontrar varias concesiones mineras junto con actividades mineras informales e ilegales, factores que aumentan considerablemente los efectos negativos sobre el medio ambiente.

2.3.1 Justificación ambiental

La existencia de estos drenajes ácidos y pasivos mineros podrían generar consecuencias adversas para los ecosistemas acuáticos, comprometiendo la vida y la biodiversidad acuática. Por lo tanto, resulta implementar medidas de mitigación y remediación para preservar la salud de los cuerpos de agua y mantener el equilibrio de los ecosistemas (Ojuederie y Babalola, 2017).

Los drenajes ácidos de mina tienen la capacidad de contaminar las aguas superficiales y subterráneas asimismo lleva implicaciones en la salud humana y animal la atención a este problema se torna esencial para evitar la propagación de contaminantes y garantizar la calidad del agua para las generaciones venideras (Zamora et al., 2018).

Las aplicaciones en medida de restauración de los pasivos mineros conllevan un interés a nivel regional en la restauración de la vegetación y la calidad de suelo. Este enfoque contribuye a la recuperación de los ecosistemas naturales, reduciendo la erosión del suelo y mitigando los impactos a largo plazo (Moodley et al., 2018).

2.3.2 Justificación social

Los efectos ocasionados por los drenajes ácidos de mina ocasionan un impacto claramente a las comunidades contiguas, fundamentalmente si el agua contaminada se usa para consumo humano o para el riego agrícola. Las

comunidades existentes en las cercanías a esta microcuenca dependen del acceso a agua de calidad para sus cultivos y ganado, se ven directamente afectadas (Thomas et al., 2024). La mitigación de los drenajes ácidos se vuelve crucial para asegurar la disponibilidad de recursos hídricos seguros, lo que contribuye a la seguridad alimentaria y al sustento de la población (Cánovas et al., 2022).

La participación de las comunidades desempeña un papel esencial en el abordaje de los problemas ambientales vinculados a la minería. Fomentar la participación activa en la toma de decisiones y la gestión de los recursos naturales no solo fortalece los lazos sociales, sino que también empodera a la comunidad para influir en su entorno (Naveed et al., 2023).

2.3.3 Justificación económica

Mediante este trabajo de investigación se podrá difundir el uso de la especie *Schoenoplectus californicus* en la recuperación de metales pesados de las aguas acidas producto de las actividades mineas.

La protección mediante las prácticas responsables y sostenibles en la minería, donde se incluye la mitigación de los drenajes ácidos, redime un papel decisivo en la sostenibilidad a largo plazo de la explotación minera. Esta decisión nos ayudara a evitar los problemas ambientales que se suscitan por estas actividades (Aguirre et al., 2018).

La reposición de áreas que fueron afectadas por las actividades mineras no solo tiene beneficios ambientales, puede abrir oportunidades para el turismo ecológico y la recreación al aire libre. La inversión en medidas de mitigación no solo es ética y legalmente necesaria, sino que también puede traducirse en ahorros a largo plazo al prevenir costos mayores asociados con la remediación de problemas ambientales (Naveed et al., 2023).

2.4 Objetivos

2.4.1 Objetivo general

- Determinar la capacidad de bioacumulación de metales pesados en *Schoenoplectus californicus* de aguas ácidas de mina - Acumulación los Rosales.

2.4.2 Objetivos específicos

- Evaluar la variabilidad de concentración de metales pesados en las aguas ácidas de mina Acumulación los Rosales.
- Determinar el nivel de bioacumulación de metales pesados en la raíz y tallo de *Schoenoplectus californicus* en el mismo entorno.

2.5 Hipótesis

2.5.1 Hipótesis general

- La cantidad de metales pesados en *Schoenoplectus californicus*, acumulan en diferentes proporciones de aguas ácidas de mina - Acumulación los Rosales.

2.5.2 Hipótesis específicas

- Existe el efecto de la variabilidad de concentración de metales pesados en las aguas ácidas de mina Acumulación los Rosales.
- Prevalece una mayor bioacumulación de metales pesados en la raíz y tallo de *Schoenoplectus californicus* en el mismo entorno.

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Lugar de estudio

3.1.1 Ubicación del proyecto

La zona de estudio está localizada al sur del país, políticamente pertenece al departamento, provincia de Puno y distrito de Vilque, las coordenadas están en UTM, Zona 19 Sur, bajo el sistema WGS-84 (ver tabla 2).

Tabla 2

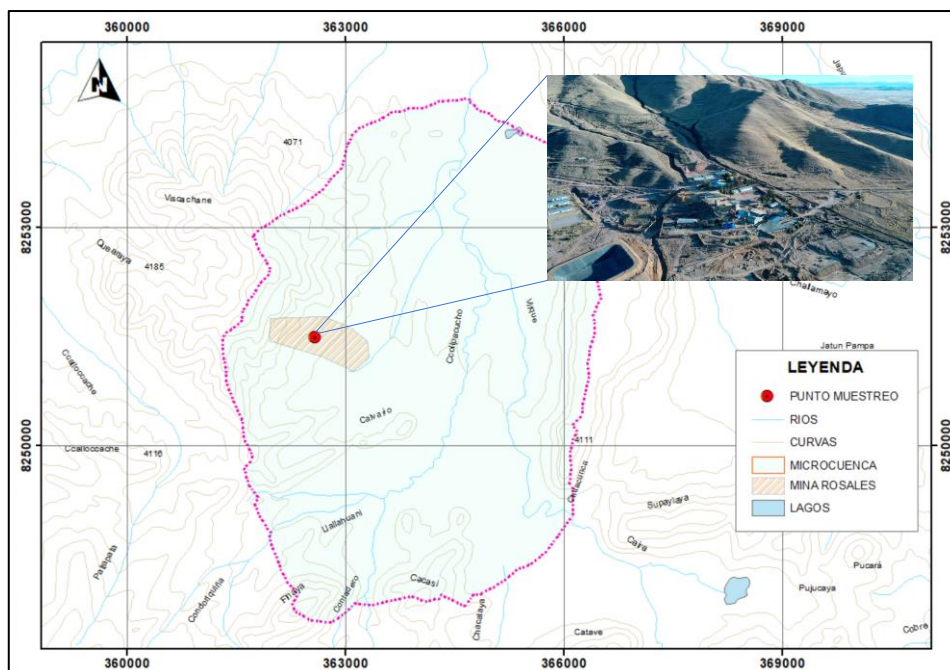
Coordenadas UTM de la zona de estudio

Nº	Este	Norte	Cota (m.s.n.m.)
1	362 548	8 251 484	3 988
2	362 681	8 251 541	3 983
3	362 798	8 251 450	3 964
4	362 628	8 251 438	3 975

Nota. La tabla representa las coordenadas y altitud del ámbito de estudio.

Figura 9

Mapa de sitio de estudio



Nota. La figura muestra una delimitación de cuenca del área de estudio.

3.1.2 Accesibilidad

Para acceder al sitio de estudio desde la ciudad de Puno, es decisivo consultar la tabla 3, que proporciona información detallada sobre las rutas, distancias, tiempos de viaje y tipos de carreteras, garantizando así un desplazamiento eficiente y seguro.

Tabla 3

Acceso al lugar de investigación

Vía	(km)	Duración	Tipo
Lima - Arequipa	1028	16:10 min	Asfaltada
Arequipa - Puno	325	06:10	Asfaltada
Puno - Vilque	34	01:10	Asfaltada
Vilque – Los rosales	8,5	00:50 min	Afirmada
Total	1395	24:20 hrs.	-

Nota. La tabla representa el acceso desde la ciudad de lima hasta el lugar de estudio.

3.1.3 Clima

El clima en Acumulación los Rosales, departamento de Puno, es generalmente frío, con temperaturas diurnas que alcanzan hasta 18 °C y nocturnas que descienden a -8 °C. En este lugar, los días suelen ser despejados o con nubes dispersas. Las noches son frías debido a la alta altitud, lo que provoca una marcada variación térmica entre el día y la noche. Además, la temporada seca generalmente dura de mayo a septiembre, mientras que las lluvias son más frecuentes de noviembre a marzo.

3.1.4 Geología local

El lugar de estudio está formado por rocas sedimentarias con depósitos cuaternarios visibles. Se observan alteraciones argílicas asociadas a las unidades inferiores de piroclastos del grupo Barroso, depositadas en una fase tardía, que forman cúpulas entre las calizas y presentan óxidos de hierro como la hematita, además de la presencia de cuarcitas (Rodríguez et al., 2020). Los depósitos de cobre, oro y antimonio corresponden al Mioceno medio superior. La mineralización se manifiesta en forma de vetas polimetálicas y estructuras tipo

stock-work en dioritas y granodioritas, con una morfología de domo y la presencia de un dique de composición tácita.

3.1.5 Estratigrafía

Se observa una correlación con las rocas más antiguas que afloran, están formadas por sedimentos lutáceos pizarrosos, areniscas y cuarcitas del Paleozoico Devónico. Predominantemente, estas secuencias contienen areniscas y limolitas del Mesozoico, específicamente de las épocas Jurásica y Cretácica, y extensamente del Cenozoico del Terciario Inferior. Estas formaciones han sido afectadas por intrusiones hasta los inicios del Cuaternario, cuando se observa una predominancia de depósitos aluviales.

El Cenozoico incluye depósitos volcánicos y sedimentarios que abarcan desde el Terciario Inferior hasta el Cuaternario. Los Volcánicos de Tacaza consisten en rocas volcánicas clásticas con una notable variabilidad lateral y un espesor de aproximadamente 3,000 metros. La litología es compleja, incorporando areniscas de tonos grises a pardos amarillentos con granulometría heterogénea y pobre gradación, acompañadas por conglomerados con clastos volcánicos. La matriz sedimentaria se compone de tufos volcánicos riolíticos y dacíticos, que exhiben variaciones en color, textura y contenido mineralógico, lo cual sugiere una evolución geológica dinámica y diversificada (Rodríguez et al., 2020).

3.2 Población

La población está representada por un área de 50 Hectáreas que cubre el entorno de operaciones y pasivos ambientales en la unidad minera Acumulación los Rosales, bocamina Candelaria.

3.3 Muestra

La muestra comprende 60 galones de agua acida que drena a partir de la bocamina Candelaria Acumulación Los rosales y una especie denominada *Schoenoplectus californicus* donde se realizó el análisis en el laboratorio.

3.4 Método de investigación

La metodología usada se distinguió por la selección discrecional del punto de muestreo, situado en la bocamina de Acumulación los Rosales. Se consideró un estudio de campo y se recolectaron datos in situ, como parámetros fisicoquímicos del agua acida. Adicionalmente, se consideró el D.S. N° 004-2017 (MINAM, 2017), que define los límites permisibles de concentración de metales pesados y parámetros fisicoquímicos en el agua, dependiendo de la condición del receptor o los componentes de los ecosistemas, aprobando los estándares de calidad ambiental (ECA). La muestra fue recolectada y etiquetada adecuadamente en el punto de estudio y posteriormente llevada al laboratorio de Monitoreo y Evaluación Ambiental de la Universidad Nacional del Altiplano – Puno, donde se depositó en envases cilíndricos de polipropileno de 60 galones o 200 litros.

3.5 Descripción detallada de métodos por objetivos específicos

3.5.1 Evaluar la variabilidad de concentración de metales pesados

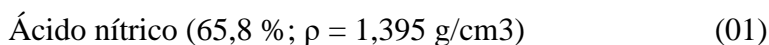
El proceso se inició con la fase de planificación en un entorno de gabinete, se llevó a cabo una compilación exhaustiva de indagación bibliográfica y documental sobre la ubicación de interés. Este proceso incluyó la generación de mapas base, el análisis de estadísticas demográficas y una caracterización detallada de las variables físicas del área, tales como el clima, la meteorología, la pluviometría y las temperaturas. Adicionalmente, se obtuvieron datos relacionados con las actividades antropogénicas y las características generales del área de estudio, basados en estudios previos realizados por (Falcón et al., 2020) y otros investigadores.

Con el propósito de evaluar la variabilidad en la concentración de metales pesados, se ha implementado un riguroso procedimiento metodológico, el cual asegura la precisión y confiabilidad de los resultados obtenidos.

A. Recolección de datos en campo

La recolección de muestras se ejecutó con rigor, cumpliendo minuciosamente con los protocolos de muestreo establecidos. Se emplearon frascos transparentes previamente esterilizados, debidamente rotulados y manteniendo una estricta cadena de custodia para garantizar la

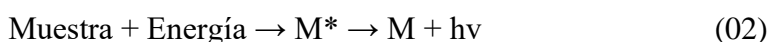
integridad y trazabilidad de los datos. Durante el muestreo, los envases fueron completamente sumergidos para su llenado, asegurando así la exclusión total de aire en las muestras recolectadas.



El ácido nítrico se utilizó para preservar la muestra hasta la llegada al laboratorio para luego realizar el análisis y determinar las concentraciones de metales pesados.

B. Ensayos en laboratorio

Para determinar la concentración de metales pesados, se utilizó el equipo espectroscopía atómica utilizando técnicas analíticas avanzadas. Se utilizó un Espectrofotómetro de Emisión Atómica mediante Plasma de Microondas (4210 MP-AES), utilizando nitrógeno como gas de soporte. Los métodos atómicos utilizados se basan en la medición de la radiación emitida por los átomos excitados en las muestras analizadas previamente.



Las fuentes de excitación empleadas durante el proceso de atomización impactan notablemente la complejidad del espectro espectral generado.

Tabla 4

Tipos de los métodos empleados

Fuente	T, °C	Método
Llama	1700 - 3100	Fotometría de llama
Arco	4000 - 5000	Espectrometría de emisión
Chispa		Espectrometría de emisión
Plasma	5000 - 8000	ICP, DCP, MIP

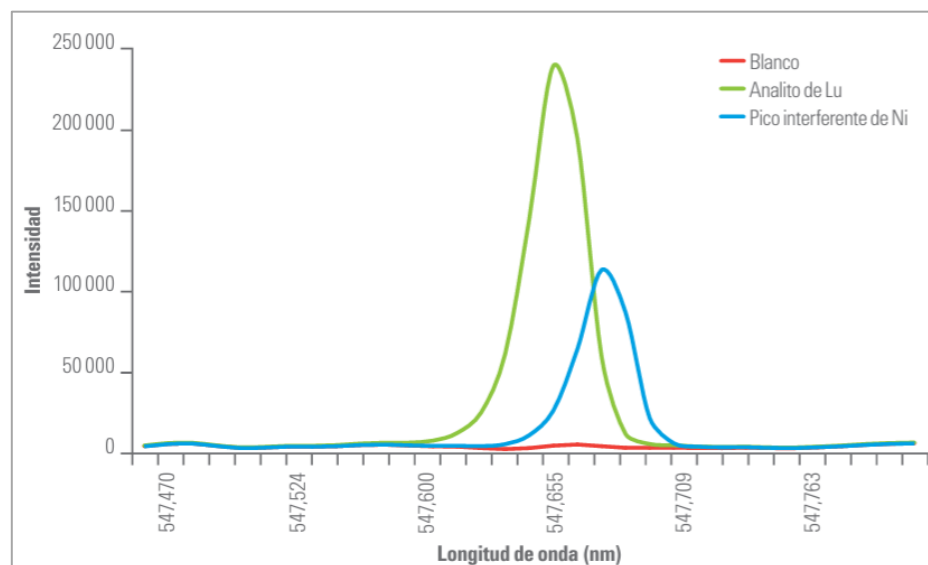
Nota. En la tabla se presenta los tipos de métodos como la temperatura según la fuente.

La longitud de onda de la radiación absorbida o emitida por los átomos se determinó a través de transiciones electrónicas entre niveles de energía discretos específicos para cada elemento, lo que resultó en

espectros característicos con longitudes de onda distintas para cada especie elemental analizada.

Figura 10

Longitud de onda MP-AES Agilent 4200



Nota. Considera los riesgos inherentes al uso de gases inflamables y la manipulación de cilindros, el sistema MP-AES Agilent 4200 se establece como la solución óptima para su implementación en ubicaciones remotas Habte et al. (2016).

- Se desarrollaron curvas de calibración para cuantificar la concentración de metales pesados, abarcando un rango de 2,5 ppm, 5,00 ppm y 10 ppm para cada metal.
- Se prepararon al menos tres puntos de calibración para cada metal utilizando soluciones derivadas de estándares certificados de 1000 mg/L en ácido nítrico al 0,5 %.
- Las soluciones fueron estandarizadas en matraces aforados de 100 ml con agua desionizada. Posteriormente, se midió la concentración de metales pesados mediante la relación entre absorbancia (A) y acumulación (C), utilizando análisis de regresión lineal para obtener las ecuaciones de calibración correspondientes.

La relación entre la absorbancia (A) y la concentración (C) se modela mediante la ecuación lineal:

$$A = mC + b \quad (03)$$

Esto se demuestra de la siguiente manera:

$$m = \frac{n \sum AC - \sum A \sum C}{n \sum C^2 - (\sum C)^2} \quad (04)$$

$$b = \frac{\sum A}{n} - m \frac{\sum C}{n} \quad (05)$$

Donde:

- A es la absorbancia
- C es la concentración
- m es el coeficiente de calibración
- b es la ordenada al origen (intersección en el eje y)
- n es el número de muestras analizadas

C. Análisis de datos

Se llevó a cabo el análisis de la desviación estándar y la estimación del ANOVA para la determinación de metales pesados, con el fin de identificar diferencias estadísticamente significativas. Este análisis se realizó de manera agrupada, aplicando una confianza del 95 % para el nivel de significancia, utilizando el software Minitab versión 19. Los datos de respuesta fueron organizados en columnas específicas para cada factor y se consolidaron en una gráfica de intervalos, lo cual facilitó la visualización y la interpretación precisa de los resultados estadísticos.

Los resultados se compararon con los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) conforme a la normativa peruana vigente. Se realizaron análisis estadísticos avanzados para evaluar la significancia de las diferencias observadas entre los distintos periodos de monitoreo.

3.5.1 Determinar el nivel de bioacumulación de metales pesados en la raíz y tallo de *Schoenoplectus californicus*

El proceso comenzó con una fase de planificación en un entorno de trabajo de gabinete, donde se realizó una compilación de información bibliográfica y documental sobre la ubicación en estudio. Esta fase incluyó la generación de cartografía base, un análisis demográfico detallado y una caracterización precisa de las variables fisicoambientales de la zona, como climatología, meteorología, pluviometría y temperaturas. Además, se integraron datos sobre las actividades antropogénicas y las características generales del área de estudio, de acuerdo con lo reportado en estudios previos de (Antoniadis et al., 2021) y otros autores.

Procedimiento metodológico; en esta etapa que involucra la determinación del nivel de bioacumulación de metales pesados en las partes de la especie se llevó a cabo en cuatro fases distintas descritas a continuación:

A. Muestreo de la especie

Para la recolección de muestra de campo se ha considerado la especie de planta que crece en las orillas del Lago Titicaca, específicamente en el distrito de Acora en la comunidad de Tivilaca con coordenadas UTM, por el lado este 421 122, norte 8 241 690 y a una altitud 3821 m.s.n.m. para lo cual se ha utilizado diferentes materiales que se describe a continuación.

- Cooler mediano
- Botellas de plásticos transparente
- Baldes de plásticos transparente de primer uso y limpios
- Guantes de vinilo, nitrilo
- Barbijo
- Tijeras
- Agua condensada
- Pinzas
- Alcohol 80°
- GPS 600WE/1194
- Liofilizador

- Microbalanza Metler Toledo/MS205DU
- Estufa para secado MMM/ VC55
- Cocina eléctrica
- Espectrofotómetro de Emisión Atómica ICP 4210 mp-aes

Tabla 5

Consideraciones para el monitoreo de la especie de planta

Monitoreo de especie	
Transporte	Camioneta para transporte terrestre
Insumos y reactivo	Agua destilada, preservantes, soluciones estándar
Conformaciones	Protocolos, fichas de campo, cadena de custodia, hojas de verificación, entre otros.
Autorizaciones	Los que sean necesarios.
Material cartográfico	Mapa topográfico
Epp.	Zapato de seguridad, botas de jebe largas.
Otros	Plumones, lápices, cinta adhesiva, papel secante, cinta, etc.

Nota. La tabla representa la metodología que se considera durante el proceso de monitoreo según MINAM (2017).

B. Caracterización de la especie

La caracterización taxonómica de la especie vegetal es un procedimiento meticuloso que exige tanto un conocimiento botánico especializado como el uso de herramientas adecuadas. Este proceso implicó una observación detallada de la planta, enfocándose en características morfológicas y anatómicas como el tallo y raíces. Se registraron los atributos específicos como la cromática, la morfología.

Las guías de campo botánicas se centran en características como el tamaño y la textura de las plantas, ya sean publicaciones impresas y recursos digitales, que proporciona una base de datos sistemática sobre la especie vegetal y sus características diagnosticadas. La comparación de

los rasgos morfológicos observados con los descritos en esta investigación permitió a los especialistas realizar una identificación precisa, validando las características de la especie previamente relacionadas.

