

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CAJAMARCA

FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS

Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental



TESIS

**REMOCIÓN DE METALES PESADOS POR ELECTRÓLISIS SEGÚN TIEMPO DE
EXPOSICIÓN DE MUESTRAS OBTENIDAS DEL EFLUENTE DE LA MINERA
ARTESANAL ALGAMARCA**

**PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:
INGENIERO AMBIENTAL**

PRESENTADO POR LA BACHILLER:

GLORIA ANTOANE, DÍAZ DÍAZ

ASESOR

ING. M.Cs. GIOVANA ERNESTINA, CHÁVEZ HORNA

CAJAMARCA – PERÚ

2026

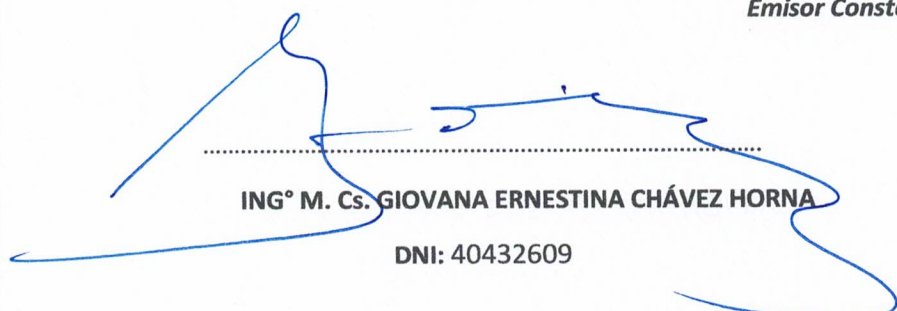


CONSTANCIA DE INFORME DE ORIGINALIDAD

1. Investigador:
GLORIA ANTOANE DÍAZ DÍAZ
DNI N° 73123966
Escuela Profesional/Unidad UNC:
DE INGENIERÍA AMBIENTAL
2. Asesor:
ING° M. Cs. GIOVANA ERNESTINA CHÁVEZ HORNA
Facultad/Unidad UNC:
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
3. Grado Académico o título profesional:
☐ Bachiller ☒ Título profesional ☐ Segunda especialidad
☐ Maestro ☐ Doctor
4. Tipo de investigación:
☒ Tesis ☐ Trabajo de investigación ☐ Trabajo de suficiencia profesional
☐ Trabajo académico
5. Título del trabajo de investigación:
"REMOCIÓN DE METALES PESADOS POR ELECTRÓLISIS SEGÚN TIEMPO DE EXPOSICIÓN DE MUESTRAS OBTENIDAS DEL EFLUENTE DE LA MINERA ARTESANAL ALGAMARCA"
6. Fecha de evaluación: 18/08/2025
7. Software antiplagio: ☒ TURNITIN ☐ URKUND (ORIGINAL) (*)
8. Porcentaje de Informe de Similitud: 4%
9. Código documento:
10. Resultado de la evaluación de Similitud:
☒ APROBADO ☐ PARA LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES O DESAPROBADO

Fecha de Emisión: 02/03/2026

*Firma y/o Sello
Emisor Constancia*


.....
ING° M. Cs. GIOVANA ERNESTINA CHÁVEZ HORNA
DNI: 40432609

*En caso se realizó la evaluación hasta setiembre de 2023



UNIVERSIDAD NACIONAL DE CAJAMARCA
"NORTE DE LA UNIVERSIDAD PERUANA"
Fundada por Ley N° 14015, del 13 de febrero de 1962
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
Secretaría Académica

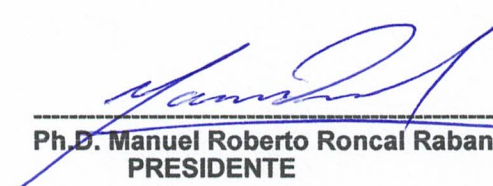


ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

En la ciudad de Celendín, a los veintisiete días del mes de febrero del año dos mil veintiséis, se reunieron en el **aula 102** de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental - Sede Celendín, los miembros del Jurado, designados según **Resolución de Consejo de Facultad N° 054-2026-FCA-UNC, de fecha 12 de enero del 2026**, con la finalidad de evaluar la sustentación de la **TESIS** titulada: **"REMOCIÓN DE METALES PESADOS POR ELECTRÓLISIS SEGÚN TIEMPO DE EXPOSICIÓN DE MUESTRAS OBTENIDAS DEL EFLUENTE DE LA MINERA ARTESANAL ALGAMARCA"**, realizada por la Bachiller **GLORIA ANTOANE DÍAZ DÍAZ** para optar por el Título Profesional de **INGENIERO AMBIENTAL**.

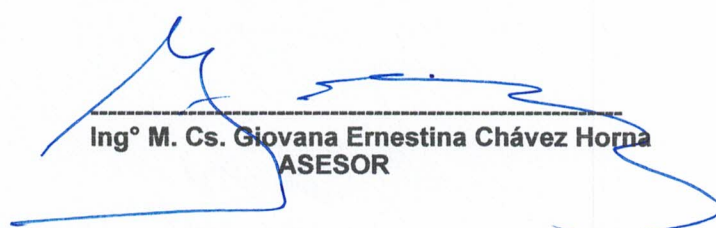
A las **DIEZ** horas con **VEINTE** minutos, de acuerdo a lo establecido en el **Reglamento Interno para la Obtención de Título Profesional de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Cajamarca**, el presidente del Jurado dio por iniciado el Acto de Sustentación, luego de concluida la exposición, los miembros del Jurado procedieron a la formulación de preguntas y posterior deliberación. Acto seguido, el presidente del Jurado anunció la **APROBACIÓN** por **UNANIMIDAD** con calificativo de **QUINCE (15)** por tanto, el Bachiller queda expedido para proceder con los trámites que conlleven a la obtención del Título Profesional de **INGENIERO AMBIENTAL**.

A las **ONCE** horas y **CERO** minutos del mismo día, el presidente del Jurado dio por concluido el Acto de Sustentación.


Ph.D. Manuel Roberto Roncal Rabanal
PRESIDENTE


Ing° M. Cs. Edgar Darwin Díaz Mori
SECRETARIO


Ing. M. Cs. Adolfo Máximo López Aylas
VOCAL


Ing° M. Cs. Giovana Ernestina Chávez Horna
ASESOR

COPYRIGHT © 2026 by
GLORIA ANTOANE DÍAZ DÍAZ
Todos los derechos reservados

DEDICATORIA

A Ediza, por supuesto, mi madre.

Porque con su amor, paciencia y confianza transformó mis tropiezos en aprendizajes y
miedos en valentía.

El verdadero tesoro de vida es tenerla a ella.

AGRADECIMIENTOS

Expreso mi más sincero agradecimiento a mi asesora la ingeniera Giovana Chávez, por su paciencia, compromiso y dedicación, sus acertadas observaciones y la claridad de sus indicaciones fueron fundamentales para guiarme en cada etapa de este proceso.

A usted, estimada asesora, mi gratitud más sincera y reconocimiento eterno.

CONTENIDO

DEDICATORIA	II
AGRADECIMIENTOS	III
RESUMEN	VIII
ABSTRAC	IX
CAPÍTULO I INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO II REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	3
2.1. Antecedentes de la Investigación	3
2.2. Bases Teóricas.....	7
2.2.1. Minería artesanal y su impacto ambiental.....	7
2.2.1.1. Minería a pequeña escala y minería artesanal.....	7
2.2.1.2. Impacto de la minería en el agua	8
2.2.2. Metales pesados	10
2.2.3. Contaminación de agua por metales pesados	11
2.2.3.1. Efluente minero como fuente de contaminación por metales pesados	13
2.2.3.2. Procesos químicos fundamentales en la generación del drenaje ácido de mina (DAM).....	14
2.2.4. Electrólisis como técnica de tratamiento de aguas residuales contaminadas con metales pesados	17
2.2.4.1. Tiempo de retención	20
2.2.5. Mecanismos fisicoquímicos en la remoción de metales por electrólisis.....	21
2.2.5.1. Reacciones redox	21
2.2.5.2. Precipitación de Hidróxidos Metálicos	22
2.2.5.3. Adsorción.....	22
2.2.5.4. Floculación.....	22
2.2.5.5. Precipitación Final	23
2.2.5.6. Otros factores que influyen en la eficiencia de la electrólisis.....	23