Se llevó la muestra al laboratorio de taxonomía de la escuela profesional de Ciencias agrarias de la Universidad Nacional del Altiplano de Puno para la identificación.

Tabla 6

Clasificación filogenético de (Schoenoplectus californicus)

Reino	Vegetal
Reino	Plantea
División	Traqueofitas
Sub división	Espermatofitas
Clase	Angiospermas
Sub clase	Monocotiledoneas
Orden	Poales
Familia	Cyperaceae
Genero	Schoenoplectum
Especie	<i>Schoenoplectus californicus</i> (C.A. Mey.) Sojak
Nombre común	Totora

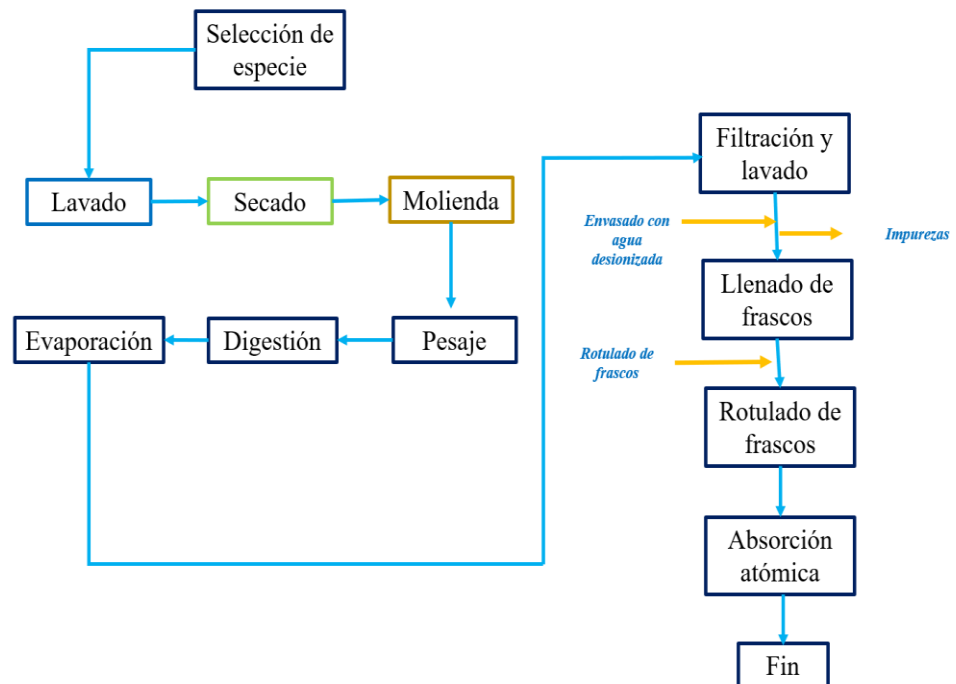
Nota. La tabla describe la clasificación de la especie según el reino, división, hasta lograr con el nombre científico en denominación.

C. Pruebas en laboratorio

La etapa inicial del procedimiento analítico implicó la selección de la muestra vegetal para la determinación cuantitativa de metales pesados en el tejido. Esta fase se ejecutó conforme al protocolo esquematizado en la figura 10, que detalla la secuencia metodológica empleada en la fase experimental. El esquema operacional detalla cada paso del proceso, desde la recolección de muestras hasta su preparación y análisis, garantizando la precisión y validez de los resultados obtenidos en la evaluación de contaminantes metálicos.

Figura 11

Secuencia de análisis en laboratorio



Nota. La figura 11 muestra el esquema de la secuencia de análisis para obtener resultados sobre los metales pesados.

D. Materiales y equipos manejados en el laboratorio

Las muestras de especie han sido trasladadas al laboratorio de Monitoreo y evaluación Ambiental de la FIM., se colocó en el equipo de liofilización por medio de deshidratación. Este método implicó la separación del agua de la especie a través de un proceso de congelación seguido de sublimación del hielo. En términos técnicos, el agua se transformó del estado sólido al vapor sin pasar por la fase líquida, este proceso fue esencial para preservar la estructura y funcionalidad del material, extendiendo notablemente su vida útil y conservando sus propiedades bioquímicas y físicas de la especie.

Se utilizó una balanza analítica Mettler Toledo, modelo Luxer Discovery, con una precisión de 0,01 miligramos (ver anexo). Esta balanza se empleó para medir el peso de las muestras de materia vegetal previamente trituradas.

El agua que se utilizó tenía una conductividad eléctrica de 1,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$, la presencia de impurezas en el agua podría influir negativamente en los resultados. Por ello, se empleó agua desionizada obtenida mediante el paso del agua de grifo a través de resinas con carga eléctrica. Estas resinas fueron enlazadas con los iones minerales o sales disueltas, tales como calcio, hierro, cobre, sodio, sedimento y cloruro, eliminándolos del agua.

El ácido nítrico (HNO_3) en estado condensado con una densidad de 1,395 g/cm^3 , se empleó para la digestión de la especie de planta debido a su capacidad para descomponer compuestos orgánicos complejos. Este procedimiento facilitó la descomposición de la especie orgánica tanto el tallo y las raíces, posterior a ello, se llevó a una placa calentadora eléctrica a 60 °C de temperatura durante 1 hora, se le añadió agua desionizada en diferentes tiempos para evitar el secado de la muestra digestada.

La curva de calibración preliminar incorpora un control negativo y una solución patrón de mercurio a 1000 ppm (Habte et al., 2016). Para el rango de concentración frente a la señal de respuesta, con el fin de validar el procedimiento analítico, se han llevado a cabo los procedimientos:

Paso 1, se ha considerado tres volúmenes de (250 μl , 500 μl y 1 000 μl) del estándar de metales Cd, Cu, Mn, Fe, Hg y Pb.

Paso 2, el estándar se dispuso en frascos de vidrio tipo fiola, ajustándose con precisión a un volumen exacto de 100 ml mediante la adición controlada de agua desionizada.

Paso 3, se realizó la lectura en el software especializado para determinar la curva de calibración óptima que describe la relación entre la absorbancia (A) y la concentración (C). Para este fin, se emplearon algoritmos de ajuste de datos y modelos matemáticos avanzados así mismo señalan los investigadores (Cheng et al., 2021).

$$A = mC + b \quad (06)$$

Se puede demostrar de la siguiente manera:

$$m = \frac{n \sum AC - \sum A \sum C}{n \sum C^2 - (\sum C)^2} \quad (07)$$

$$b = \frac{\sum A}{n} - m \frac{\sum C}{n} \quad (08)$$

Donde:

A = Captación

C = concentración

m = pendiente de curva (factor de comprobación)

b = intersección del valor de absorbancia o del eje “y”

n = N° de observaciones

E. Análisis estadístico

El análisis estadístico fue realizado utilizando el software Minitab 19, siguiendo la metodología establecida en investigaciones previas (Bortoloti & Baron, 2022). Este software se utilizó para medir los ambientes ecológicos en riesgo y para determinar las acumulaciones de metales como Cd, Cu, Mn, Fe, Hg y Pb, en el tallo y raíz de la especie de planta, con el objetivo de identificar patrones de bioacumulación de dichos metales.

F. Prueba de hipótesis

Hipótesis nula: No existe el efecto de bioacumulación de metales pesados en (*Schoenoplectus Californicus*) (Tatora) de aguas ácidas de mina - acumulación los rosales.

Hipótesis alterna: existe el efecto de bioacumulación de metales pesados en (*Schoenoplectus Californicus*) (Tatora) de aguas ácidas de mina - acumulación los rosales.

Para medir la hipótesis de trabajo, se utilizó un diseño de bloque completo al azar (ANOVA), con tres tipos de muestras (agua, tallo y raíz) y tres periodos de muestreo considerados como tratamientos. El análisis se realizó con un nivel de significación del 5 %, tras confirmar la normalidad de los errores. Los datos fueron transformados mediante la raíz

cuadrada + 0,5 para facilitar el ANOVA y detectar discrepancias significativas en las concentraciones de metales pesados en el agua de la bocamina Acumulación Los Rosales. El modelo lineal aditivo aplicado es el siguiente:

$$Y_{ij} = \mu + \beta_j + \tau_i + \epsilon_{ij} \begin{cases} i = 1,2,3 \\ j = 1,2,3,\dots,b \end{cases} \quad (09)$$

Donde:

Y_{ij} : variable de respuesta de concentración de metales.

M : Media poblacional.

β_j : j-ésimo punto de muestreo.

τ_i : efecto i-ésimo especie de planta.

ϵ_{ij} : Error práctico o error aleatorio $\epsilon_{ij} \sim N(0, \sigma^2)$

El diseño del modelo estadístico es cuantificar el efecto de los métodos para evaluar la hipótesis referente a los niveles del factor. Para lograr este objetivo, se consideró que los errores experimentales son variables aleatorias independientes, que siguen una distribución normal con media cero y varianza constante, conforme a los supuestos del modelo (Ñaupas et al., 2014).

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Resultados

4.1.1 Evaluar la variabilidad de concentración de metales pesados en las aguas ácidas de mina Acumulación los Rosales

Para cuantificar la concentración de metales pesados, se efectuaron análisis en el laboratorio especializado en monitoreo y evaluación ambiental de la Facultad de Minas de la Universidad Nacional del Altiplano. Estos análisis se realizaron conforme a los protocolos establecidos por las normativas nacionales vigentes, asegurando el uso riguroso de equipos de protección personal (EPP). Este procedimiento es crítico para garantizar la integridad de resultados, desde la fase de muestreo en el yacimiento minero hasta el análisis final en el laboratorio.

Los resultados obtenidos revelan las concentraciones de distintos metales pesados, incluyendo cadmio (Cd), cobre (Cu), manganeso (Mn), hierro (Fe), mercurio (Hg) y plomo (Pb), en una muestra de agua procedente de una mina, expresadas en partes por millón (ppm). Estas mediciones fueron realizadas a través del método de digestión multiácida, seguido de un análisis preciso mediante espectroscopía de emisión atómica con plasma acoplado inductivamente (ICP-AES 4210 MP-AES).

Tabla 7

Concentración de metales y sus longitudes de onda

Periodo de muestreo	Cd 214,43 9 nm	Cu 216,51 0 nm	Mn 403,07 6 nm	Fe 371,99 3 nm	Hg 253,65 2 nm	Pb 363,95 7 nm	Método de ensayo
Noviembre	0,47	23,87	15,21	22,77	3,06	0,51	Por digestión Multiácida 4210 MP-AES
Enero	0,55	20,45	14,23	21,67	4,34	1,24	
Marzo	0,61	24,21	17,01	23,03	4,98	1,45	
Media	0,54	22,84	15,48	22,49	4,13	1,07	

Nota. En la tabla se muestra la concentración de metales pesados de acuerdo a cada longitud de onda y el método por el cual fue analizado.

Según los resultados que presenta la tabla 7, los datos de concentraciones de metales pesados en los periodos de muestreo de noviembre del 2023, enero y marzo del 2024, junto con sus promedios, revelan tendencias significativas. El cadmio muestra un aumento constante (0,47 a 0,61 ppm) con una media de 0,54 ppm, a una longitud de onda de 214,439 nm, indicando una posible fuente de contaminación continua. El cobre y el manganeso presentan fluctuaciones, pero ambos tienen un incremento en marzo, con medias de 22,84 ppm y 15,48 ppm con una longitud de onda de 216,510 nm y 403,076 nm respectivamente.

El hierro se mantiene relativamente estable a una media de 22,49 ppm, el análisis fue realizado a una longitud de onda de 371,993 nm. El mercurio y el plomo, altamente tóxicos, muestran aumentos significativos desde noviembre hasta marzo, con medias de 4,13 ppm, para el mercurio y 1,07 ppm para el plomo, a una longitud de onda de 253,652 nm para el mercurio y para el plomo 363,957 nm, lo cual es preocupante debido a sus efectos adversos en la salud y el medio ambiente. Estas tendencias sugieren la necesidad urgente de identificar y controlar las fuentes de contaminación para mitigar los impactos negativos.

Tabla 8

Concentración de metales pesados en diferentes periodos y Eca-cat. 3

Concentración	Noviembre	Enero	Marzo	Eca-Cat - 3
Cd	0,47	0,55	0,61	0,05
Cu	23,87	20,45	24,21	0,50
Mn	15,21	14,23	17,01	0,20
Fe	22,77	21,67	23,03	5,00
Hg	3,06	4,34	4,98	0,01
Pb	0,51	1,24	1,45	0,05

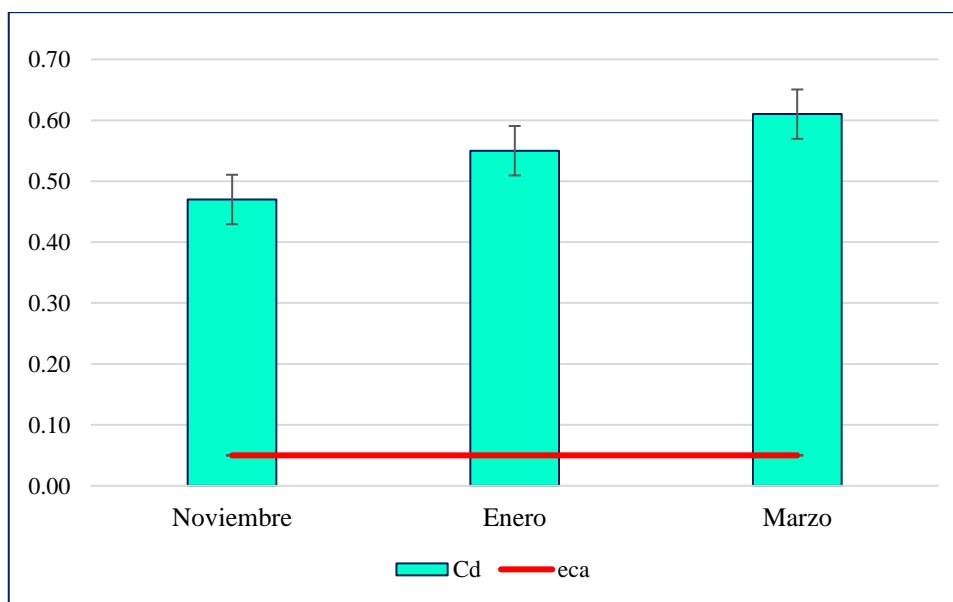
Nota. En la tabla se muestra la concentración de metales pesados en diferentes periodos de monitoreo y los Estándares de Calidad Ambiental.

La tabla 8 de datos muestra las concentraciones en diferentes periodos de muestreo de los metales de; cadmio (Cd), cobre (Cu), manganeso (Mn), hierro (Fe), mercurio (Hg) y plomo (Pb) comparadas con los estándares de calidad ambiental ECA en la categoría 3 para riego de vegetales y bebida de animales, tales valores examinados exceden significativamente los límites establecidos por

el (MINAM, 2017). En detalle, el cadmio presenta concentraciones de 0,47; 0,55 y 0,61 ppm para noviembre, enero y marzo respectivamente, superando en más de nueve veces el límite de 0,05 ppm. El cobre muestra valores de 23,87, 20,45 y 24,21 ppm, superando el estándar de calidad ambiental de 0,5 ppm establecido en la categoría 3 por un factor de más de cuarenta. El manganeso, presenta concentraciones de 15,21; 14,23 y 17,01 ppm, también excede el límite de 0,2 ppm según el ECA por más de setenta veces. Para el hierro, las concentraciones fueron de 22,77; 21,67 y 23,03 ppm que excede el estándar de calidad ambiental de 5,0 ppm establecido por el (MINAM, 2017) en más de cuatro veces. Para el Hg, las concentraciones fueron de 3,06, en el mes de noviembre, 4,34 en el mes de enero y 4,98 ppm en el mes de marzo, esto señala que excede el límite máximo permisible de 0,01 ppm en más de trescientas veces, señalando una contaminación severa. Finalmente, el plomo, con valores de 0,51; 1,24 y 1,45 ppm que demuestra estar por encima del límite de 0,05 ppm por un factor de más de diez. Estos resultados muestran los elevados niveles que presenta las aguas acidas de mina de acumulación los rosales, así mismo requiere una medida correctiva urgente para realizar una mitigación de los efectos negativos en los ecosistemas de la microcuenca Umayo y que afectan a la salud pública.

Figura 12

Comparación del ECA con los niveles de concentración de cadmio

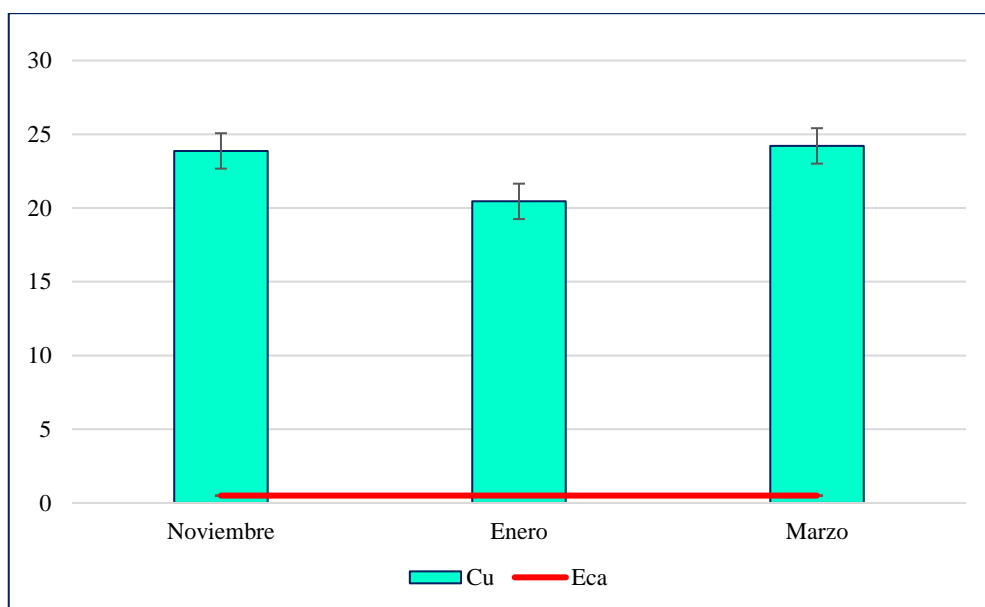


Nota. La figura señala las barras de los periodos de muestreo y la línea roja es el ECA que señala que los resultados están por encima del mismo.

Se determinó la concentración de cadmio en el drenaje ácido de mina en diferentes periodos de muestreo, en noviembre del 2023 presentó un 0,47 ppm el cual fue inferior a los resultados obtenidos en enero y marzo del 2024. Se comparó con el estándar de calidad ambiental (ECA) según el DS N° 004-(MINAM, 2017) en la categoría 3 que señala que el cadmio debe estar por debajo del valor de 0,05 ppm. Al hacer la comparación con el ECA como se muestra en la figura 12, los niveles de concentración en los tres periodos de análisis, señalan la sobre acumulación del metal pesado cadmio en el drenaje ácido de mina de Acumulación los Rosales.

Figura 13

Comparación del ECA con niveles de concentración de Cobre

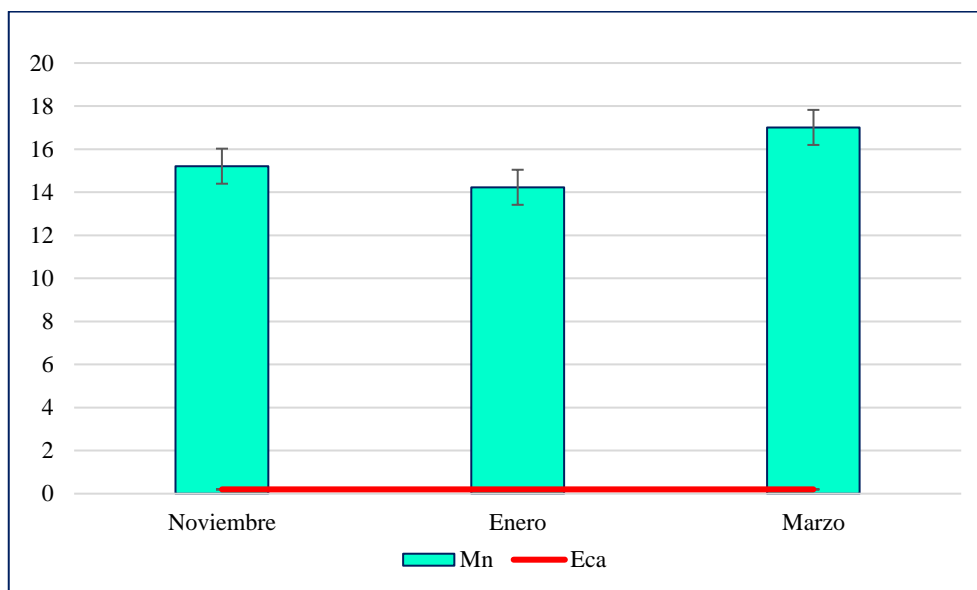


Nota. La figura señala la comparación de Cu con el ECA indicando que en todos los periodos sobre pasa el estándar de concentración.

La figura 13 muestra se observa los niveles de concentración de cobre analizados en las aguas del drenaje ácido de mina de Acumulación los Rosales realizado en los tres periodos desde noviembre del 2023 hasta marzo de 2024, estos niveles fueron comprados con el estándar de calidad ambiental (ECA) en la categoría 3 según el decreto supremo N° 004-(MINAM, 2017) que señala, para el metal cobre debe considerarse un valor máximo de 0,5 ppm de contenido en el agua este valor en dicha categoría es considerado para riego de vegetales y bebida de animales.

Figura 14

Comparación de ECA con niveles de concentración del Mn

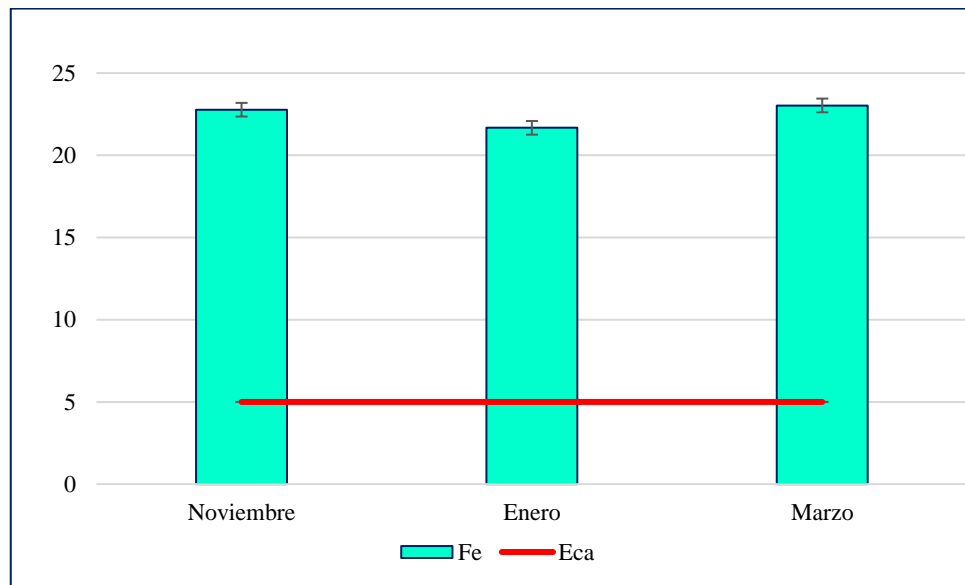


Nota. La figura 14 señala la comparación de Mn con el ECA indicando que en todos los periodos sobre pasa el estándar de concentración.

Después de haber realizado el análisis en los tres periodos que comprende noviembre del 2023, enero y marzo del 2024, se logró obtener valores de 15,21; 14,23 y 17,01 ppm respectivamente, se comparó con el estándar de calidad ambiental (ECA) que establece el decreto supremo N° 004-(MINAM, 2017) en la categoría 3 para riego de vegetales y bebida de animales, señala que el metal manganeso (Mn) en agua, debe estar por debajo del valor de 0,2 ppm, en la figura 14 se observa la comparación de los niveles de concentración con el estándar de calidad ambiental que señala que, están por encima el contenido del metal Mn en las aguas del drenaje ácido de mina de Acumulación los Rosales.

Figura 15

Concentración de Fe comparado con los ECA cat. 3

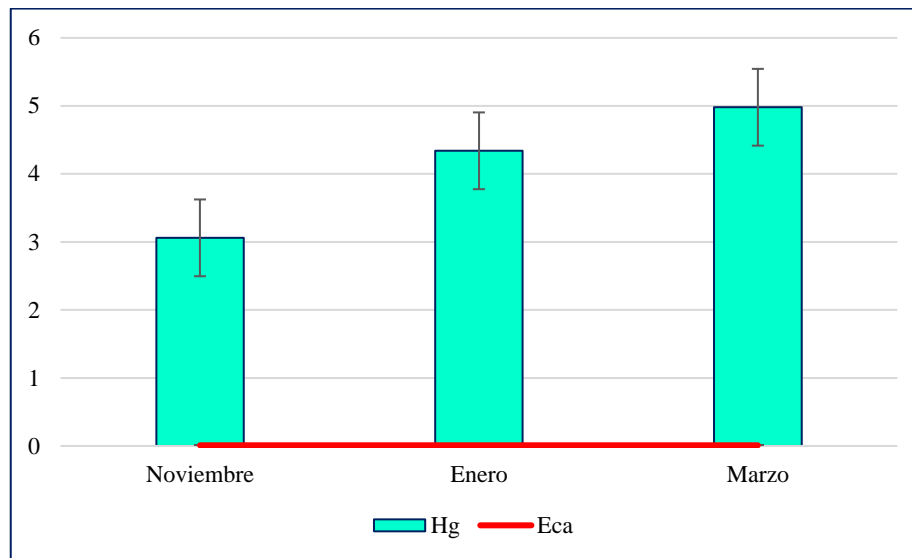


Nota. La figura muestra la elevada concentración de Fe en comparación con el ECA en la categoría 3.

En la figura 15 se observa los niveles de concentración del metal hierro en las aguas del drenaje ácido de mina de Acumulación los Rosales que fueron muestreados en el lugar de estudio y analizados en el laboratorio de Monitoreo y Evaluación Ambiental de la FIM. Mediante el Espectrofotómetro de Emisión Atómica mediante Plasma Microondas 4210 mp-aes, a una curva de calibración de 371,993 nm, y sus resultados fueron 22,77; 21,67 y 23,03 ppm respectivamente. Estos valores señalan que están por encima del estándar de calidad ambiental (ECA) establecidos el decreto supremo N° 004-(MINAM, 2017) en la categoría 3 con un valor de 5,0 mg/L para riego de vegetales y bebida de animales. Los valores señalan la sobre acumulación de hierro en las muestras de agua, esto indica un riesgo para la salud y el medio ambiente en la microcuenca de Umayo.

Figura 16

Concentración de Hg comparado con el ECA cat.-3

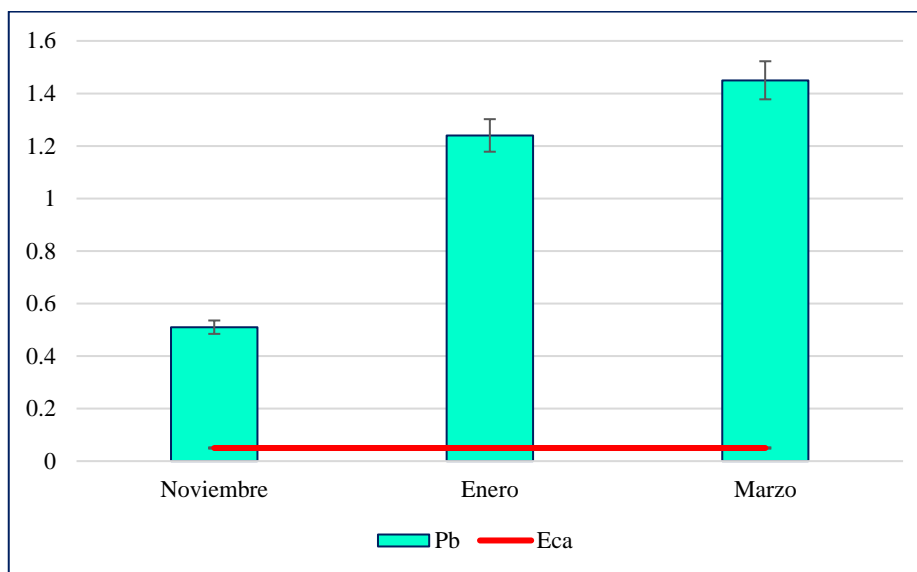


Nota. La figura 16 señala la comparación de Hg comparado con el ECA en la categoría 3 señalando así que todos los periodos de muestreo sobre pasa el estándar de concentración.

Después de haber realizado el análisis en los tres periodos que comprende noviembre del 2023, enero y marzo del 2024, se logró obtener valores de 3,06; 4,34 y 4,98 ppm respectivamente, se comparó con el estándar de calidad ambiental (ECA) que establece el decreto supremo N° 004-(MINAM, 2017) en la categoría 3 para riego de vegetales y bebida de animales, indica que el (Hg) en agua debe estar por debajo de 0,01 mg/L, en la figura 16 se observa, los niveles mercurio están por encima del (ECA) señalando así, la sobre acumulación del metal pesado en las aguas del DAM.

Figura 17

Concentración de Pb comparado con el ECA cat.-3



Nota. La figura presenta la concentración de Pb comparado con el ECA en la categoría 3, la línea roja es el límite por lo que en los periodos de muestreo las concentraciones fueron altas.

En la figura 17 se observa los grados de concentración del metal plomo en las aguas del drenaje ácido de mina de Acumulación los Rosales que fueron muestreados en el lugar de trabajo y analizados en el laboratorio de Monitoreo y Evaluación Ambiental de la FIM. Mediante el Espectrofotómetro de Emisión Atómica mediante Plasma Microondas 4210 mp-aes, a una curva de calibración de 363,957 nm, y sus resultados fueron 0,51; 1,24 y 1,45 ppm respectivamente. Estos valores señalan que están por encima del estándar de calidad ambiental (ECA) establecidos el decreto supremo N° 004-(MINAM, 2017) en la categoría 3 con un valor de 0,05 mg/L para riego de vegetales y bebida de animales. Los valores señalan la sobre acumulación de hierro en las muestras de agua, esto indica un riesgo para la salud y el medio ambiente en la microcuenca de Umayo.

4.1.2 Análisis de varianza

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) con un nivel de significancia del 95 % para todos los elementos analizados, incluyendo cadmio (Cd), cobre (Cu), manganeso (Mn), hierro (Fe), mercurio (Hg) y plomo (Pb).

Tabla 9*Análisis de varianza*

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	5	1642,77	328,554	245,24	0,000
Error	12	16,08	1,34		
Total	17	1658,85			

Nota. Se muestra el análisis de varianza a un nivel de significancia del 95 %.

La tabla 9 presenta un análisis exhaustivo de la varianza se estimó el valor de probabilidad a un nivel de significancia del 0,05 para lo cual se aplicó el método de suma de cuadrados considerando el grado de libertad. Con base en estos cálculos, se determinó un valor del estadístico F de Fisher de 245,24; lo que implica la invalidación de la hipótesis nula formulada ya que el valor p, resultó ser 0,000; así mismo los investigadores (Habte et al., 2016) determinaron un valor de 0,002.

Tabla 10*Resumen del modelo*

S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	R-cuad. (pred)
1,15747	99,03 %	98,63 %	97,82 %

Nota. Señala el resumen del modelo con un 97,82 % de R de predicción.

Según los resultados obtenidos del resumen del modelo S, muestra un coeficiente relevante de 1,15747; El coeficiente de determinación R cuadrado resultó 99,03 % y para el R cuadrado ajustado resultó 98,63 %, así mismo el R cuadrado de predicción resultó 97,82 %. Estos resultados sugieren una adecuada capacidad del modelo para explicar la variabilidad observada en los datos, implica un buen ajuste al modelo propuesto por (Makarova et al., 2021).

Tabla 11

Medidas de tendencia, índice de confiabilidad para cada elemento

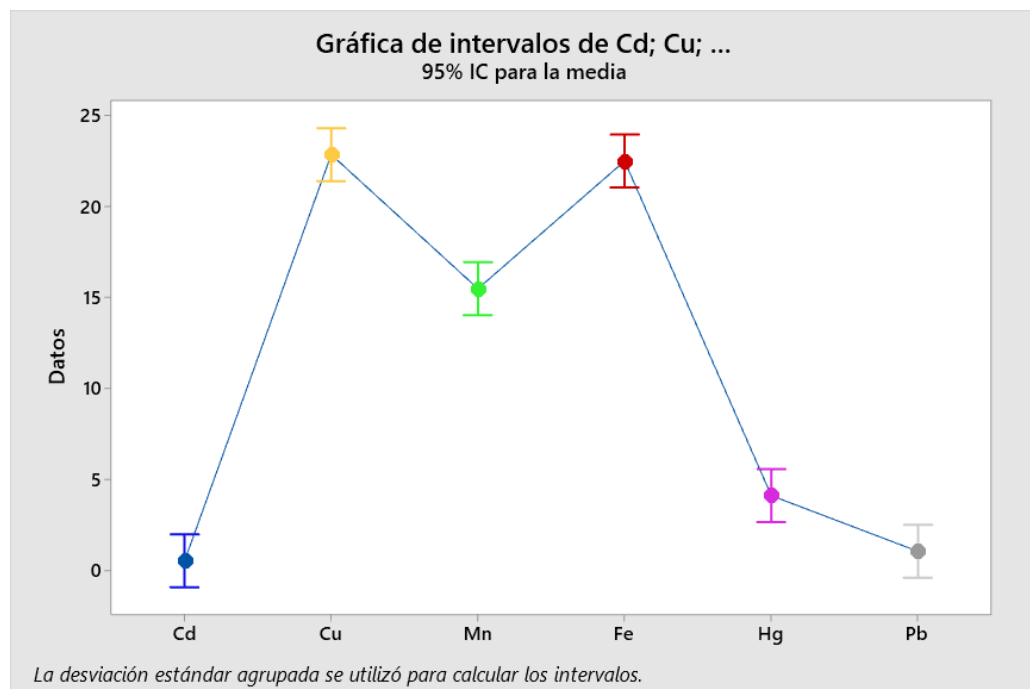
Factor	N	Media	Desv. Est.	IC de 95%
Cd	3	0,5433	0,0702	(-0,9127; 1,9994)
Cu	3	22,84	2,08	(21,39; 24,30)
Mn	3	15,483	1,41	(14,027; 16,939)
Fe	3	22,49	0,722	(21,034; 23,946)
Hg	3	4,127	0,978	(2,671; 5,583)
Pb	3	1,067	0,493	(-0,389; 2,523)

Nota. En la tabla se presenta las medidas de tendencia y Desv. Est. agrupada = 1,15747.

La tabla 11 proporciona un resumen estadístico detallado que incluye la media, la desviación estándar y los intervalos de confianza al 95 % para tres tamaños de muestra distintos (N = 3).

Figura 18

Intervalos de confianza para la media al 95%



Nota. Para determinar el gráfico de intervalo de confianza se ha tomado en cuenta los metales pesados.

La Figura 18 presenta la desviación estándar agrupada para cada elemento analizado, tales como Cd, Cu, Mn, Fe, Hg y Pb, utilizando un intervalo de confianza del 95 %. Adicionalmente, el estudio de (Fernández et al., 2017) también empleó un cálculo de la media con un intervalo de confianza del 95 % en su análisis de datos.

4.1.3 Determinar el nivel de bioacumulación de metales pesados en la raíz y tallo de *Schoenoplectus californicus* en el mismo entorno

Inicialmente se realizó el muestreo del drenaje ácido de mina en la bocamina de Acumulación los Rosales, tales muestreos se hicieron en tres periodos que comprende el primero en noviembre del 2023, el segundo y tercero fueron en enero, marzo del año 2024, las aguas ácidas fueron y trasladadas al laboratorio de la FIM, se le adicionó la especie de planta *Schoenoplectus californicus* (Totora), luego de haber permanecido la especie en las celdas de tratamiento, se determinó los niveles de concentración de metales mediante el Espectrofotómetro de Plasma Microondas 4210 mp-aes a diferentes longitudes de onda.

Tabla 12

Media de concentración de metales pesados y longitudes de onda

Metales	Longitud de onda (nm)	Agua	Raíz	Tallo
Cd	214,439	0,54	0,30	0,46
Cu	216,510	22,84	1,48	1,83
Mn	403,076	15,48	0,07	0,70
Fe	371,993	22,49	1,03	1,12
Hg	253,652	4,13	0,24	0,34
Pb	363,957	1,07	0,28	0,25

Nota. Se presenta las medidas de concentración para 6 elementos que fueron analizados a diferentes longitudes de onda.

La tabla 12 presenta los resultados de la media de los metales pesados obtenidos después del análisis, el cadmio obtuvo un valor de 0,54 mg/L en el agua, en la raíz se logró obtener 0,30 y en el tallo 0,46 ppm respectivamente, a una longitud de onda de 214,439 (nm).

Tabla 13

Concentración de Cd en la especie de planta

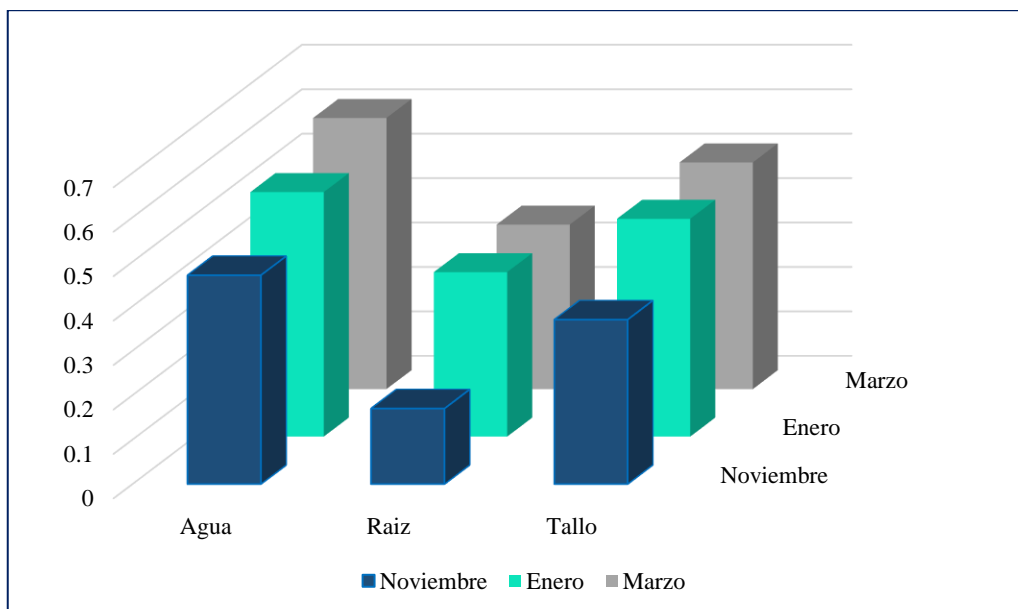
Periodo de muestreo	Agua	Raíz	Tallo
Noviembre	0,47	0,17	0,37
Enero	0,55	0,37	0,49
Marzo	0,61	0,37	0,51
Promedio	0,54	0,30	0,46

Nota. Señala las los periodos de muestreo realizadas y acumulación del Cd en las partes de la especie vegetal.

La tabla 13 presenta la variabilidad de concentración de Cd en distintos periodos de análisis, en noviembre se concentró 0,17 ppm en la raíz, mientras que en el tallo se logró acumular 0,37 ppm, en el mes de enero se obtuvo 0,37 ppm en la raíz, en el tallo logró concentrarse una cantidad de 0,49 ppm, en el mes de marzo se obtuvo 0,61 mg/L en agua, en la raíz la concentración fue 0,37 ppm y 0,51 ppm en el tallo, estos resultados implica que la mayor acumulación de cadmio se encuentra en la parte del tallo de la especie de planta.

Figura 19

Concentración de cadmio en los tres periodos



Nota. En la figura muestra las barras de concentración del Cd en los tres periodos analizados.

En la figura 19 se observa las mediciones del metal cadmio en diferentes partes de la especie, en el agua se registró valores altos, en el mes de marzo se obtuvo el más elevado con 0,61 ppm, en noviembre la concentración fue de 0,47 ppm, en la raíz se registraron valores de 0,37 ppm en enero y marzo respectivamente, en el tallo la concentración fue de 0,51 ppm durante el mes de marzo en noviembre se obtuvo una baja concentración de 0,37 ppm.