2.3. Definición de Términos Básicos	24
CAPÍTULO III MATERIALES Y MÉTODOS	26
3.1. Ubicación de la Investigación	26
3.1.1. Ubicación de Zona de Estudio	26
3.1.2. Ubicación del Experimento	29
3.2. Materiales	29
3.3. Metodología.....	30
3.3.1. Diseño experimental y arreglo de los tratamientos	30
3.3.2. Procedimiento	32
3.3.3. Evaluaciones realizadas.....	39
CAPÍTULO IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN	41
4.1. Porcentaje de remoción por electrolisis según tiempo de exposición	41
4.2. Concentración de metales pesados antes y después del tratamiento por electrolisis ...	45
4.2.1. Análisis estadístico del efecto del tiempo de tratamiento en la remoción de metales	49
4.3. Análisis individual de remoción y comparación con los Límites Máximos Permisibles (LMP).....	55
4.4. Evaluación de variables externas	62
4.4.1. Monitoreo de Temperatura	62
4.4.2. Monitoreo de potencial de Hidrógeno pH	63
4.4.3. Monitoreo de conductividad eléctrica.....	65
CAPÍTULO V CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	66
5.1. Conclusiones	66
5.2. Recomendaciones.....	67
CAPÍTULO VI REFERENCIAS.....	68
CAPÍTULO VII ANEXOS	77

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 <i>Niveles y tratamientos del estudio</i>	31
Tabla 2 <i>Condiciones de operación del reactor de electrólisis</i>	35
Tabla 3 <i>Parámetro analizado y metodología empleada</i>	39
Tabla 4 <i>Remoción promedio de metales pesados a diferentes tiempos de tratamiento</i>	41
Tabla 5 <i>Concentración promedio de metales pesados a diferentes tiempos de tratamiento</i> .	46
Tabla 6 <i>Análisis normalidad de Shapiro-Wilk</i>	49
Tabla 7 <i>Análisis de homogeneidad de varianzas</i>	50
Tabla 8 <i>Análisis ANOVA del porcentaje de remoción de metales pesados</i>	51
Tabla 9 <i>Análisis ANOVA de Welch del porcentaje de remoción de metales pesados</i>	52
Tabla 10 <i>Análisis HDS Tukey comparaciones múltiples</i>	53
Tabla 11 <i>Análisis Games-Howell comparaciones múltiples</i>	54
Tabla 12 <i>Límites Máximos Permisibles (LMP) para la descarga de efluentes líquidos de actividades minero-metalúrgicas</i>	55

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 <i>Proceso de electrólisis</i>	18
Figura 2 <i>Diagrama de electrólisis</i>	20
Figura 3 <i>Ubicación de la zona de estudio</i>	27
Figura 4 <i>Ubicación del punto de muestreo</i>	28
Figura 5 <i>Ubicación del montaje del experimento</i>	29
Figura 6 <i>Croquis del experimento</i>	31
Figura 7 <i>Sistema utilizado para electrólisis</i>	32
Figura 8 <i>Rectificador de energía</i>	33
Figura 9 <i>Materiales y herramientas usadas en el ensamblaje de electrodos</i>	33
Figura 10 <i>Configuración monopolar del reactor</i>	34
Figura 11 <i>Diferencias de montaje de placas en configuración monopolar y bipolar</i>	34
Figura 12 <i>Reactor y electrodo de acero</i>	36
Figura 13 <i>Recolección de la muestra - Bocatoma</i>	37
Figura 14 <i>Codificación de muestras</i>	38
Figura 15 <i>Muestras codificadas</i>	38
Figura 16 <i>Remoción promedio de metales pesados a diferentes tiempos de tratamiento</i>	42
Figura 17 <i>Concentración de metales pesados por tratamiento y repetición vs LMP</i>	57
Figura 18 <i>Concentración de cadmio por tratamiento y repetición.</i>	57
Figura 19 <i>Concentración de cobre por tratamiento y repetición</i>	58
Figura 20 <i>Concentración de cromo por tratamiento y repetición.</i>	58
Figura 21 <i>Concentración de hierro por tratamiento y repetición.</i>	59
Figura 22 <i>Concentración de plomo por tratamiento y repetición.</i>	60
Figura 23 <i>Concentración de zinc por tratamiento y repetición</i>	60
Figura 24 <i>Temperatura a diferentes tiempos de tratamiento</i>	62
Figura 25 <i>pH a diferentes tiempos de tratamiento</i>	63
Figura 26 <i>Conductividad eléctrica a diferentes tiempos de tratamiento</i>	65
Figura 27 <i>Anexo 1</i>	77
Figura 28 <i>Anexo 2</i>	78
Figura 29 <i>Anexo 3</i>	79
Figura 30 <i>Anexo 4</i>	80