Tabla 14

Concentración de Cu

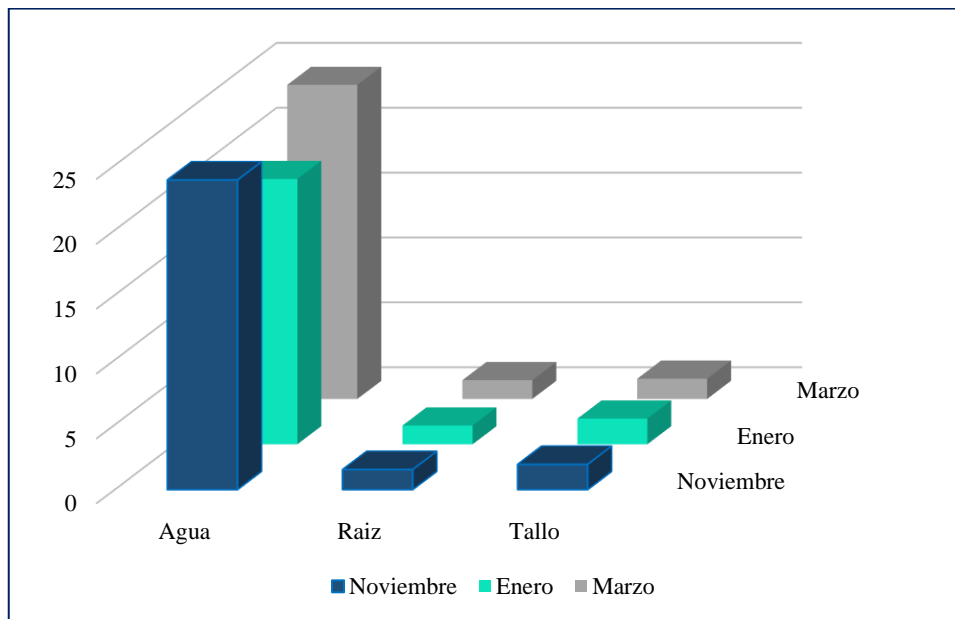
Periodo de muestreo	Agua	Raíz	Tallo
Noviembre	23,87	1,55	1,95
Enero	20,45	1,45	1,98
Marzo	24,21	1,45	1,56
Promedio	22,84	1,48	1,83

Nota. Se muestra la concentración de Cu en el agua, raíz y tallo de la especie vegetal.

La tabla 14 muestra la movilidad de concentración de Cu en distintos periodos de análisis, en noviembre se agrupó 1,55 ppm en la raíz, mientras que en el tallo se logró acumular 1,97 ppm, en el mes de enero se logró 1,45 ppm en la raíz, en el tallo logró concentrarse una cantidad de 1,98 ppm, en el mes de marzo se obtuvo 24,21 mg/L en agua, en la raíz la concentración fue 1,45 ppm y 1,56 ppm en el tallo, estos resultados implica que la mayor acumulación de cadmio se encuentra en la parte del tallo de la especie de planta lo cual hace que sea un buen acumulador de este metal.

Figura 20

Comparación de cobre en tres periodos



Nota. Muestra las barras de concentración del Cu en los tres periodos analizados en la especie *Schoenoplectus Californicus*.

En la figura 20 presenta las mediciones del metal cobre en diferentes partes de la especie, en el agua se registró valores altos de 24,21 ppm durante el mes de marzo, esto es consecuencia del aumento del caudal del agua que se presenta por las precipitaciones pluviales durante este periodo, así mismo durante el mes de enero se obtuvo 20,45 ppm en agua. Luego se midió en el laboratorio la concentración del metal en la raíz de la especie *Schoenoplectus californicus* (Totorá), en el mes de noviembre logró concentrarse 1,55 ppm, durante el mes de enero y marzo fueron 1,45 ppm respectivamente, en el tallo el valor más alto se registró durante el periodo de noviembre de 1,95 ppm, estos resultados indican que la especie no tiene la mayor capacidad de absorber el cobre mediante sus partes.

Tabla 15

Concentración de Mn

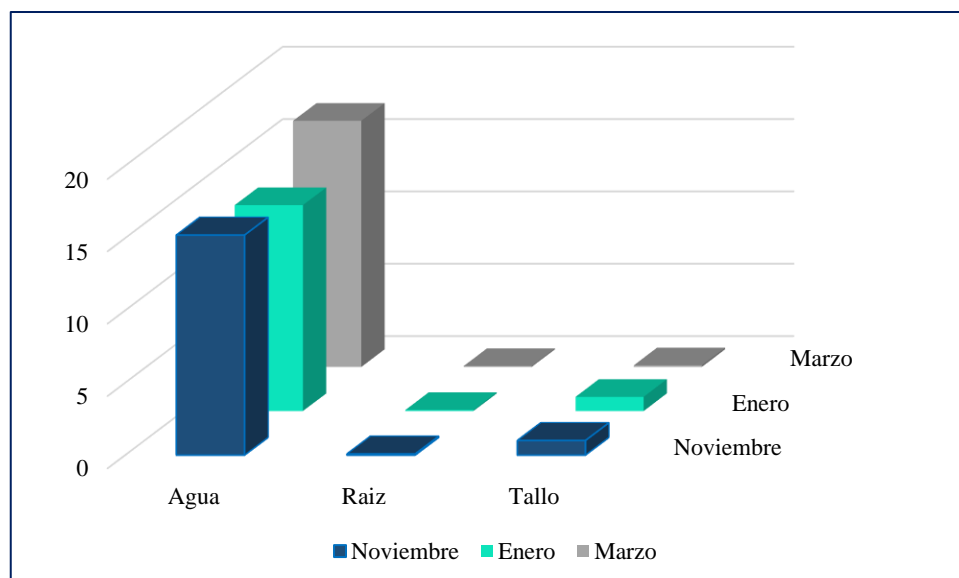
Periodo de muestreo	Agua	Raíz	Tallo
Noviembre	15,21	0,08	1,01
Enero	14,23	0,07	0,98
Marzo	17,01	0,06	0,11
Promedio	15,48	0,07	0,70

Nota. Se muestra la concentración de Mn en el agua, raíz y tallo de la especie vegetal.

La tabla 15 describe la movilidad de concentración de Mn en distintos periodos de análisis, en noviembre se agrupó 0,08 ppm en la raíz, mientras que en el tallo se logró acumular 1,01 ppm, en el mes de enero alcanzó 0,07 ppm en la raíz, en el tallo logró concentrarse una cantidad de 0,98 ppm, en el mes de marzo se obtuvo 17,01 mg/L en agua, en la raíz la concentración fue 0,06 ppm y 0,11 ppm en el tallo, estos resultados implica que la mayor acumulación de manganeso se encuentra en la parte del tallo de la especie de planta lo cual hace que sea un buen bioacumulador de manganeso.

Figura 21

Comparación de manganeso en tres periodos



Nota. La figura muestra la comparación de los resultados con los diferentes periodos de monitoreo.

En la figura 21 presenta las mediciones del manganeso en distintas partes de la especie, en el agua se registró valores altos de 17,01 ppm durante el mes de marzo, esto es consecuencia del aumento del caudal del agua que se presenta por las precipitaciones pluviales en la zona de Acumulación los Rosales, así mismo durante el mes de enero se obtuvo 14,23 ppm en agua. se llevó el agua acida de mina al laboratorio de la Facultad de Ingeniería de Minas para medir en sus partes de la especie *Schoenoplectus californicus* (Totora) la acumulación de manganeso, logrando así obtener que, en el mes de noviembre logró concentrarse 0,08 ppm, durante el mes de enero y marzo fueron 0,07 y 0,06 ppm respectivamente, en el tallo el valor más alto se registró durante el periodo de noviembre de 1,01 ppm, estos resultados indican que la especie no tiene la mayor capacidad de absorber el manganeso mediante sus partes.

Tabla 16

Concentración de Fe

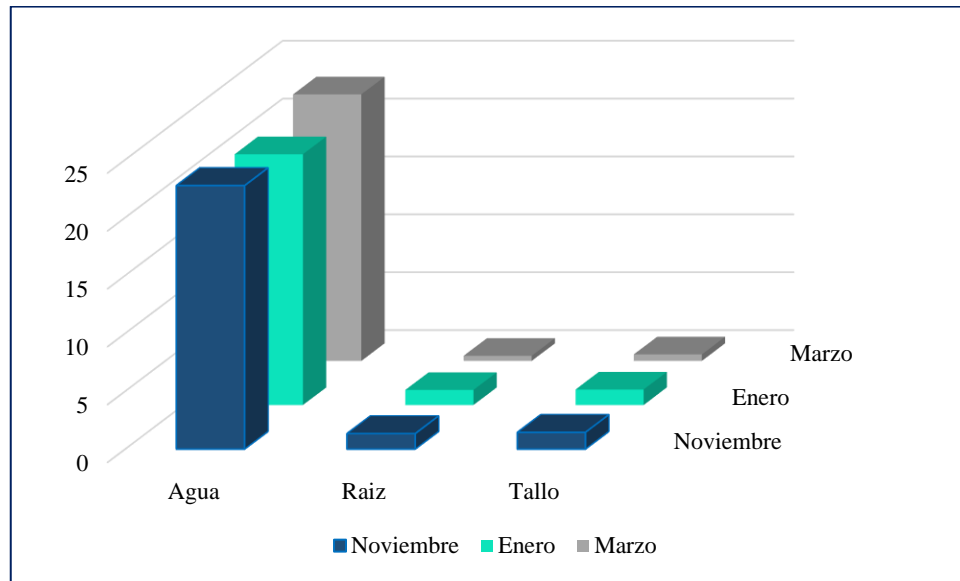
Periodo de muestreo	Agua	Raíz	Tallo
Noviembre	22,77	1,34	1,45
Enero	21,67	1,30	1,34
Marzo	23,03	0,44	0,56
Promedio	22,49	1,03	1,12

Nota. Se muestra la concentración de Fe en el agua, raíz y tallo de la especie vegetal en diferentes periodos de muestreo.

La tabla 16 describe la movilidad de concentración de Hierro en distintos periodos de análisis, en noviembre se agrupó 1,34 ppm en la raíz, mientras que en el tallo se logró acumular 1,45 ppm, en el mes de enero alcanzó 1,30 ppm en la raíz, en el tallo logró concentrarse una cantidad de 1,34 ppm, en el mes de marzo se obtuvo 23,03 mg/L en agua, en la raíz la concentración fue 0,44 ppm y 0,56 ppm en el tallo, estos resultados indicaría la mayor acumulación de Hierro se encuentra en la parte del tallo de la especie de planta lo cual hace que sea un buen bioacumulador de Fe.

Figura 22

Comparación de hierro en tres periodos



Nota. La imagen muestra diferentes periodos de monitoreo en la especie vegetal.

En la figura 22 presenta las mediciones del Hierro en distintas partes de la especie y agua de mina, en el agua se registró valores altos de 23,03 mg/L durante el mes de marzo, esto es resultado del aumento del caudal del agua subterránea producto de las precipitaciones pluviales en la zona de Acumulación los Rosales, así mismo durante el mes de enero se obtuvo 21,67 ppm en agua. La concentración de Fe en la raíz durante el mes de noviembre fue 1,34 ppm, durante el mes de enero y marzo fueron 1,30 y 0,44 ppm respectivamente, en el tallo el valor más alto se registró durante el periodo de noviembre de 1,45 ppm, esto demuestra, la especie no absorbe el Fe a través de sus partes.

Tabla 17

Concentración de Hg

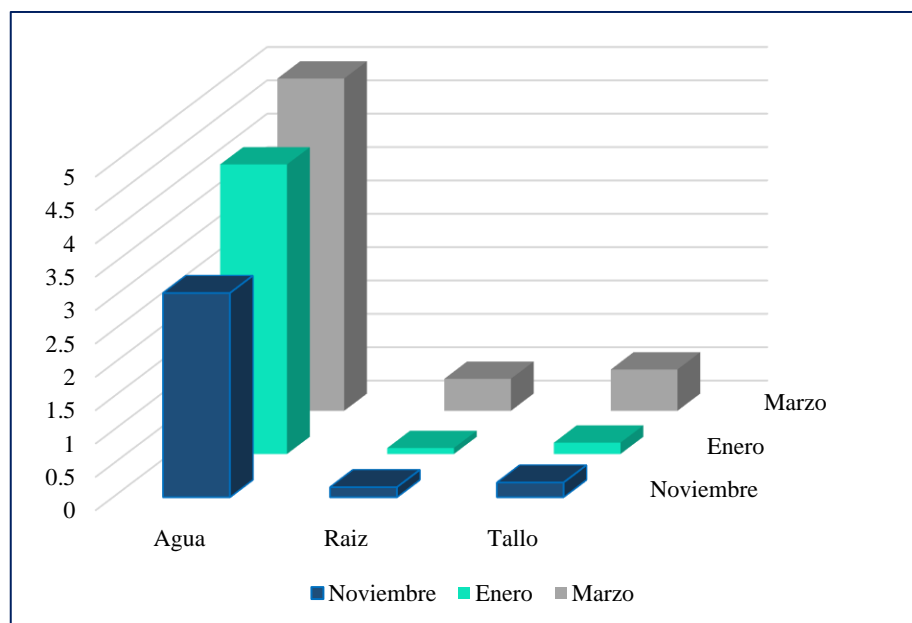
Periodo de muestreo	Agua	Raíz	Tallo
Noviembre	3,06	0,15	0,22
Enero	4,34	0,09	0,17
Marzo	4,98	0,48	0,62
Promedio	4,13	0,24	0,34

Nota. Se muestra la concentración de Hg en el agua, raíz y tallo de la especie vegetal en diferentes periodos de muestreo.

La tabla 17 describe la movilidad de concentración de Mercurio en distintos periodos de análisis, en noviembre se agrupó 0,15 ppm en la raíz, mientras que en el tallo se logró acumular 0,22 ppm, en el mes de enero alcanzó 0,09 ppm en la raíz, en el tallo logró acumularse una cantidad de 0,17 ppm, en el mes de marzo se obtuvo 4,98 mg/L en agua, en la raíz la concentración fue 0,48 ppm y 0,62 ppm en el tallo, estos resultados indicarían la mayor acumulación de Mercurio se halla en la parte del tallo de la especie de planta lo cual hace que sea un buen bioacumulador de Hg.

Figura 23

Comparación de mercurio en tres especies



Nota. La imagen muestra la concentración de mercurio en la especie vegetal.

En la figura 23 presenta las mediciones del Mercurio en distintas partes de la especie y agua de mina, en el agua se registró valores altos de 4,98 mg/L durante el mes de marzo, este resultado es por el aumento del caudal del agua subterránea producto de las precipitaciones pluviales en la zona de Acumulación los Rosales, así mismo durante el mes de enero se obtuvo 4,34 mg/L en agua. se llevó el agua acida de mina al laboratorio para medir la acumulación del metal en la especie de planta *Schoenoplectus californicus* (Totora), la concentración de Hg en la raíz durante el mes de noviembre fue 0,15 ppm, durante el mes de enero y marzo fueron 0,09 y 0,48 ppm respectivamente, en el tallo el valor más alto se registró

durante el periodo de marzo de 0,62 ppm, estos resultados indican que la especie no tiene la mayor capacidad de absorber el Hg a través de sus partes.

Tabla 18

Concentración de Pb

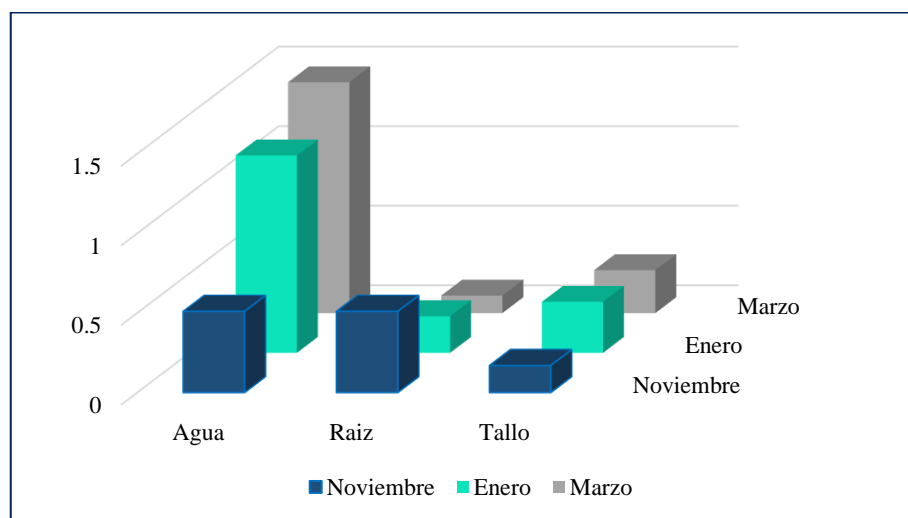
Periodo de muestreo	Agua	Raíz	Tallo
Noviembre	0,51	0,51	0,17
Enero	1,24	0,23	0,32
Marzo	1,45	0,11	0,27
Promedio	1,07	0,28	0,25

Nota. Se muestra la concentración de Pb en el agua, raíz y tallo de *Schoenoplectus californicus*.

La tabla 18 describe la movilidad de concentración de Plomo en distintos periodos de análisis, en noviembre se agrupó 0,51 ppm en la raíz, mientras que en el tallo se logró acumular 0,17 ppm, en el mes de enero alcanzó 0,23 ppm en la raíz, en el tallo logró acumularse una cantidad de 0,32 ppm, en el mes de marzo se obtuvo 1,45 mg/L en agua, en la raíz la concentración fue 0,11 ppm y 0,27 ppm en el tallo, estos resultados indicaría la mayor acumulación de Plomo se encuentra en la parte del tallo de la especie de planta lo cual hace que sea un buen bioacumulador de Plomo.

Figura 24

Concentración de plomo en tres periodos



Nota. La imagen muestra la concentración de plomo en agua y la especie vegetal.

En la figura 24 presenta las mediciones del Plomo en distintas partes de la especie y agua de mina, en el agua se registró valores altos de 1,45 mg/L durante el mes de marzo, este resultado es por el aumento del caudal del agua subterránea producto de las precipitaciones pluviales en la zona de Acumulación los Rosales, así mismo durante el mes de enero se obtuvo 1,24 mg/L en agua. se llevó el agua acida de mina al laboratorio de la Facultad de Ingeniería de Minas de la Universidad Nacional del Altiplano de Puno para medir la acumulación del metal en la especie de planta *Schoenoplectus californicus* (Totora) mediante un proceso de absorción del metal, la concentración de Pb en la raíz durante el mes de noviembre se registró 0,51 ppm, durante el mes de enero y marzo fueron 0,23 y 0,11 ppm en la raíz respectivamente, en el tallo el valor más alto se registró durante el mes de enero de 0,32 ppm, estos resultados indican que la especie tiene la mayor capacidad de absorber el Pb a través de sus partes.

A. Mecanismo de acumulación de metales pesados en la totora

El proceso de acumulación de metales pesados en la totora (*Schoenoplectus californicus*) involucra varios mecanismos que permiten a esta planta acuática absorber, transportar, y almacenar estos metales, reduciendo su toxicidad y permitiendo su supervivencia en ambientes contaminados, se detalla:

B. Absorción de Metales Pesados

Entrada a través de las Raíces: Los metales pesados presentes en el agua y el suelo son absorbidos principalmente por las raíces de la totora. Estos metales están en forma de iones disueltos, que pueden entrar en la planta mediante procesos pasivos, como la difusión, o procesos activos que requieren energía.

C. Transporte de Metales dentro de la Planta

Movimiento a través del Xilema: Una vez dentro de las raíces, los metales pesados son transportados a las partes aéreas de la planta (tallos) a través del xilema, el tejido vascular responsable del transporte de agua y nutrientes.

Formación de Complejos: Los metales pesados pueden unirse a moléculas orgánicas dentro de la planta, como ácidos orgánicos y proteínas, lo que facilita su transporte y reduce su toxicidad al mantener los iones metálicos en formas menos reactivas.

D. Acumulación y Almacenamiento

Retención en las Raíces: La mayor parte de los metales pesados suele acumularse en las raíces, donde se inmovilizan en las paredes celulares o se almacenan en vacuolas. Este almacenamiento reduce el riesgo de toxicidad al evitar que los metales interactúen con los procesos metabólicos vitales.

Distribución en Tallo: Aunque en menor proporción que en las raíces, los metales también pueden ser transportados y almacenados en los tallos y hojas. Aquí, se almacenan en vacuolas para minimizar su efecto tóxico.

E. Detoxificación y Tolerancia

Quelación y Almacenamiento en Vacuolas: La totora tiene mecanismos para desintoxicar los metales pesados mediante la quelación, donde los metales se unen a compuestos quelantes como fitoquelatinas, formando complejos que son menos dañinos. Estos complejos son luego almacenados en vacuolas, manteniéndolos aislados del citoplasma.

Tolerancia a Metales Pesados: La planta desarrolla tolerancia mediante mecanismos que limitan la entrada de metales a las células o facilitan su rápida detoxificación y almacenamiento, permitiéndole sobrevivir en ambientes con altas concentraciones de metales pesados.

4.1.4 Análisis y diseño

Los datos fundamentales para el estudio fueron rigurosamente recopilados, asegurando la adecuada representatividad de las muestras con respecto a cada grupo experimental, en concordancia con los puntos de muestreo predeterminados. Este procedimiento se llevó a cabo utilizando el software estadístico Minitab V19. A continuación, se realizó un Análisis de Varianza

(ANOVA) para identificar y cuantificar las diferencias significativas entre los grupos de tratamiento, garantizando la precisión y solidez de las inferencias estadísticas derivadas.

Tabla 19

Periodo de muestreo y concentración de metales pesados

Periodo	Grupos	Cd	Cu	Mn	Fe	Hg	Pb
Noviembre	Agua	0,47	23,9	15,2	22,8	3,06	0,51
	Raíz	0,17	1,55	0,08	1,34	0,15	0,09
	Tallo	0,37	1,95	1,01	1,45	0,22	0,17
Enero	Agua	0,55	20,5	14,2	21,7	4,34	1,24
	Raíz	0,37	1,45	0,07	1,3	0,09	0,23
	Tallo	0,49	1,98	0,98	1,34	0,17	0,32
Marzo	Agua	0,61	24,2	17	23	4,98	1,45
	Raíz	0,37	1,45	0,06	0,44	0,48	0,11
	Tallo	0,51	1,56	0,11	0,56	0,62	0,27

Nota. En la tabla 19 muestra la concentración de los metales pesados que han sido analizados en diferentes periodos de monitoreo.

El análisis estadístico se llevó a cabo con el propósito de comparar las medias de tres periodos de muestreo, evaluando la presencia de diferencias estadísticamente significativas entre estos ellos. Se buscó establecer si un factor (variable independiente) ejerce un efecto significativo sobre la variable dependiente en estudio, Baragaño et al. (2022) realizaron todas las determinaciones analíticas en triplicado, garantizando la precisión de los datos, los cuales fueron sometidos a un tratamiento estadístico riguroso utilizando Minitab v19 para Windows. Para el estudio de varianza (ANOVA) y la prueba de homogeneidad de varianza, se aplicó un modelo lineal generalizado con un nivel de significancia de $\alpha = 0,05$ para detectar diferencias significativas. Asimismo, Alajmi et al. (2021) utilizaron un enfoque de regresión lineal para evaluar la significancia estadística ($p < 0,05$) de las relaciones entre el contenido de metales pesados en las raíces de la especie analizada. La combinación de estas técnicas estadísticas avanzadas asegura la solidez y validez de las conclusiones extraídas.

Tabla 20*Análisis de varianza*

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	5	655,7	131,15	2,71	0,031
Error	48	2321	48,35		
Total	53	2976,7			

Nota. Se muestra el análisis de varianza a un nivel de significancia del 95 %.

En la tabla 20 se estableció el valor de la probabilidad utilizando un nivel de significancia de 0,05 mediante el enfoque de suma de cuadrados y ajustando por los grados de libertad pertinentes. El valor obtenido del estadístico F de Fisher fue de 2,71; lo que llevó al rechazo de la hipótesis nula. Cánovas et al. (2022) realizaron un análisis de varianza con un nivel de significancia del 95 %, lo que refuerza la robustez de los hallazgos en el contexto de pruebas estadísticas avanzadas.

Tabla 21*Resumen del modelo*

S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	R-cuad. (pred)
6,9537	22,03 %	13,91 %	1,32 %

Nota. El resumen del modelo ha sido estimado con los datos de la concentración de metales en la especie *Schoenoplectus californicus*.

En la Tabla 21, se presenta un análisis exhaustivo del modelo S, en el cual se observa un coeficiente significativo de 6,9537. Los coeficientes de determinación, R cuadrado y R cuadrado ajustado, se cuantifican en 22,03 % y 13,91 %, respectivamente, mientras que el coeficiente R de predicción alcanza un valor de 1,32 %. Estos resultados evidencian una capacidad explicativa relativamente baja del modelo para captar la variabilidad inherente en los datos, lo que sugiere un ajuste subóptimo del modelo propuesto, posiblemente indicando la necesidad de revisiones o refinamientos metodológicos, Tiziani et al. (2023).

Tabla 22*Desviación estándar y media de los valores*

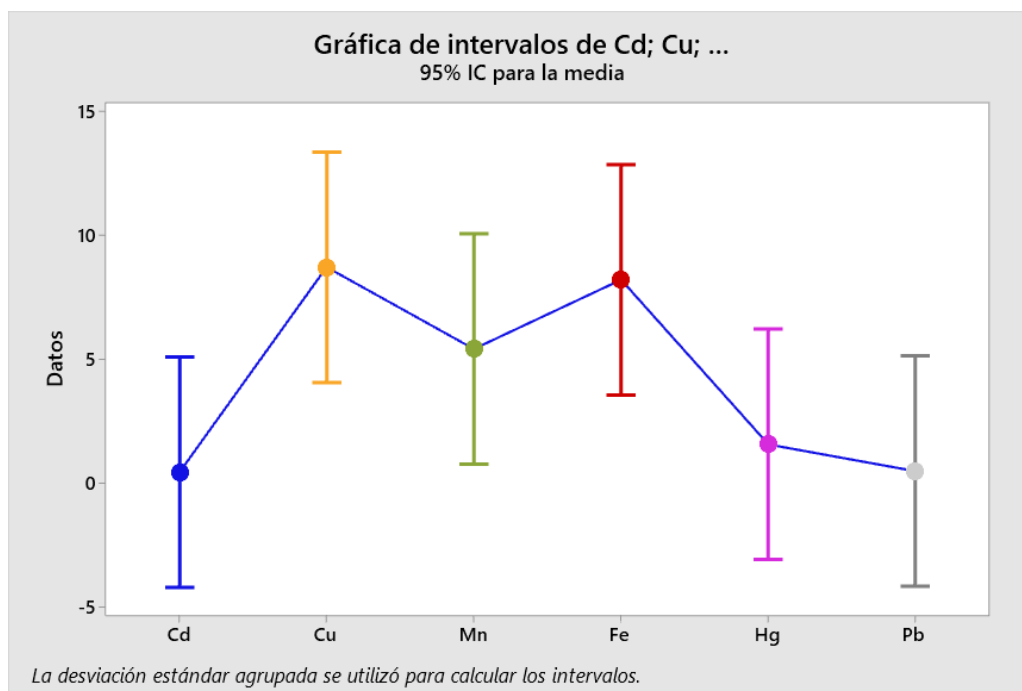
Factor	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
Cd	9	0,4344	0,1307	(-4,2260; 5,0949)
Cu	9	8,72	10,65	(4,06; 13,38)
Mn	9	5,42	7,59	(0,76; 10,08)
Fe	9	8,21	10,72	(3,55; 12,87)
Hg	9	1,568	1,987	(-3,093; 6,228)
Pb	9	0,488	0,504	(-4,173; 5,148)

Nota. La desviación estándar agrupada = 6,95374; la media de los valores el índice de confianza de los diferentes datos de concentración de metales pesados.

La tabla 22 proporciona un análisis estadístico detallado, incluyendo la media, desviación estándar e intervalos de confianza al 95 % para nueve muestras distintos (N = 9) conforme a, Tram et al. (2022), el cadmio (Cd) presentó una media de 0,4344 con una desviación estándar de 0,1307 y un intervalo de confianza que varía entre (-4,2260; 5,0949). El cobre (Cu) arrojó una media de 8,72, desviación estándar de 10,65 y un intervalo de confianza de (4,06; 13,38). En el caso del manganeso (Mn), con una muestra de 9, la media fue de 5,42, la desviación estándar de 7,59 y el intervalo de confianza entre (0,76; 10,08). El hierro (Fe), basado en 9 repeticiones, presentó una media de 8,21, una desviación estándar de 10,72 y un intervalo de confianza de (3,55; 12,87). Para el mercurio (Hg), se obtuvo una media de 1,568; una desviación estándar de 1,987 y un intervalo de confianza de (-3,093; 6,228). Finalmente, el plomo (Pb) mostró una media de 0,488, una desviación estándar de 0,504 y un intervalo de confianza que oscila entre (-4,173; 5,148). Estos valores sugieren una variabilidad significativa en las mediciones, con implicaciones críticas para la interpretación de la estabilidad y homogeneidad de las muestras en contextos experimentales avanzados.

Figura 25

Intervalos de confianza para los metales pesados



Nota. La grafica de los intervalos de confianza señala según resultados de la desviación estándar de manera agrupada de los metales pesados.

En la figura 25 se presenta la gráfica de la desviación estándar agrupada para los metales pesados cadmio (Cd), cobre (Cu), manganeso (Mn), hierro (Fe), mercurio (Hg) y plomo (Pb). A un intervalo de confianza de 95 % para la media.

4.2 Discusión

4.2.1 Evaluar la variabilidad de concentración de metales pesados en las aguas ácidas de mina Acumulación los Rosales

Chai et al. (2020) mencionan que, la evaluación de la variabilidad de la concentración de metales pesados en las aguas ácidas de la mina Acumulación los Rosales es un desafío complejo que requiere un análisis detallado de múltiples factores geoquímicos, hidrológicos y biológicos que influyen en la liberación y movilidad de estos contaminantes en el ambiente, Chai et al. (2020) afirman, las aguas ácidas de mina (AAM) se generan principalmente por la oxidación de minerales sulfurados, como la piritita, que al exponerse al oxígeno y al agua forman ácido sulfúrico, el cual a su vez disuelve una variedad de metales pesados, incluyendo plomo (Pb), zinc (Zn), cobre (Cu), cadmio (Cd), y arsénico (As),

mercurio (Hg) que son liberados en el sistema acuático circundante (Rambabu et al., 2020).

La variabilidad en la concentración de estos metales está fuertemente influenciada por la heterogeneidad espacial de los depósitos minerales y la composición del material rocoso, así como por las fluctuaciones en las condiciones ambientales, como cambios en la temperatura, el pH, y las condiciones redox (Zamora et al., 2018; Zhou et al., 2017). Estas variaciones pueden ser amplificadas por la estacionalidad, ya que el flujo hídrico y la tasa de lixiviación de los metales suelen ser más intensos durante las temporadas de lluvia, aumentando la carga contaminante en las corrientes de agua (Acharya y Kharel, 2020).

Además, la dinámica biológica, incluida la actividad de microorganismos como las bacterias oxidantes de hierro y azufre, juega un papel crucial en la aceleración de los procesos de generación de aguas ácidas de mina y la liberación de metales pesados, contribuyendo a la complejidad del sistema (Skousen et al., 2019). La interacción entre estos factores genera una alta variabilidad en la concentración de metales a lo largo del tiempo y el espacio, lo que hace necesario un monitoreo continuo y detallado para caracterizar adecuadamente los riesgos ambientales y de salud pública asociados (Silva et al., 2021).

El desarrollo de estrategias de remediación efectivas, como la implementación de barreras reactivas permeables o el tratamiento de aguas mediante la adición de materiales alcalinos, debe ser adaptativo y considerar la variabilidad de las condiciones ambientales y la química del agua (Skousen et al., 2019). Además, es fundamental que las políticas de gestión ambiental y las normativas reguladoras se basen en datos sólidos y actualizados, permitiendo la implementación de medidas preventivas y correctivas que minimicen el impacto de las actividades mineras en la calidad del agua y la salud de los ecosistemas circundantes (Deng et al., 2022; Du et al., 2022).

La comprensión de la variabilidad de la concentración de metales pesados en las aguas ácidas de la mina Acumulación Los Rosales exige un enfoque integrado que combine técnicas avanzadas de monitoreo y modelado.

4.2.2 Determinar el nivel de bioacumulación de metales pesados en la raíz y tallo de *Schoenoplectus californicus* en el mismo entorno

La determinación del nivel de bioacumulación de metales pesados en *Schoenoplectus californicus* fue fundamental para comprender su potencial en la fitorremediación de ambientes contaminados, como los que rodean la mina Acumulación Los Rosales. Diversos estudios han señalado la capacidad de esta planta para acumular metales pesados en sus tejidos, lo que la posiciona como una opción prometedora para la mitigación de la contaminación minera. Por ejemplo, según los estudios realizados por los autores Aghili y Golzary (2023) demostraron que especies de juncos similares presentan altos factores de bioacumulación (BAF) para metales como Zn y Cu, especialmente en las raíces, lo que concuerda con la capacidad de las plantas emergentes de actuar como filtros biológicos en ambientes acuáticos contaminados (Alajmi et al., 2021; Alves et al., 2022).

Sin embargo, la eficiencia de *Schoenoplectus californicus* en la translocación de metales desde las raíces hasta los tallos es un aspecto que requiere un análisis más detallado, dado que las raíces suelen acumular mayores concentraciones de metales debido a su contacto directo con el suelo y el agua contaminada (Pastor, 2023; Hidalgo y García, 2018). Este patrón de distribución es crucial para determinar si la planta actúa principalmente como una barrera de acumulación o si también puede facilitar la transferencia de metales a la biomasa aérea, lo que podría ser ventajoso para su cosecha y remoción como método de remediación. Además, estudios como de los investigadores (Hýsková et al., 2020) sugieren que la variabilidad en la acumulación de metales pesados en diferentes especies vegetales puede estar influenciada por factores como el pH del suelo, la disponibilidad de nutrientes y la presencia de microorganismos rizosféricos, lo que subraya la necesidad de contextualizar los hallazgos en función de las condiciones específicas del entorno de la mina Los Rosales (Huisa, 2023). Por lo tanto, la investigación sobre la bioacumulación en *Schoenoplectus californicus* no solo debe centrarse en las concentraciones absolutas de metales en raíces y tallos, sino también en cómo estos procesos interactúan con las características fisicoquímicas del entorno (Núñez, 2022; Simiele et al., 2020).

CONCLUSIONES

- La variabilidad de la concentración de metales pesados en las aguas acidas de mina de Acumulación Los Rosales: En esta investigación, el monitoreo de agua acida fueron registrados en tres periodos de muestreo, las concentraciones del cadmio (Cd) en el mes de noviembre del 2023 fue 0,47 ppm, en el mes de enero del 2024 se registró 0,55 ppm y en el mes de marzo fue de 0,61 ppm. Para el cobre fueron de 23,87; 20,45 y 24,21 ppm respectivamente, para el manganeso fue de 15,21; 14,23 y 17,01 ppm. Para el hierro fueron 22,77; 21,67 y 23,03 ppm, para el metal mercurio fueron 3,06; 4,34 y 4,98 ppm y para el contenido de plomo fue 0,51; 1,24 y 1,45 ppm respectivamente. Las concentraciones se compararon con los estándares de calidad ambiental (ECA) establecidos por el (MINAM, 2017) considerando la categoría 3, riego de vegetales y bebida de animales, se concluyó que todos los metales sobrepasan los estándares establecidos por la norma.
- Se determinaron los niveles de acumulación de los metales pesados en las partes de la especie *Schoenoplectus californicus*: Durante los tres periodos de análisis, la acumulación de cadmio en la raíz fue de 0,17; 0,37 y 0,37 ppm respectivamente, en el tallo 0,37; 0,49 y 0,51 ppm, el cobre en la raíz fue de 1,55; 1,45 y 1,45 ppm, en el tallo fue 1,95; 1,98 y 1,56 ppm, el manganeso se registró en la raíz 0,08; 0,07 y 0,06 ppm, en el tallo fue 1,01; 0,98 y 0,11 ppm, el hierro en la raíz fue 1,34; 1,3 y 0,44 ppm, en el tallo fue 1,45; 1,34 y 0,56 ppm, el mercurio en la raíz fue 0,15; 0,09 y 0,48 ppm en el tallo se registró 0,22; 0,17 y 0,62 ppm, el plomo en la raíz fue 0,09; 0,23 y 0,11 ppm, en el tallo se acumuló 0,17; 0,32 y 0,27 ppm respectivamente. La especie totora es un buen acumulador de metales pesados en sus partes y se puede utilizar para la remediación del drenaje acido de mina de la Acumulación Los Rosales.

RECOMENDACIONES

- Estructurar un análisis detallado que combine técnicas analíticas avanzadas con métodos estadísticos. Esto implica realizar una recopilación sistemática de muestras a lo largo del tiempo y en distintas ubicaciones, utilizando métodos precisos como la espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS) o la espectroscopía de absorción atómica (AAS). Los datos obtenidos deben analizarse mediante técnicas estadísticas como el análisis de varianza (ANOVA) y el análisis de componentes principales (PCA), complementados con análisis espaciales mediante sistemas de información geográfica (SIG). Esta metodología permitirá identificar patrones de variabilidad y factores influyentes, integrando los resultados en un modelo predictivo para anticipar cambios futuros y desarrollar estrategias efectivas de gestión y mitigación.
- Para mejorar la eficacia en la remediación de suelos contaminados por metales pesados, se recomienda llevar a cabo estudios más extensos sobre la fitoextracción utilizando una variedad de especies vegetales. Esta técnica, que emplea plantas para absorber y concentrar metales pesados del suelo, destaca por su bajo costo y su capacidad para tratar de manera efectiva suelos contaminados. Se sugiere investigar diferentes especies vegetales para determinar cuáles son las más eficientes en la extracción de metales específicos y adaptables a diversas condiciones de agua y suelo. Además, se recomienda implementar la fitoextracción natural como una estrategia complementaria dentro de un plan integral de gestión ambiental, dado que puede ofrecer una solución sostenible y económicamente viable para la rehabilitación del drenaje ácido de mina de Acumulación Los Rosales.

BIBLIOGRAFÍA

- Acharya, B. S., & Kharel, G. (2020). Acid mine drainage from coal mining in the United States – An overview. *Journal of Hydrology*, 588(April), 125061. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125061>
- Aghili, S., & Golzary, A. (2023). Greening the earth, healing the soil: A comprehensive life cycle assessment of phytoremediation for heavy metal contamination. *Environmental Technology and Innovation*, 32, 103241. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103241>
- Aguirre, S. E., Piraneque, N. V., & Cruz, R. K. (2018). Alternative for the treatment of magdalena river's water in palermo Colombia. *Informacion Tecnologica*, 29(3), 59–70. <https://doi.org/10.4067/S0718-07642018000300059>
- Alajmi, R., Al-Shammari, M., Abdel-Gaber, R., Metwally, D., El-Khadragy, M. F., & Alrajeh, A. (2021). Effectiveness of naturally occurring *Aphis gossypii* on tomato plants as a bio-indicator for heavy metals in Riyadh and Hafar Al-Batin, Saudi Arabia. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 28(7), 4096–4101. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2021.04.027>
- Álvarez, L. (2019). *Tratamiento de suelos contaminados por metales mediante combunación de técnicas de fitorremediación con adición de biochar*. [Universidad Politecnica de Madrid]. <https://oa.upm.es/55865/>
- Alves, A. R. A., Yin, Q., Oliveira, R. S., Silva, E. F., & Novo, L. A. B. (2022). Plant growth-promoting bacteria in phytoremediation of metal-polluted soils: Current knowledge and future directions. *Science of the Total Environment*, 838(January). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156435>
- Antoniadis, V., Shaheen, S. M., Stärk, H. J., Wennrich, R., Levizou, E., Merbach, I., & Rinklebe, J. (2021). Phytoremediation potential of twelve wild plant species for toxic elements in a contaminated soil. *Environment International*, 146(June 2020). <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106233>
- Atangana, E., & Oberholster, P. J. (2021). Using heavy metal pollution indices to assess water quality of surface and groundwater on catchment levels in South Africa. *Journal of African Earth Sciences*, 182(April), 104254.

<https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2021.104254>

- Ayiwou, M. N., Mambou Nguayep, L. L., Mache, J. R., Takougang Kingni, S., & Ngounouno, I. (2020). Waters of the Djouzami gold mining site (Adamawa, Cameroon): Physicochemical characterization and treatment test by Bana smectite (West, Cameroon). *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 2(June), 100016. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100016>
- Aza, L. C., Palumbo, M., Lacasta, A. M., & González, R. A. (2023). Characterization of the thermal behavior, mechanical resistance, and reaction to fire of totora (*Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey.) Sojak) panels and their potential use as a sustainable construction material. *Journal of Building Engineering*, 69(January). <https://doi.org/10.1016/j.jobe.2023.105984>
- Azizi, S., Beauclair, N., Maaza, M., Mokrani, T., Ambushe, A. A., Seopela, M. P., & Msagati, M. A. T. (2024). Acid mine drainage treatment and metals recovery by means of selective precipitation using magnesium oxide (MgO): An experimental study. *Groundwater for Sustainable Development*, 25(August 2023), 101151. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2024.101151>
- Baragaño, D., Forján, R., Álvarez, N., Gallego, J. R., & González, A. (2022). Zero valent iron nanoparticles and organic fertilizer assisted phytoremediation in a mining soil: Arsenic and mercury accumulation and effects on the antioxidative system of *Medicago sativa* L. *Journal of Hazardous Materials*, 433(March). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128748>
- Bhat, S. A., Bashir, O., Ul Haq, S. A., Amin, T., Rafiq, A., Ali, M., Américo-Pinheiro, J. H. P., & Sher, F. (2022). Phytoremediation of heavy metals in soil and water: An eco-friendly, sustainable and multidisciplinary approach. *Chemosphere*, 303(January). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134788>
- Bortoloti, G. A., & Baron, D. (2022). Phytoremediation of toxic heavy metals by Brassica plants: A biochemical and physiological approach. *Environmental Advances*, 8(December 2021), 100204. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100204>
- Cánovas, C. R., Basallote, M. D., Macías, F., Freydier, R., Parviainen, A., & Pérez-López, R. (2022). Thallium distribution in an estuary affected by acid mine drainage

- (AMD): The Ría de Huelva estuary (SW Spain). *Environmental Pollution*, 306(May). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119448>
- Carranza, N., Marlene, A., & Padilla, G. (2022). Lead cytotoxicity in *Solanum lycopersicum* L. (Solanaceae) “tomato.” *Arnaldoa*, 29(1), 185–204. http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2413-32992022000100185
- Casierra, F., & Poveda, J. (2005). Manganese and zinc toxicity reduce dry matter production, leaf pigment and fruit quality in strawberries (*Fragaria* sp. cv. Camarosa). *Agronomia Colombia*, 23(2), 283–289. <http://www.scielo.org.co/pdf/agc/v23n2/v23n2a13.pdf>
- Chai, Y., Qin, P., Zhang, J., Wu, Z., Li, T., Xu, W., & Sun, H. (2020). Experimental study and application of dolomite aeration oxidation filter bed for the treatment of acid mine drainage. *Minerals Engineering*, 157(January), 106560. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2020.106560>
- Chen, H., Xiao, T., Ning, Z., Li, Q., Xiao, E., Liu, Y., Xiao, Q., Lan, X., Ma, L., & Lu, F. (2020). In-situ remediation of acid mine drainage from abandoned coal mine by filed pilot-scale passive treatment system: Performance and response of microbial communities to low pH and elevated Fe. *Bioresource Technology*, 317(August), 123985. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123985>
- Chen, Y.-W., Yu, X., & Belzile, N. (2019). Arsenic speciation in surface waters and lake sediments in an abandoned mine site and field observations of arsenic ecotoxicity. *Journal of Geochemical Exploration*, 205(April), 106349. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2019.106349>
- Cheng, D., Ni, Z., Liu, M., Shen, X., & Jia, Y. (2021). Determination of trace Cr, Ni, Hg, As, and Pb in the tipping paper and filters of cigarettes by monochromatic wavelength X-ray fluorescence spectrometry. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 502(March), 59–65. <https://doi.org/10.1016/j.nimb.2021.06.004>
- Cheng, H., Hu, Y., Luo, J., Xu, B., & Zhao, J. (2009). Geochemical processes controlling fate and transport of arsenic in acid mine drainage (AMD) and natural systems.