RESUMEN

Con el propósito de evaluar la eficiencia de la electrólisis en la remoción de metales pesados presentes en efluentes de la minera artesanal Algamarca (Cajabamba, Cajamarca) y analizar su potencial como alternativa de tratamiento frente a la problemática ambiental asociada a la actividad minero-metalúrgica artesanal en la región, se determinó la remoción en función del tiempo de tratamiento (20, 40 y 60 minutos), considerando tres repeticiones por tratamiento. Se utilizaron electrodos de acero inoxidable (10×14 cm) en un reactor de vidrio circular de 19 cm de diámetro y 3.2 L de capacidad, y se midieron las concentraciones iniciales y finales de los metales. Los análisis estadísticos (ANOVA, prueba de Welch, Tukey y Games-Howell) evidenciaron diferencias significativas en la remoción según el tiempo ($p < 0.05$), con mejoras notables en la mayoría de los metales. El níquel (82.36%), titanio (74.12%) y estaño (72.30%) presentaron las mayores eficiencias, mientras que el cerio, vanadio y antimonio registraron las menores (57.22%, 59.40% y 60.46%, respectivamente), variaciones atribuibles a sus propiedades químicas y concentraciones iniciales. Finalmente, el tratamiento permitió reducciones importantes en la concentración de metales; no obstante, en la mayoría de los casos, las concentraciones finales aún exceden los Límites Máximos Permisibles (LMP) para efluentes líquidos de actividades minero-metalúrgicas, con excepción del cromo (0.03 mg/L a los 60 minutos) y el mercurio (<0.001 mg/L), que cumplieron con los LMP establecidos incluso antes del tratamiento.

Palabras claves: *remoción, electrolisis, tiempo de exposición, metales pesados, agua de minería*

ABSTRAC

With the aim of evaluating the efficiency of electrolysis for the removal of heavy metals from effluents generated by the Algamarca artisanal mining operation (Cajabamba, Cajamarca) and assessing its potential as a treatment alternative in the context of the environmental issues associated with artisanal mining activities in the region, metal removal was determined as a function of treatment time (20, 40, and 60 minutes), considering three replicates per treatment. Stainless steel electrodes (10 × 14 cm) were used in a circular glass reactor with a diameter of 19 cm and a capacity of 3.2 L, and initial and final metal concentrations were measured. Statistical analyses (ANOVA, Welch's test, Tukey, and Games-Howell post hoc tests) revealed significant differences in removal efficiency according to treatment time ($p < 0.05$), with notable improvements for most metals. Nickel (82.36%), titanium (74.12%), and tin (72.30%) exhibited the highest removal efficiencies, whereas cerium, vanadium, and antimony showed the lowest (57.22%, 59.40%, and 60.46%, respectively), variations attributed to their chemical properties and initial concentrations. Overall, the treatment achieved substantial reductions in metal concentrations; however, in most cases, final concentrations still exceeded the Maximum Permissible Limits (MPLs) for liquid effluents from mining and metallurgical activities, except for chromium (0.03 mg/L at 60 minutes) and mercury (<0.001 mg/L), which complied with regulatory limits even prior to treatment.