Journal of Hazardous Materials, 165(1–3), 13–26.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.10.070>

Cravotta, C. A. (2021). Interactive PHREEQ-N-AMDTreat water-quality modeling tools to evaluate performance and design of treatment systems for acid mine drainage. *Applied Geochemistry*, 126(September 2020), 104845.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2020.104845>

Deng, H., Tu, Y., Wang, H., Wang, Z., Li, Y., Chai, L., Zhang, W., & Lin, Z. (2022). Environmental behavior, human health effect, and pollution control of heavy metal(loid)s toward full life cycle processes. *Eco-Environment & Health*, 1(4), 229–243. <https://doi.org/10.1016/j.eehl.2022.11.003>

Du, T., Bogush, A., Mašek, O., Purton, S., & Campos, L. C. (2022). Algae, biochar and bacteria for acid mine drainage (AMD) remediation: A review. *Chemosphere*, 304(June). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135284>

Falcon, J. vanessa. (2017). Fitoextracción de metales pesados en suelo contaminado con Zea mays L. en la estación experimental el Mantaro - Junin en el año 2016 [Universidad Nacional del Centro del Perú]. In *Universidad Nacional del Centro del Peru*. <http://repositorio.uncp.edu.pe/handle/UNCP/4611>

Falcón, P., Castro, R., Alejandro, A., Rojas, A., Sixto Julián Pérez Falcón, V., Alejandro Ruiz Castro, A., & Sixto Aramburú Rojas, V. (2020). Reducción de contaminantes del relave ácido de mina en planta concentradora de Jangas, Perú. *Periodicidad: Trimestral*, 22(2), 2020.
<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=637869116004>

Fernández, S., Poschenrieder, C., Marcenò, C., Gallego, J. R., Jiménez-Gámez, D., Bueno, A., & Afif, E. (2017). Phytoremediation capability of native plant species living on Pb-Zn and Hg-As mining wastes in the Cantabrian range, north of Spain. *Journal of Geochemical Exploration*, 174, 10–20.
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.05.015>

Flores, L., Carrasco, N. M., Caro, V., Téllez, L. A., Visitación, K. K., Arana, J., Suárez, D., Wetzell, A., Dioses, J. J., Jaco, E., Uriarte, A., Jorge, P., & Visitación, L. (2024). The predictive model of hydrobiological diversity in the Asana-Tumilaca

- basin, Peru based on water physicochemical parameters and sediment metal content. *Heliyon*, 10(6). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e27916>
- Ghazaryan, K., Movsesyan, H., Ghazaryan, N., & Watts, B. A. (2019). Copper phytoremediation potential of wild plant species growing in the mine polluted areas of Armenia. *Environmental Pollution*, 249, 491–501. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.070>
- Habte, G., Hwang, I. M., Kim, J. S., Hong, J. H., Hong, Y. S., Choi, J. Y., Nho, E. Y., Jamila, N., Khan, N., & Kim, K. S. (2016). Elemental profiling and geographical differentiation of Ethiopian coffee samples through inductively coupled plasma-optical emission spectroscopy (ICP-OES), ICP-mass spectrometry (ICP-MS) and direct mercury analyzer (DMA). *Food Chemistry*, 212, 512–520. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2016.05.178>
- Hidalgo, J. F., & García, J. (2018). Totora (*Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey.) Soják) and its potential as a construction material. *Industrial Crops and Products*, 112(January), 467–480. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2017.12.029>
- Hidalgo, J. F., García, T., & García, J. (2020). Comparison of binderless boards produced with different tissues of totora (*Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey) Soják) stems. *Journal of Building Engineering*, 27(June 2019). <https://doi.org/10.1016/j.jobbe.2019.100961>
- Huang, R., Cui, X., Luo, X., Mao, P., Zhuang, P., Li, Y., Li, Y., & Li, Z. (2021). Effects of plant growth regulator and chelating agent on the *phytoextraction* of heavy metals by *Pfaffia glomerata* and on the soil microbial community. *Environmental Pollution*, 283, 117159. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117159>
- Huisa, F. (2023). *Dren anóxico calizo para el tratamiento de aguas ácidas de mina - acumulación los rosales* [Universidad Nacional del Altiplano]. <https://repositorio.unap.edu.pe/handle/20.500.14082/20748>
- Hýsková, P., Gaff, M., Hidalgo-Cordero, J. F., & Hýsek, Š. (2020). Composite materials from totora (*Schoenoplectus californicus*. C.A. Mey, Sojak): Is it worth it? *Composite Structures*, 232, 111572. <https://doi.org/10.1016/j.compstruct.2019.111572>

- Iakovleva, E., Mäkilä, E., Salonen, J., Sitarz, M., Wang, S., & Sillanpää, M. (2015). Acid mine drainage (AMD) treatment: Neutralization and toxic elements removal with unmodified and modified limestone. *Ecological Engineering*, *81*, 30–40. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.04.046>
- Kan, X., Dong, Y., Feng, L., Zhou, M., & Hou, H. (2021). Contamination and health risk assessment of heavy metals in China's lead–zinc mine tailings: A meta–analysis. *Chemosphere*, *267*(xxxx), 128909. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128909>
- Lai, H., Ding, X., Cui, M., Zheng, J., Chen, Z., Pei, J., & Zhang, J. (2023). Mechanisms and influencing factors of biomineralization based heavy metal remediation: A review. *Biogeotechnics*, *1*(3), 100039. <https://doi.org/10.1016/j.bgtech.2023.100039>
- León, L. (2018). *Aplicación del método de tratamiento pasivo Dispersed Alkaline Substrate (DAS), para la remoción de metales, contenidos en el drenaje ácido de mina Julcani, Perú.* (Vol. 0) [Universitat de Barcelona]. <https://renati.sunedu.gob.pe/handle/sunedu/1312063>
- López, E., Aduvire, O., & Baretino, D. (2002). Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: Estado actual y perspectivas de futuro. *Boletín Geológico y Minero*, *113*(1), 3–21. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=247839>
- Mahmoud, M. G., El-Sayed, A. A. M., Moawad, M. N., Sallam, E. R., Mohamed, L. A., & Tadros, H. R. Z. (2023). Water quality index and physicochemical parameters effect on the corrosion rate of steel along the Egyptian Mediterranean Sea. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, xxx. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2023.05.002>
- Makarova, A., Nikulina, E., Tsirolnikova, N., Avdeenkova, T., & Pishchaeva, K. V. (2021). Potential of S-containing and P-containing complexones in improving phytoextraction of mercury by *Trifolium repens* L. *Saudi Journal of Biological Sciences*, *28*(5), 3037–3048. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2021.02.045>
- Masindi, V., Chatzisyneon, E., Kortidis, I., & Foteinis, S. (2018). Assessing the sustainability of acid mine drainage (AMD) treatment in South Africa. *Science of*

the Total Environment, 635, 793–802.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.108>

Migaszewski, Z. M., Gałuszka, A., & Dołęgowska, S. (2018). Arsenic in the Wiśniówka acid mine drainage area (south-central Poland) – Mineralogy, hydrogeochemistry, remediation. *Chemical Geology*, 493, 491–503.
<https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2018.06.027>

MINAM, 2017. (2017). Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen disposiciones complementarias. In *El Peruano* (pp. 6–9). El Peruano.
<http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2017/06/DS-004-2017-MINAM.pdf>

Montano, Y., Tapia, P., Quispe, C., & Fuentealba, B. (2022). *El drenaje ácido de roca y sus potenciales impactos ambientales* (p. 20). Dirección de Investigación en Ecosistemas de Montaña – Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña (DIEM-INAIGEM).
[https://repositorio.inaigem.gob.pe/bitstreams/cf630013-7d9d-4d0f-a8af-5a90db9dd540/download#:~:text=La contaminación por drenaje ácido,al drenaje ácido de roca.](https://repositorio.inaigem.gob.pe/bitstreams/cf630013-7d9d-4d0f-a8af-5a90db9dd540/download#:~:text=La%20contaminaci3n%20por%20drenaje%203cido,al%20drenaje%203cido%20de%20roca.)

Moodley, I., Sheridan, C. M., Kappelmeyer, U., & Akcil, A. (2018). Environmentally sustainable acid mine drainage remediation: Research developments with a focus on waste/by-products. *Minerals Engineering*, 126(November 2016), 207–220.
<https://doi.org/10.1016/j.mineng.2017.08.008>

Moreno, R., Cánovas, C. R., Millán, R., León, R., & Olías, M. (2023). High-resolution temporal monitoring of rare earth elements in acidic drainages from an abandoned sulphide mine (iberian pyrite belt, Spain). In *Chemosphere* (Vol. 344, Issue September). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140297>

Mtemi, W. M., Liu, S., Liu, K., Wei, L., Wang, X., Jiang, A., & Goodale, E. (2023). Concentrations and biomagnification of multiple metals / metalloids are higher in rice than in sugarcane agroecosystems of southern China. *Ecological Indicators*, 150(February), 110266. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110266>

Munyai, R., Ogola Oduor, H. J., Wambui Kimani, V., & Modise, D. M. (2024).

- Unlocking water potential in drylands: Quicklime and fly ash enhance soil microbiome structure, ecological networks and function in acid mine drainage water-irrigated agriculture. *Heliyon*, 10(6), e27985. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e27985>
- Ñaupas, H., Mejía, E., Novoa, E., & Villagómez, A. (2014). *Metodología de la investigación cuantitativa-cualitativa y redacción de la tesis* (A. G. M (ed.); 4ta. Edici). Ediciones de la U. <http://librodigital.sangregorio.edu.ec/librosusgp/B0028.pdf>
- Naveed, S., Oladoye, P. O., & Alli, Y. A. (2023). Toxic heavy metals: A bibliographic review of risk assessment, toxicity, and phytoremediation technology. *Sustainable Chemistry for the Environment*, 2(March), 100018. <https://doi.org/10.1016/j.scenv.2023.100018>
- Nsenga, M., Zhu, B., Moore, M. T., Wang, T., & Li, X. (2021). Can vegetated drainage ditches be effective in a similar way as constructed wetlands? Heavy metal and nutrient standing stock by ditch plant species. *Ecological Engineering*, 166(March), 106234. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106234>
- Núñez, M. S. (2022). Aplicación de técnicas de fitorremediación en suelos contaminados con plomo y cadmio. *ConcienciaDigital*, 5(1.3), 6–25. <https://doi.org/10.33262/concienciadigital.v5i1.3.2089>
- Ojuederie, O. B., & Babalola, O. O. (2017). Microbial and plant-assisted bioremediation of heavy metal polluted environments: A review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(12). <https://doi.org/10.3390/ijerph14121504>
- Parker, G. H., Gillie, C. E., Miller, J. V., Badger, D. E., & Kreider, M. L. (2022). Human health risk assessment of arsenic, cadmium, lead, and mercury ingestion from baby foods. *Toxicology Reports*, 9, 238–249. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2022.02.001>
- Pastor, W. (2023). *Concentración de mercurio de tres especies Bellucia pentamera N. Kniphobia pauciflora B. y Weinmannia sp. L. de la provincia de Sandia, 2023* [Universidad Nacional del Altiplano].

<https://repositorio.unap.edu.pe/handle/20.500.14082/21056>

- Quarm, J. A., Anning, A. K., Fei-Baffoe, B., Siaw, V. F., & Amuah, E. E. Y. (2022). Perception of the environmental, socio-economic and health impacts of artisanal gold mining in the Amansie West District, Ghana. *Environmental Challenges*, 9(November), 100653. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2022.100653>
- Quiroga, R., Guédron, S., & Achá, D. (2021). High methylmercury uptake by green algae in Lake Titicaca: Potential implications for remediation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 207(April 2020), 4–9. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111256>
- Rambabu, K., Banat, F., Pham, Q. M., Ho, S. H., Ren, N. Q., & Show, P. L. (2020). Biological remediation of acid mine drainage: Review of past trends and current outlook. *Environmental Science and Ecotechnology*, 2, 100024. <https://doi.org/10.1016/j.esec.2020.100024>
- Rodríguez, R., Sánchez, E., Choquehuanca, S., Fabián, C., & Del Castillo, B. (2020). *Geología de los cuadrángulos de Puno (hojas 32v1, 32v2, 32v3, 32v4) y Ácora (hojas 32x1, 32x2, 32x3 y 32x4)* (Primera ed). Ingemmet. <https://repositorio.ingemmet.gob.pe>
- Rodríguez, S. M. (2018). *Bioacumulación de metales pesados en schoenoplectus californicus (Cyperaceae) de las áreas bentónicas en dos estaciones climáticas: El caso de estudio del Lago San Pablo. Imbabura-Ecuador* [Universidad de Sevilla]. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=216495>
- Shim, M. J., Choi, B. Y., Lee, G., Hwang, Y. H., Yang, J. S., O'Loughlin, E. J., & Kwon, M. J. (2015). Water quality changes in acid mine drainage streams in Gangneung, Korea, 10years after treatment with limestone. *Journal of Geochemical Exploration*, 159, 234–242. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.09.015>
- Silva, D., Weber, C., & Oliveira, C. (2021). Neutralization and uptake of pollutant cations from acid mine drainage (amd) using limestones and zeolites in a pilot-scale passive treatment system. *Minerals Engineering*, 170(April), 107000. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2021.107000>
- Simiele, M., Lebrun, M., Miard, F., Trupiano, D., Poupart, P., Forestier, O., Scipia, G.

- S., Bourgerie, S., & Morabito, D. (2020). Assisted phytoremediation of a former mine soil using biochar and iron sulphate: Effects on As soil immobilization and accumulation in three Salicaceae species. *Science of the Total Environment*, 710, 136203. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136203>
- Skousen, J. G., Ziemkiewicz, P. F., & McDonald, L. M. (2019). Acid mine drainage formation, control and treatment: Approaches and strategies. *Extractive Industries and Society*, 6(1), 241–249. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2018.09.008>
- Stylianou, M., Gavriel, I., Vogiatzakis, I. N., Zorpas, A., & Agapiou, A. (2020). Native plants for the remediation of abandoned sulphide mines in Cyprus: A preliminary assessment. *Journal of Environmental Management*, 274(August), 110531. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110531>
- Thomas, G., Sheridan, C., & Holm, P. E. (2022). A critical review of phytoremediation for acid mine drainage-impacted environments. *Science of the Total Environment*, 811, 152230. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152230>
- Thomas, G., Sheridan, C., & Holm, P. E. (2024). Rare earth element (REE) and arsenic mobility in acid mine drainage (AMD) impacted soil. *Geoderma*, 443(October 2023), 116817. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.116817>
- Tiziani, R., Pranter, M., Valentinuzzi, F., Pii, Y., Luigimaria, B., Cesco, S., & Mimmo, T. (2023). Unraveling plant adaptation to single and combined nutrient deficiencies in a dicotyledonous and a monocotyledonous plant species. *Plant Science*, 335(July), 111793. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2023.111793>
- Tong, M., Yu, J., Liu, M., Li, Z., Wang, L., Yin, C., Ren, A., Chen, L., & Jin, L. (2021). Total mercury concentration in placental tissue, a good biomarker of prenatal mercury exposure, is associated with risk for neural tube defects in offspring. *Environment International*, 150, 106425. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106425>
- Tram, V. N. Q., Somura, H., Moroizumi, T., & Maeda, M. (2022). Effects of local land-use policies and anthropogenic activities on water quality in the upstream Sesan River Basin, Vietnam. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 44(August), 101225. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101225>

- Vishnupradeep, R., Bruno, L. B., Taj, Z., Karthik, C., Challabathula, D., Tripti, Kumar, A., Freitas, H., & Rajkumar, M. (2022). Plant growth promoting bacteria improve growth and phytostabilization potential of *Zea mays* under chromium and drought stress by altering photosynthetic and antioxidant responses. *Environmental Technology and Innovation*, 25, 102154. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.102154>
- Xun, Y., Feng, L., Li, Y., & Dong, H. (2017). Mercury accumulation plant *Cyrtomium macrophyllum* and its potential for phytoremediation of mercury polluted sites. *Chemosphere*, 189, 161–170. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.055>
- Yasmin, F., Sakib, T. U., Emon, S. Z., Bari, L., & Sultana, G. N. N. (2022). The physicochemical and microbiological quality assessment of Maddhapara hard rock-mine discharged water in Dinajpur, Bangladesh. *Resources, Environment and Sustainability*, 8(February 2021), 100061. <https://doi.org/10.1016/j.resenv.2022.100061>
- Zamora, G., Mamani, M., & Trujillo, E. (2018). Propuesta Técnica, Económica y Ambiental Para el Tratamiento de las Aguas Ácidas de la Mina Huanuni Mediante Drenes Anóxicos Calizos y Precipitación con Cal en Interior Mina. *Revista de Medio Ambiente y Minería*, 4, 3–17. http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2519-53522018000100001&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Zárate, R. H., Custodio, M., Orellana, E., Cuadrado, W. J., Grijalva, P. L., & Peñaloza, R. (2021). Determination of toxic metals in commonly consumed medicinal plants largely used in Peru by ICP-MS and their impact on human health. *Chemical Data Collections*, 33. <https://doi.org/10.1016/j.cdc.2021.100711>
- Zhou, L., Dong, F., Liu, J., & Hudson-Edwards, K. A. (2017). Coupling effect of $\text{Fe}^{3+}(\text{aq})$ and biological, nano-sized FeS-coated limestone on the removal of redox-sensitive contaminants (As, Sb and Cr): Implications for in situ passive treatment of acid mine drainage. *Applied Geochemistry*, 80, 102–111. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.03.005>

ANEXOS

Anexo 1. Matriz de consistencia

PROBLEMA GENERAL	OBJETIVOS GENERAL	HIPOTESIS GENERAL	VARIABLES	METODOLOGÍA	PRUEBA ESTADÍSTICA
¿Cuál será la capacidad de bioacumulación de metales pesados en <i>Schoenoplectus californicus</i> de aguas ácidas de mina - Acumulación los Rosales?	Determinar la capacidad de bioacumulación de metales pesados en <i>Schoenoplectus californicus</i> de aguas ácidas de mina - Acumulación los Rosales.	La cantidad de metales pesados en <i>Schoenoplectus californicus</i> , acumulan en diferentes proporciones de aguas ácidas de mina - Acumulación los Rosales.	Variable Dependiente: Capacidad de bioacumulación de metales pesados en <i>Schoenoplectus californicus</i> . Variable Independiente: Frecuencia de muestreo Método de muestreo Tipo de metales pesados, pH	<ul style="list-style-type: none"> - Tipo de investigación: Enfoque: Cuantitativo. - Tipo: Aplicativo. - Alcance: Descriptivo - Correlacional. - Diseño de investigación: No experimental de tipo transeccional - Población y Muestra: Está representada por la unidad minera Acumulación los Rosales. - Muestra: No probabilístico; muestreo discrecional o muestreo intencionado; se tomaron un total de 3 muestras de agua en diferentes periodos y la especie <i>Schoenoplectus californicus</i> se tomaron muestras de raíz y tallo. - Técnicas de recolección de los datos: Predicción con: Modelo de árbol de decisión, redes neuronales, modelo predictivo de regresión lineal. Observación directa - Instrumentos de recolección de los datos: GPS Garmin, se utilizaron una guía documentaria para la recolección de muestras donde se detallaron los datos necesarios al momento de realizar el muestreo de cada especie. Fichas técnicas, etiqueta de muestras. 	<p>Se uso el software Minitab versión 19. Para contrastar la hipótesis de trabajo, se utilizaron el diseño completamente al azar (ANOVA).</p> $Y_{ij} = \mu + \tau_i + \epsilon_{ij} \quad \begin{cases} i = 1,2,3 \\ j = 1,2,3,\dots,r \end{cases}$ <p>Para determinar si una muestra de datos sigue una distribución normal (también conocida como distribución gaussiana) o no. La normalidad es una suposición común en muchos métodos estadísticos, por lo que va ser importante verificar si los datos se ajustan a esta distribución. Si $\alpha = 0.05$ no es significativo, entonces los errores se distribuirán en forma normal. Para lo cual se utilizaron las siguientes pruebas: a) Prueba de normalidad de ANOVA en un conjunto de datos. b) El procedimiento de Duncan c) Método de ajuste del valor P</p>
¿Cuál será la variabilidad de concentración de metales pesados en las aguas ácidas de mina Acumulación los Rosales?	Evaluar la variabilidad de concentración de metales pesados en las aguas ácidas de mina Acumulación los Rosales.	Existe el efecto de la variabilidad de concentración de metales pesados en las aguas ácidas de mina Acumulación los Rosales.	Variable Dependiente: Concentración de metales pesados en las aguas ácidas de mina. Variable Independiente: Tiempo de muestreo: tres periodos de tiempo.		
¿Qué cantidad de bioacumulación de metales pesados prevalece en la raíz y tallo de <i>Schoenoplectus californicus</i> en el mismo entorno?	Determinar el nivel de bioacumulación de metales pesados en la raíz y tallo de <i>Schoenoplectus californicus</i> en el mismo entorno.	Prevalece una mayor bioacumulación de metales pesados en la raíz y tallo de <i>Schoenoplectus californicus</i> en el mismo entorno.	Variable Dependiente: Nivel de bioacumulación de metales pesados en la raíz y tallo. Variable Independiente: Efluentes de aguas ácidas de mina, sistema de raíz y tallo de <i>Schoenoplectus californicus</i> .		