Keywords: *removal, electrolysis, exposure time, heavy metals, mining water*

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

El uso del agua en el sector minero es indispensable para la operación artesanal, mediana y de gran escala, así como para los distintos tipos de minerales en extracción (De Pierola, 2017). Sin embargo, actividades como la agricultura, la industria, el uso residencial y la minería incrementan la concentración de metales pesados en el ambiente, afectando recursos como el agua, el suelo, la flora y la fauna (Flórez, 2016). Cuando metales como Cd, Zn, Pb, Cu y Mn superan los límites permitidos, representan un riesgo significativo para la salud humana (Delgado et al., 2018), ya que pueden persistir en el ambiente durante largos periodos y bioacumularse en los organismos, generando efectos adversos como intoxicaciones, alteraciones neurológicas y, en casos extremos, la muerte (Vallarino, 2011).

En la provincia de Cajabamba, departamento de Cajamarca, se ubican los centros poblados de San José y Algamarca, asentados en la parte baja del cerro Algamarca, donde se desarrolla minería informal sin control ambiental ni regulaciones técnicas adecuadas. El cerro cuenta con 83 bocaminas, de las cuales 24 están actualmente en operación. Estas actividades demandan grandes volúmenes de agua para los procesos de perforación y extracción, generando efluentes que descenden hasta el Nivel 5, donde reciben un tratamiento mínimo basado únicamente en la adición de cal en estructuras artesanales. Este tratamiento resulta insuficiente, ya que los efluentes presentan concentraciones elevadas de metales pesados y un pH menor a 3, clasificándose como aguas altamente ácidas según criterios del MINAM (2017), y no cumplen con los Límites Máximos Permisibles (LMP) para actividades minero-metalúrgicas. La descarga directa de estas aguas al río Cañaris, utilizado aguas abajo para

actividades agrícolas y pecuarias, representa un riesgo para la salud pública, los ecosistemas y la seguridad alimentaria del valle.

Frente a esta problemática, la investigación se justifica en la necesidad de evaluar alternativas de tratamiento que sean técnica y económicamente viables para contextos de minería artesanal, contribuyendo a la reducción de la carga contaminante y al cumplimiento de la normativa ambiental vigente. En este marco, se investigó la aplicación del proceso de electrólisis como alternativa para la remoción de metales pesados presentes en los efluentes mineros, exponiendo las muestras a tiempos de 20, 40 y 60 minutos con cuatro repeticiones por tratamiento.

El objetivo general fue determinar el porcentaje de remoción de metales pesados por electrólisis según el tiempo de exposición del efluente de la minera artesanal Algamarca. Como objetivos específicos se plantearon: determinar la concentración de metales pesados antes y después del tratamiento por electrólisis; comparar las concentraciones obtenidas después del tratamiento con los LMP establecidos para efluentes líquidos de actividades minero-metalúrgicas; y monitorear variables externas como la temperatura, el potencial de hidrógeno (pH) y la conductividad eléctrica.

La hipótesis general establece que el proceso de electrólisis reduce significativamente la concentración de metales pesados en el efluente de la minera artesanal Algamarca, incrementando su eficiencia de remoción conforme aumenta el tiempo de exposición. Como hipótesis específicas se plantea que existen diferencias significativas entre las concentraciones iniciales y finales de los metales, y que mayores tiempos de electrólisis generan mayores porcentajes de remoción.

CAPÍTULO II

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. Antecedentes de la Investigación

A nivel internacional la investigación realizada por Kim et al. (2020) aplicó electrocoagulación utilizando electrodos de hierro (Fe) y aluminio (Al) para eliminar simultáneamente cuatro metales pesados (Cu, Ni, Zn, Cr) en aguas residuales de revestimiento metálico artificial. El electrodo de Fe mostró una mayor eficiencia de eliminación especialmente de Cr que el electrodo de Al debido a la reducción del ion Cr^{6+} por los iones Fe^{2+} producidos por el electrodo. El pH alcalino favoreció la electrocoagulación debido a la abundancia de iones hidróxido (OH^-). La eliminación de metales aumentó con la densidad de corriente, ya que el ion Fe^{2+} se generó de manera más efectiva a alta corriente. Sin embargo, la concentración de electrolitos no afectó significativamente la eficiencia de eliminación de metales.