Anexo 2. Estándar de calidad ambiental MINAM 2017

10

NORMAS LEGALES

Miércoles 7 de junio de 2017 /  El Peruano

Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen Disposiciones Complementarias

DECRETO SUPREMO
N° 004-2017-MINAM

EL PRESIDENTE DE LA REPÚBLICA

CONSIDERANDO:

Que, el numeral 22 del artículo 2 de la Constitución Política del Perú establece que toda persona tiene derecho a gozar de un ambiente equilibrado y adecuado al desarrollo de su vida;

Que, de acuerdo a lo establecido en el artículo 3 de la Ley N° 28611, Ley General del Ambiente, en adelante la Ley, el Estado, a través de sus entidades y órganos correspondientes, diseña y aplica, entre otros, las normas que sean necesarias para garantizar el efectivo ejercicio de los derechos y el cumplimiento de las obligaciones y responsabilidades contenidas en la Ley;

Que, el numeral 31.1 del artículo 31 de la Ley, define al Estándar de Calidad Ambiental (ECA) como la medida que establece el nivel de concentración o del grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, presentes en el aire, agua o suelo, en su condición de cuerpo receptor, que no representa riesgo significativo para la salud de las personas ni al ambiente; asimismo, el numeral 31.2 del artículo 31 de la Ley establece que el ECA es obligatorio en el diseño de las normas legales y las políticas públicas, así como un referente obligatorio en el diseño y aplicación de todos los instrumentos de gestión ambiental;

Que, de acuerdo con lo establecido en el numeral 33.1 del artículo 33 de la Ley, la Autoridad Ambiental Nacional dirige el proceso de elaboración y revisión de ECA y Límites Máximos Permisibles (LMP) y, en coordinación con los sectores correspondientes, elabora o encarga las propuestas de ECA y LMP, los que serán remitidos a la Presidencia del Consejo de Ministros para su aprobación mediante Decreto Supremo;

Que, en virtud a lo dispuesto por el numeral 33.4 del artículo 33 de la Ley, en el proceso de revisión de los parámetros de contaminación ambiental, con la finalidad de determinar nuevos niveles de calidad, se aplica el principio de gradualidad, permitiendo ajustes progresivos a dichos niveles para las actividades en curso;

Que, de conformidad con lo establecido en el literal d) del artículo 7 del Decreto Legislativo N° 1013, Ley de Creación, Organización, y Funciones del Ministerio del Ambiente, este ministerio tiene como función específica elaborar los ECA y LMP, los cuales deberán contar con la opinión del sector correspondiente y ser aprobados mediante Decreto Supremo;

Que, mediante Decreto Supremo N° 002-2008-MINAM se aprueban los ECA para Agua y, a través del Decreto Supremo N° 023-2009-MINAM, se aprueban las disposiciones para su aplicación;

Que, asimismo, mediante Decreto Supremo N° 015-2015-MINAM se modifican los ECA para Agua y se establecen disposiciones complementarias para su aplicación;

Que, mediante Resolución Ministerial N° 331-2016-MINAM se crea el Grupo de Trabajo encargado de establecer medidas para optimizar la calidad ambiental, estableciendo como una de sus funciones específicas, el analizar y proponer medidas para mejorar la calidad ambiental en el país;

Que, en mérito del análisis técnico realizado se ha identificado la necesidad de modificar, precisar y unificar la normatividad vigente que regula los ECA para agua;

Que, mediante Resolución Ministerial N° 072-2017-MINAM, se dispuso la prepublicación del proyecto normativo, en cumplimiento del Reglamento sobre Transparencia, Acceso a la Información Pública Ambiental y Participación y Consulta Ciudadana en Asuntos Ambientales, aprobado por Decreto Supremo N° 002-2009-MINAM, y el artículo 14 del Reglamento que establece disposiciones relativas a la publicidad,

publicación de Proyectos Normativos y difusión de Normas Legales de Carácter General, aprobado por Decreto Supremo N° 001-2009-JUS; en virtud de la cual se recibieron aportes y comentarios al mismo;

De conformidad con lo dispuesto en el numeral 8 del artículo 118 de la Constitución Política del Perú, así como el numeral 3 del artículo 11 de la Ley N° 29158, Ley Orgánica del Poder Ejecutivo;

DECRETA:

Artículo 1.- Objeto de la norma

La presente norma tiene por objeto compilar las disposiciones aprobadas mediante el Decreto Supremo N° 002-2008-MINAM, el Decreto Supremo N° 023-2009-MINAM y el Decreto Supremo N° 015-2015-MINAM, que aprueban los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua, quedando sujetos a lo establecido en el presente Decreto Supremo y el Anexo que forma parte integrante del mismo. Esta compilación normativa modifica y elimina algunos valores, parámetros, categorías y subcategorías de los ECA, y mantiene otros, que fueron aprobados por los referidos decretos supremos.

Artículo 2.- Aprobación de los Estándares de Calidad Ambiental para Agua

Apruébase los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua, que como Anexo forman parte integrante del presente Decreto Supremo.

Artículo 3.- Categorías de los Estándares de Calidad Ambiental para Agua

Para la aplicación de los ECA para Agua se debe considerar las siguientes precisiones sobre sus categorías:

3.1 Categoría 1: Poblacional y recreacional

a) Subcategoría A: Aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable

Entiéndase como aquellas aguas que, previo tratamiento, son destinadas para el abastecimiento de agua para consumo humano:

- A1. Aguas que pueden ser potabilizadas con desinfección

Entiéndase como aquellas aguas que, por sus características de calidad, reúnen las condiciones para ser destinadas al abastecimiento de agua para consumo humano con simple desinfección, de conformidad con la normativa vigente.

- A2. Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional

Entiéndase como aquellas aguas destinadas al abastecimiento de agua para consumo humano, sometidas a un tratamiento convencional, mediante dos o más de los siguientes procesos: Coagulación, floculación, decantación, sedimentación, y/o filtración o procesos equivalentes; incluyendo su desinfección, de conformidad con la normativa vigente.

- A3. Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento avanzado

Entiéndase como aquellas aguas destinadas al abastecimiento de agua para consumo humano, sometidas a un tratamiento convencional que incluye procesos físicos y químicos avanzados como precloración, micro filtración, ultra filtración, nanofiltración, carbón activado, ósmosis inversa o procesos equivalentes establecidos por el sector competente.

b) Subcategoría B: Aguas superficiales destinadas para recreación

Entiéndase como aquellas aguas destinadas al uso recreativo que se ubican en zonas marino costeras o continentales. La amplitud de las zonas marino costeras es variable y comprende la franja del mar entre el límite de la tierra hasta los 500 m de la línea paralela de baja marea. La amplitud de las zonas continentales es definida por la autoridad competente:

Tabla N° 1: Estándar de calidad de Amoniaco Total en función de pH y temperatura para la protección de la vida acuática en agua dulce (mg/L de NH₃)

Temperatura (°C)	pH							
	6	6,5	7,0	7,5	8,0	8,5	9,0	10,0
0	231	73,0	23,1	7,32	2,33	0,749	0,250	0,042
5	153	48,3	15,3	4,84	1,54	0,502	0,172	0,034
10	102	32,4	10,3	3,26	1,04	0,343	0,121	0,029
15	69,7	22,0	6,98	2,22	0,715	0,239	0,089	0,026
20	48,0	15,2	4,82	1,54	0,499	0,171	0,067	0,024
25	33,5	10,6	3,37	1,08	0,354	0,125	0,053	0,022
30	23,7	7,50	2,39	0,767	0,256	0,094	0,043	0,021

Nota:

(*)El estándar de calidad de Amoniaco total en función de pH y temperatura para la protección de la vida acuática en agua dulce, presentan una tabla de valores para rangos de pH de 6 a 10 y Temperatura de 0 a 30°C. Para comparar la temperatura y pH de las muestras de agua superficial, se deben tomar la temperatura y pH próximo superior al valor obtenido en campo, ya que la condición más extrema se da a mayor temperatura y pH. En tal sentido, no es necesario establecer rangos.

(**)En caso las técnicas analíticas determinen la concentración en unidades de Amoniaco-N (NH₃-N), multiplicar el resultado por el factor 1,22 para expresarlo en las unidades de Amoniaco (NH₃).

Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales

Parámetros	Unidad de medida	D1: Riego de vegetales		D2: Bebida de animales
		Agua para riego no restringido (c)	Agua para riego restringido	Bebida de animales
FÍSICOS- QUÍMICOS				
Aceites y Grasas	mg/L	5		10
Bicarbonatos	mg/L	518		**
Cianuro Wad	mg/L	0,1		0,1
Cloruros	mg/L	500		**
Color (b)	Color verdadero Escala Pt/Co	100 (a)		100 (a)
Conductividad	(µS/cm)	2 500		5 000
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mg/L	15		15
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	40		40
Detergentes (SAAM)	mg/L	0,2		0,5
Fenoles	mg/L	0,002		0,01
Fluoruros	mg/L	1		**
Nitratos (NO ₃ -N) + Nitritos (NO ₂ -N)	mg/L	100		100
Nitritos (NO ₂ -N)	mg/L	10		10
Oxígeno Disuelto (valor mínimo)	mg/L	≥ 4		≥ 5
Potencial de Hidrógeno (pH)	Unidad de pH	6,5 – 8,5		6,5 – 8,4
Sulfatos	mg/L	1 000		1 000
Temperatura	°C	Δ 3		Δ 3
INORGÁNICOS				
Aluminio	mg/L	5		5

Parámetros	Unidad de medida	D1: Riego de vegetales		D2: Bebida de animales
		Agua para riego no restringido (c)	Agua para riego restringido	Bebida de animales
Arsénico	mg/L	0,1		0,2
Bario	mg/L	0,7		**
Berilio	mg/L	0,1		0,1
Boro	mg/L	1		5
Cadmio	mg/L	0,01		0,05
Cobre	mg/L	0,2		0,5
Cobalto	mg/L	0,05		1
Cromo Total	mg/L	0,1		1
Hierro	mg/L	5		**
Litio	mg/L	2,5		2,5
Magnesio	mg/L	**		250
Manganeso	mg/L	0,2		0,2
Mercurio	mg/L	0,001		0,01
Niquel	mg/L	0,2		1
Plomo	mg/L	0,05		0,05
Selenio	mg/L	0,02		0,05
Zinc	mg/L	2		24
ORGÁNICO				
Bifenilos Policlorados				
Bifenilos Policlorados (PCB)	µg/L	0,04		0,045
PLAGUICIDAS				
Paratión	µg/L	35		35
Organoclorados				
Aldrin	µg/L	0,004		0,7
Clordano	µg/L	0,006		7
Dicloro Difencil Tricloroetano (DDT)	µg/L	0,001		30
Dieldrin	µg/L	0,5		0,5
Endosulfán	µg/L	0,01		0,01
Endrin	µg/L	0,004		0,2
Heptacloro y Heptacloro Epóxido	µg/L	0,01		0,03
Lindano	µg/L	4		4
Carbamato				
Aldicarb	µg/L	1		11
MICROBIOLÓGICOS Y PARASITOLÓGICO				
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 ml	1 000	2 000	1 000
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100 ml	1 000	**	**
Huevos de Helminfos	Huevo/L	1	1	**

(a): Para aguas claras. Sin cambio anormal (para aguas que presentan coloración natural).

(b): Después de filtración simple.

(c): Para el riego de parques públicos, campos deportivos, áreas verdes y plantas ornamentales, sólo aplican los parámetros microbiológicos y parasitológicos del tipo de riego no restringido.

Δ 3: significa variación de 3 grados Celsius respecto al promedio mensual multianual del área evaluada.

Nota 4:

- El símbolo ** dentro de la tabla significa que el parámetro no aplica para esta Subcategoría.

- Los valores de los parámetros se encuentran en concentraciones totales, salvo que se indique lo contrario.

Anexo 3. Certificado de operatividad del plasma microondas 4210 MP-AES

EQUANTI

Equipos Analíticos y Tecnología de Información S.A.C.

CERTIFICADO DE OPERATIVIDAD

Declaración del resultado obtenido en la Verificación Operacional del Sistema Espectrómetro de Emisión Atómica por Plasma Microondas.

- La Verificación Operacional del sistema, Espectrómetro de Emisión Atómica por Plasma Microondas ha sido evaluado de acuerdo con los requerimientos de Agilent Technologies.
- La Verificación operacional fue superada satisfactoriamente.

EQUIPO	MARCA	MODELO	SERIE
Espectrómetro de Emisión Atómica por Plasma Microondas	Agilent Technologies	4210	MY20339003
Generador de Nitrógeno	PEAK	Halo	720111431
PC	DELL	Optiplex 7080	BF8H673
Monitor	DELL		JRZ3Q63

Ubicación : Facultad de Ingeniería de Minas
Compañía : UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO
Responsable del Servicio : Carlos Quispe
Fecha : 8 de febrero de 2021
Nombre y firma del usuario : Yessenia Velasquez
Firma del responsable del servicio :

EQUANTI

CARLOS QUISPE RÍOS
FIELD SERVICE SPECIALIST

M.Sc. Fidel Huisa Mamani
JEFE DE LABORATORIO DE MONITOREO
EVALUACIÓN AMBIENTAL DE LA FAN UNAP

Anexo 4. Certificado de calibración del plasma 4210 MP-AES



INACAL
Instituto Nacional
de Calidad
Metrología

Certificado de Calibración

LAC - 031 - 2016

Laboratorio de Acústica

Página 1 de 9

Expediente	87174	<p>Este certificado de calibración documenta la trazabilidad a los patrones nacionales, que realizan las unidades de medida de acuerdo con el Sistema Internacional de Unidades (SI)</p> <p>La Dirección de Metrología custodia, conserva y mantiene los patrones nacionales de las unidades de medida, calibra patrones secundarios, realiza mediciones y certificaciones metroológicas a solicitud de los interesados, promueve el desarrollo de la metrología en el país y contribuye a la difusión del Sistema Legal de Unidades de Medida del Perú. (SLUMP).</p> <p>La Dirección de Metrología es miembro del Sistema Interamericano de Metrología (SIM) y participa activamente en las Intercomparaciones que éste realiza en la región.</p> <p>Con el fin de asegurar la calidad de sus mediciones el usuario está obligado a recalibrar sus instrumentos a intervalos apropiados.</p>
Solicitante	AWS CONSULTING S.A.C.	
Dirección	Ca. Cnel. Bruno Morales Bermúdez N° 241 - Urb. Las Gardenias - Santiago de Surco	
Instrumento de Medición	Sonómetro	
Marca	CASELLA	
Modelo	CEL-6X0	
Procedencia	UK	
Resolución	0,1 dB	
Clase	1	
Número de Serie	0401979	
Micrófono	NO INDICA	
Serie del Micrófono	1808	
Fecha de Calibración	2016-03-22 al 2016-03-23	

Este certificado de calibración sólo puede ser difundido completamente y sin modificaciones. Los extractos o modificaciones requieren la autorización de la Dirección de Metrología del INACAL. Certificados sin firma y sello carecen de validez.

Fecha	Responsable del Área de Electricidad y Termometría	Responsable del laboratorio
 2016-03-23	 EDWIN FRANCISCO GUILLEN MESTAS	 HENRY DÍAZ CHOCANTE

Instituto Nacional de Calidad - INACAL
Dirección de Metrología
Calle Las Camelias N° 815, San Isidro, Lima - Perú
Telf.: (01) 640-8820 Anexo 1501
Email: metrologia@inacal.gob.pe
Web: www.inacal.gob.pe

Anexo 5. Constancia del nombre en latín de la totora



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERIA AGRONOMICA
LABORATORIO DE TAXONOMIA VEGETAL



CONSTANCIA

El que suscribe Jefe del Laboratorio de Taxonomía Vegetal de la Facultad de Ciencias Agrarias de la U.N.A. Puno hace constar que actualmente el Laboratorio de Taxonomía-FCA viene trabajando según el Sistema de clasificación del Grupo Filogenético de la Angiospermas (APG III), la especie es *Schoenoplectum californicus* (C.A. Mey.) Sojak "totora". Tiene la siguiente categoría taxonómica:

Reino : Plantae
División : Traqueofitas
Sub división : Espermatofitas
Clase : Angiospermas
Sub clase : Monocotiledoneas
Orden : Poales
Familia : Cyperaceae
Genero : Schoenoplectum
Especie : *Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey.) Sojak
Nombre común: totora



Se expide la constancia de identificación botánica, a solicitud de la interesada, Srta. Mishell Julisa Mamani Flores tesista de la escuela de posgrado de la UNAP.

Para los fines que crea conveniente.

Puno C.U. 26 de diciembre de 2023

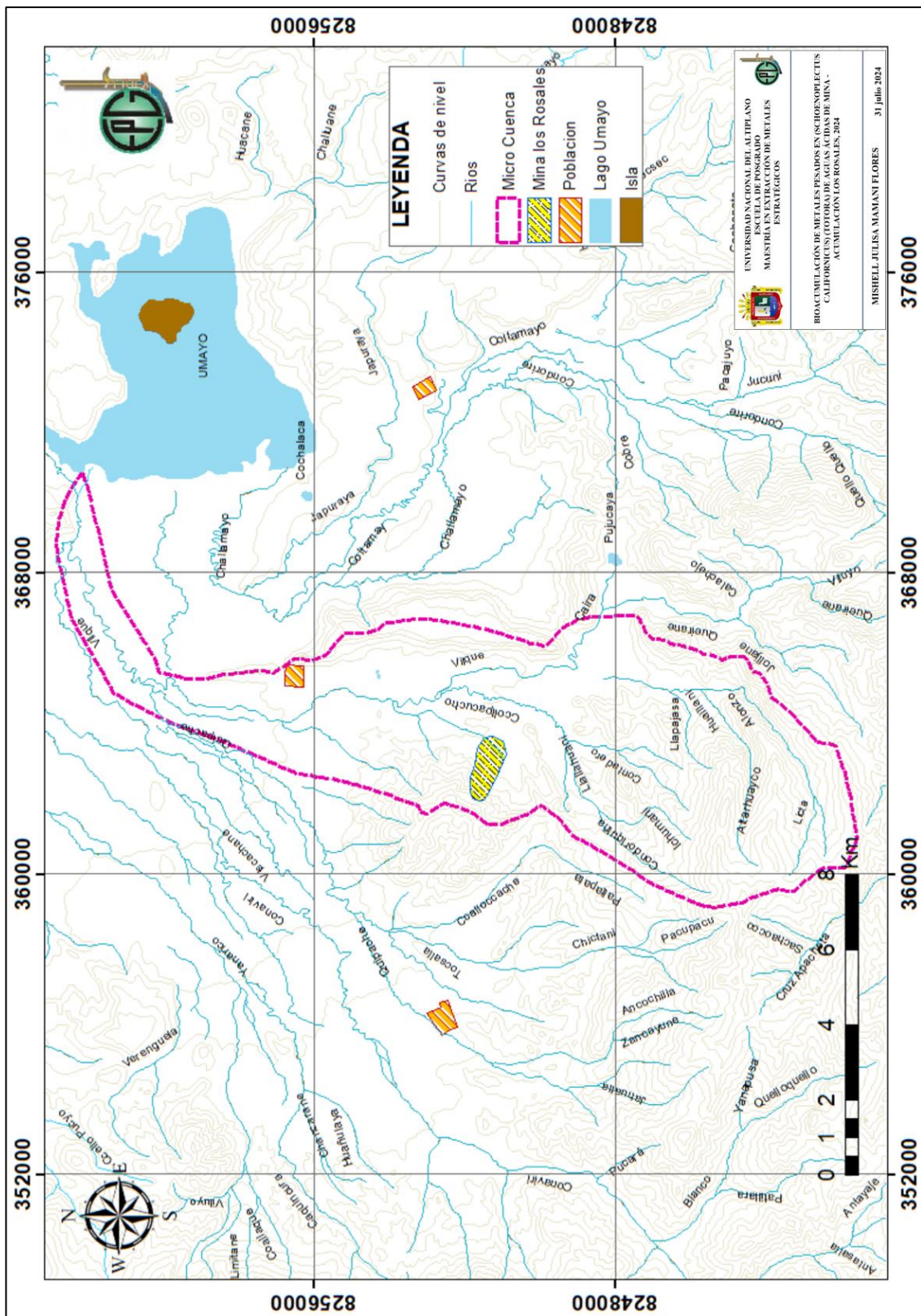
Ing. Edwin G. Cañazaca Choquehuanca
CIP 101346



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO
FAC. CIENCIAS AGRARIAS

D. Sr. Javier Mamani Paredes
DECANO

Anexo 6. Mapa de ubicación de la microcuenca de Umayo



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO
ESCUELA DE INGENIERIA
MAESTRIA EN EXTRACCION DE METALES
ESTRATEGICOS

BIOACUMULACION DE METALES PESADOS EN SICTERNOFLECTUS CALIFORNICUS (GORDON) DE AGUAS ACIDAS DE MINA -
ACUMULACION LOS ROSALES, 2024

MISHELL JULISA MAMANI FLORES
31 Julio, 2024

Anexo 7. Panel fotográfico



Panel Fotográfico	Noviembre 2023	Mina Candelaria
Visita a la Mina Candelaria junto con el equipo del Laboratorio Monitoreo y Evaluación Ambiental de la Facultad de Ingeniería de Minas UNAP		



Panel Fotográfico	Noviembre 2023	Mina Candelaria
Visita de Mina Candelaria tomando los parámetros fisicoquímicos con el equipo Hanna desde el tanque de la Mina		



Panel Fotográfico	Noviembre 2023	Mina Candelaria
Visita a la Mina Candelaria de cada una de las Pozas de Decantación tomando cada parámetro fisicoquímico.		



Panel Fotográfico	Noviembre 2023	Mina Candelaria
Toma de muestra de agua del Bocamina de la Mina Candelaria junto con el equipo del Laboratorio de la Facultad de Minas y en compañía del personal de Mina.		



Panel Fotográfico	Noviembre 2023	Mina Candelaria
Toma de muestras de parámetros fisicoquímico junto con el equipo de Hanna y en compañía del personal de laboratorio de Monitoreo y Evaluación Ambiental.		



Panel Fotográfico	Noviembre 2023	Mina Candelaria
Visita a la Mina de Candelaria para llevar las muestras en los tanques de color azul al Laboratorio de Monitoreo y Evaluación Ambiental.		



Panel Fotográfico	Diciembre 2023	Comunidad Titilaka
Recojo de la totora para la absorción de los metales pesados del agua de Mina de Candelaria lo Rosales		



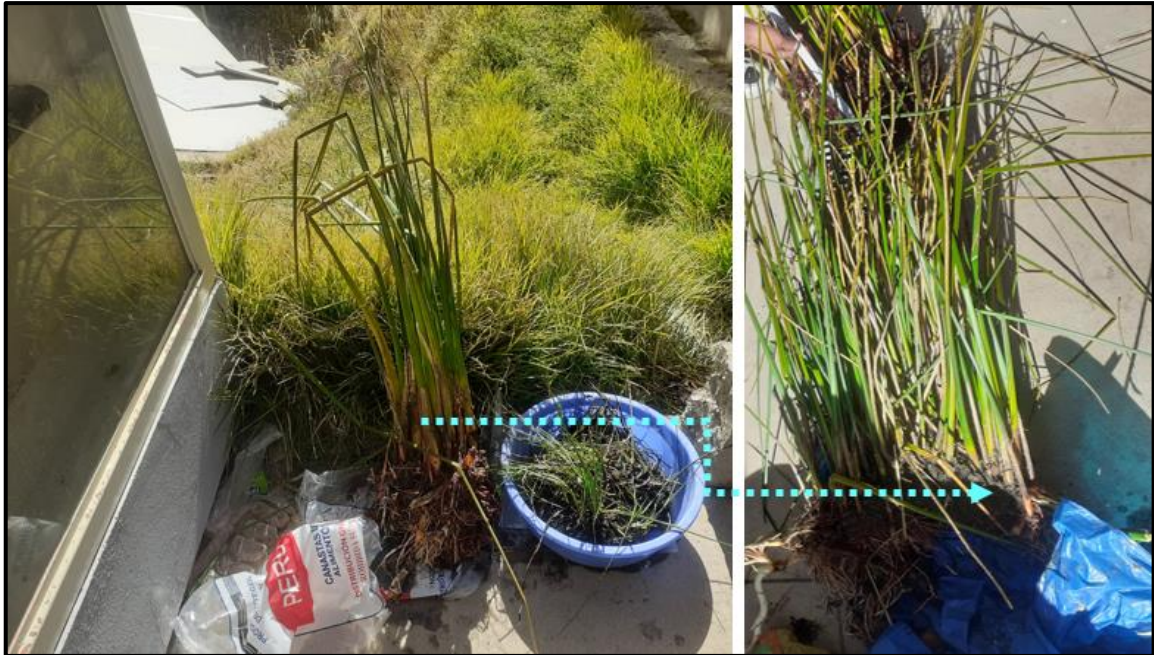
Panel Fotográfico	Diciembre 2023	Comunidad Titilaka
Recojo de la muestra de totora desde la raíz para realizar los experimentos en el laboratorio de Monitoreo y Evaluación Ambiental FIM		



Panel Fotográfico	Diciembre 2023	Comunidad Titilaka
Recojo de la totora para realizar la experimentación de la acumulación de los metales pesados del agua de la mina los Rosales.		



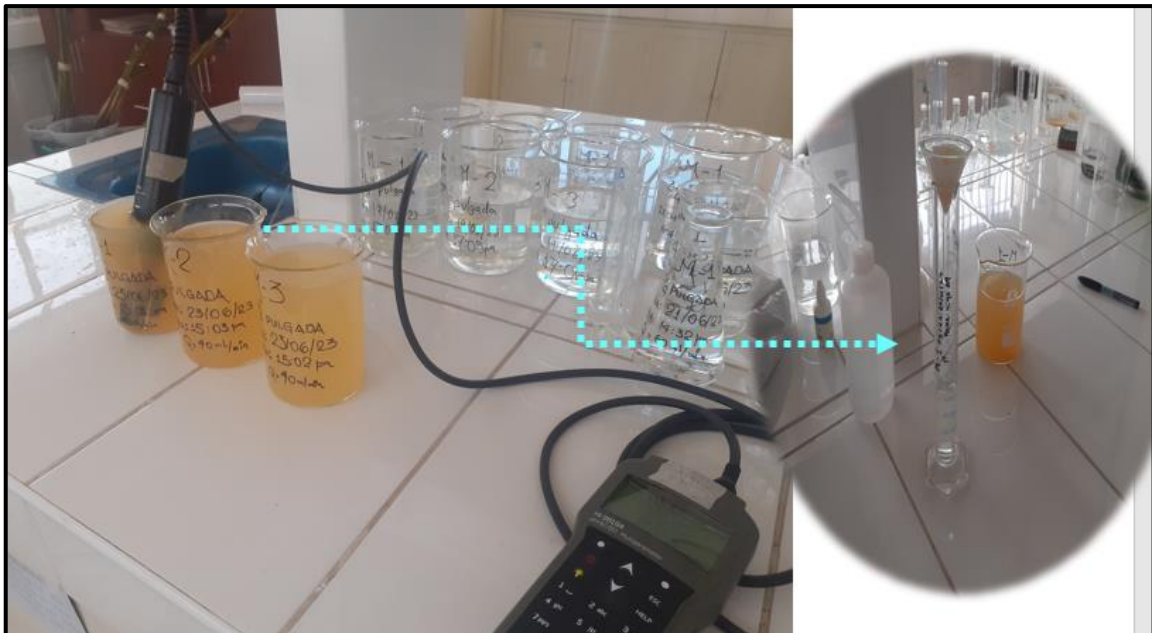
Panel Fotográfico	Diciembre 2023	LAB MINAS
Se colocó las muestras de agua de mina en cada uno de los envases para ver la acumulación de los metales pesados en cada una de las partes de la totora.		



Panel Fotográfico	Febrero 2024	LAB MINAS
Se realizó la separación de la totora lavándolo para luego realizar la acumulación de metales pesados en la totora.		



Panel Fotográfico	Febrero 2024	LAB MINAS
Se colocó en cada uno los baldes de agua de mina de los Rosales junto con la totora para realización de la acumulación de los pesados.		



Panel Fotográfico	Febrero 2024	LAB MINAS
Se tomo los parámetros fisicoquímicos del agua de Mina para luego realizar los metales pesados filtrando cada muestra.		



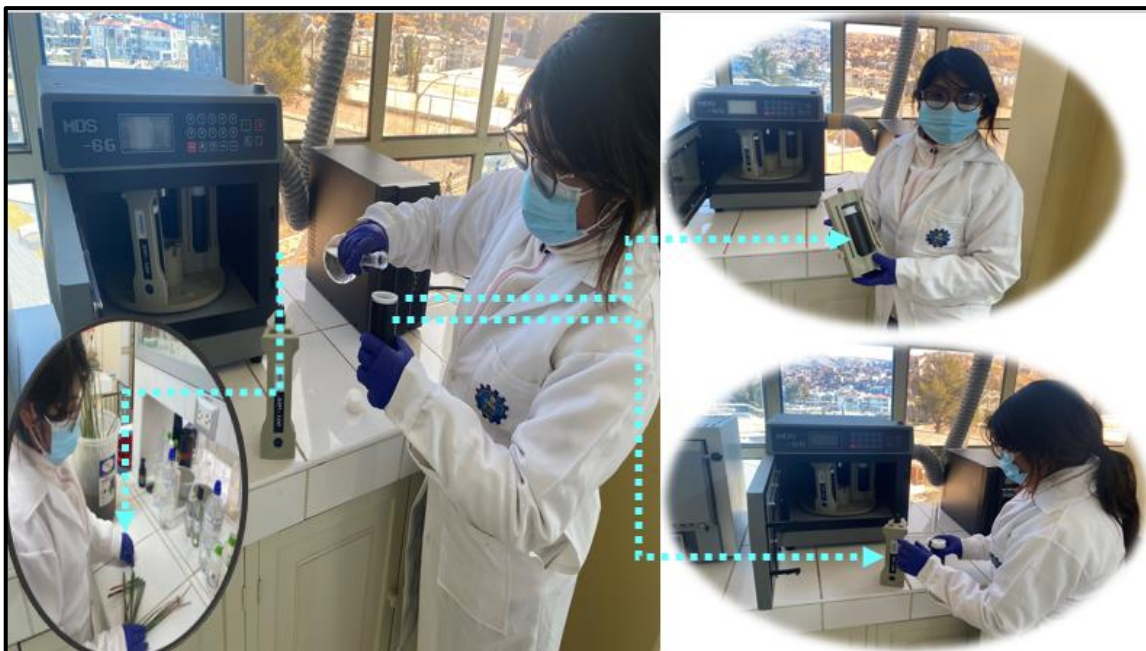
Panel Fotográfico	Febrero 2024	LAB MINAS
Se tomo los parámetros fisicoquímicos de cada uno de los baldes con totora para ver las variaciones de cada uno de ellos.		



Panel Fotográfico	Febrero 2024	LAB MINAS
Se tomo cada uno de los parámetros registrándole en la cadena de custodia luego se congelo la muestra de la totora para luego llevarla a la liofilización.		



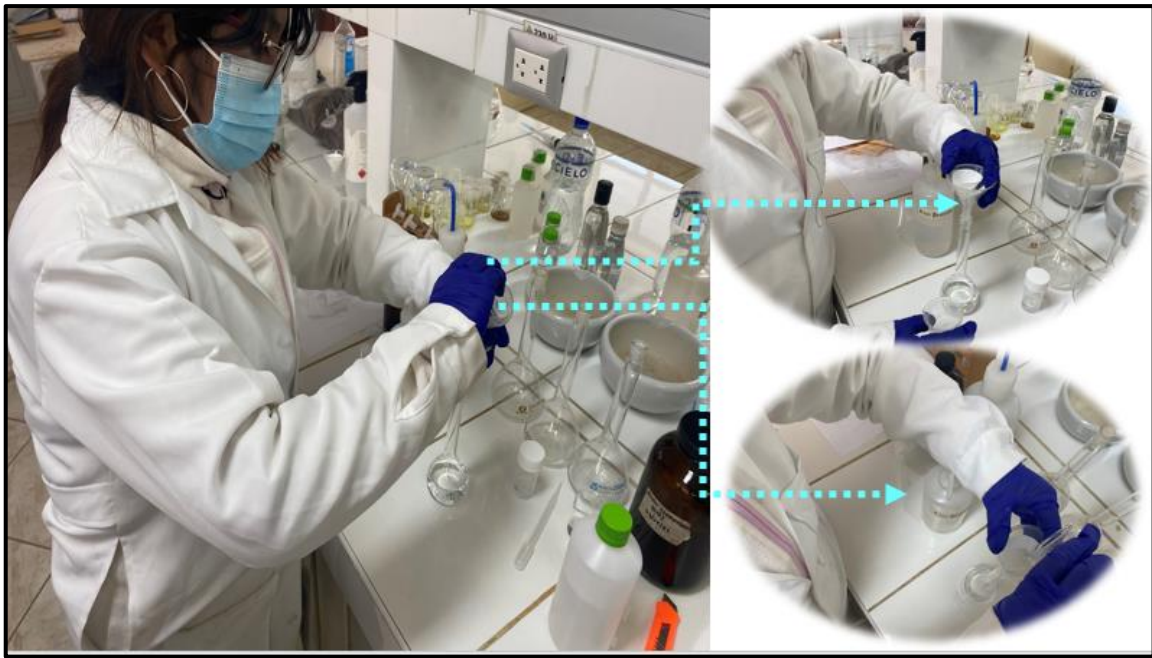
Panel Fotográfico	Febrero 2024	LAB MINAS
Se realizó la liofilización de la totora para luego digester sacándole toda la humedad al vacío para luego llevarla la trituradora y pulverizar separando la raíz, tallo de la totora.		



Panel Fotográfico	Febrero 2024	LAB MINAS
Se digesto la totora en partes raíz, tallo para luego llevarla para ver la acumulación de los metales pesados.		



Panel Fotográfico	Febrero 2024	LAB MINAS
Se realizó la curva de calibración para llevarla la lectura de los metales pesados para cada uno de los patrones.		



Panel Fotográfico	Febrero 2024	LAB MINAS
Se filtró las muestras cada uno de los para ver la lectura del agua de mina junto a las raíz y tallo.		



Panel Fotográfico	Febrero 2023	LAB MINAS
Realización la curva de calibración y el filtrado de las muestras de agua de mina para luego realizar los análisis.		



Panel Fotográfico	Febrero 2024	LAB MINAS
Se realizó la curva de calibración para cada metal pesados con los patrones en tres concentraciones de 2.5 ppm, 5 ppm, 10 ppm		



Panel Fotográfico	Febrero 2024	LAB MINAS
Análisis de metales pesados (As, Hg, Fe, Pb, Cd, Zn, Cu) por Espectrofotómetro de Emisión Atómica por Plasma Microondas 4210 MP-AES		



DECLARACIÓN JURADA DE AUTENTICIDAD DE TESIS

Por el presente documento, Yo **MISHELL JULISA MAMANI FLORES** identificado(a) con N° DNI: **74209145** en mi condición de egresado(a) de la:

MAESTRÍA EN EXTRACCIÓN DE METALES ESTRATÉGICOS

con código de matrícula N° 224950, informo que he elaborado la tesis denominada:

“BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN SCHOENOPLECTUS CALIFORNICUS DE AGUAS ÁCIDAS DE MINA - ACUMULACIÓN LOS ROSALES, 2024”.

Es un tema original.

Declaro que el presente trabajo de tesis es elaborado por mi persona y no existe plagio/copia de ninguna naturaleza, en especial de otro documento de investigación (tesis, revista, texto, congreso, o similar) presentado por persona natural o jurídica alguna ante instituciones académicas, profesionales, de investigación o similares, en el país o en el extranjero.

Dejo constancia que las citas de otros autores han sido debidamente identificadas en el trabajo de investigación, por lo que no asumiré como tuyas las opiniones vertidas por terceros, ya sea de fuentes encontradas en medios escritos, digitales o Internet.

Asimismo, ratifico que soy plenamente consciente de todo el contenido de la tesis y asumo la responsabilidad de cualquier error u omisión en el documento, así como de las connotaciones éticas y legales involucradas.

En caso de incumplimiento de esta declaración, me someto a las disposiciones legales vigentes y a las sanciones correspondientes de igual forma me someto a las sanciones establecidas en las Directivas y otras normas internas, así como las que me alcancen del Código Civil y Normas Legales conexas por el incumplimiento del presente compromiso

Puno, 18 de Octubre del 2024.



FIRMA (Obligatorio)

Huella



Universidad Nacional del
Altiplano Puno



Vicerrectorado de
Investigación



Repositorio
Institucional

AUTORIZACIÓN PARA EL DEPÓSITO DE TESIS O TRABAJO DE INVESTIGACIÓN EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL

Por el presente documento, Yo **MISHELL JULISA MAMANI FLORES** identificado(a) con N° DNI: **74209145**, en mi condición de egresado(a) del **Programa de Maestría o Doctorado: MAESTRÍA EN EXTRACCIÓN DE METALES ESTRATÉGICOS**, informo que he elaborado la tesis denominada:

“BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN SCHOENOPLECTUS CALIFORNICUS DE AGUAS ÁCIDAS DE MINA - ACUMULACIÓN LOS ROSALES, 2024”.

para la obtención de **Grado.**

Por medio del presente documento, afirmo y garantizo ser el legítimo, único y exclusivo titular de todos los derechos de propiedad intelectual sobre los documentos arriba mencionados, las obras, los contenidos, los productos y/o las creaciones en general (en adelante, los “Contenidos”) que serán incluidos en el repositorio institucional de la Universidad Nacional del Altiplano de Puno.

También, doy seguridad de que los contenidos entregados se encuentran libres de toda contraseña, restricción o medida tecnológica de protección, con la finalidad de permitir que se puedan leer, descargar, reproducir, distribuir, imprimir, buscar y enlazar los textos completos, sin limitación alguna.

Autorizo a la Universidad Nacional del Altiplano de Puno a publicar los Contenidos en el Repositorio Institucional y, en consecuencia, en el Repositorio Nacional Digital de Ciencia, Tecnología e Innovación de Acceso Abierto, sobre la base de lo establecido en la Ley N° 30035, sus normas reglamentarias, modificatorias, sustitutorias y conexas, y de acuerdo con las políticas de acceso abierto que la Universidad aplique en relación con sus Repositorios Institucionales. Autorizo expresamente toda consulta y uso de los Contenidos, por parte de cualquier persona, por el tiempo de duración de los derechos patrimoniales de autor y derechos conexos, a título gratuito y a nivel mundial.

En consecuencia, la Universidad tendrá la posibilidad de divulgar y difundir los Contenidos, de manera total o parcial, sin limitación alguna y sin derecho a pago de contraprestación, remuneración ni regalía alguna a favor mío; en los medios, canales y plataformas que la Universidad y/o el Estado de la República del Perú determinen, a nivel mundial, sin restricción geográfica alguna y de manera indefinida, pudiendo crear y/o extraer los metadatos sobre los Contenidos, e incluir los Contenidos en los índices y buscadores que estimen necesarios para promover su difusión.

Autorizo que los Contenidos sean puestos a disposición del público a través de la siguiente licencia:

Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional. Para ver una copia de esta licencia, visita: <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

En señal de conformidad, suscribo el presente documento.

Puno, 18 de Octubre del 2024.



FIRMA (Obligatorio)



Huella