También el estudio realizado por Zhang et al. (2020) utilizó electrocoagulación (EC) con electrodo de Al para la recuperación de Li^+ de salmuera artificial. Se demuestra que la eficiencia de recuperación de Li^+ aumentó con el crecimiento de la densidad de corriente y el tiempo de reacción. Los resultados mostraron que más del 95% de los iones de litio (1000 mg/L) podrían recuperarse con un consumo de energía relativamente bajo de 0,064 kWh/g Li, en condiciones de funcionamiento de 76.9 mA/cm² de densidad de corriente, 6.45 de pH, y tiempo de reacción de 150 min. Además. Se concluyó que la recuperación de litio de la salmuera mediante electrocoagulación se atribuyó principalmente a la precipitación química de coagulantes de hidróxido de aluminio.

De acuerdo a la investigación de Mroczek et al. (2019) en la que se evaluó la efectividad del tratamiento de agua geotérmica envejecida a través de electrocoagulación emplearon dos celdas electrolíticas distintas con electrodos de hierro (Fe) y/o aluminio (Al) para la eliminación de sílice y arsénico. La primera celda, a escala de laboratorio, constaba de un reactor de vidrio y un depósito para sedimentar el flóculo, mientras que la segunda, diseñada para uso en campo, presentaba un diseño de electrodo bipolar para mayor facilidad en su construcción y mantenimiento. Los experimentos realizados demostraron la eficacia del proceso para eliminar sílice y arsénico del agua geotérmica envejecida. Específicamente, los electrodos de hierro redujeron los niveles de arsénico de aproximadamente 4 mg L^{-1} a menos de 0.1 mg L^{-1} , mientras que los electrodos de aluminio redujeron los niveles de sílice de aproximadamente 600 mg L^{-1} a menos de 100 mg L^{-1} .

Además, en la investigación elaborada por Bhagawan et al. (2014) se analizó a eficiencia de la electrocoagulación (EC) en el tratamiento de aguas residuales industriales provenientes del recubrimiento metálico, enfocándose en la remoción de metales mixtos como cromo (Cr), cobre (Cu), plomo (Pb), níquel (Ni) y zinc (Zn). La investigación examinó los principales factores que influyen en el desempeño del proceso de EC, entre ellos el tipo de electrodo utilizado, el pH inicial de la solución, la separación entre electrodos, las dimensiones de los mismos y el voltaje aplicado. Los resultados indicaron que un pH de 8 constituye la condición óptima para la remoción de metales. Asimismo, se determinó que el par de electrodos de hierro (Fe-Fe), con una separación de 1 cm, un área superficial de 40 cm^2 y operando a un voltaje de 8 V, alcanzó la mayor eficiencia en la eliminación metálica. Bajo estas condiciones, los ensayos reportaron porcentajes máximos de eliminación de Cr, Ni, Zn, Cu y Pb de 96.2 %, 96.4 %, 99.9 %, 98 % y 99.5 %, respectivamente, en un tiempo de reacción de 30 minutos.

Siguiendo la misma línea, el estudio de Ayub et al. (2020) abordó la eliminación de metales como cromo (Cr), cobre (Cu) y zinc (Zn) a través de electrocoagulación y adsorción. Se estudió el efecto del pH (4, 6 y 8), la corriente aplicada (1, 1.5 y 2 A) y el tiempo de contacto (0 a 60 min) en el proceso de electrocoagulación dónde Se observó que la remoción de Cr, Cu y Zn se incrementa conforme aumenta el tiempo de electrocoagulación, la concentración de NaCl y la intensidad de la corriente aplicada. Los parámetros óptimos identificados fueron un pH cercano a 4, una corriente de 2 A y un tiempo de electrólisis de 60 minutos. Bajo estas condiciones, el estudio experimental evidenció eficiencias de eliminación de 87.6 % para Cr, 100 % para Cu y 99.2 % para Zn.

A nivel nacional el estudio desarrollado por Castañeda y Choton (2019) analizó cómo la densidad de corriente y el tiempo de residencia influyen en la variación del pH de soluciones de drenaje ácido de mina (DAM) antes y después del tratamiento por electrocoagulación. Se trabajó con densidades de corriente de 20, 40 y 80 mA/cm², así como con tiempos de residencia de 10, 20, 40 y 60 minutos. En cada caso se evaluaron el pH, la conductividad y la eficiencia de remoción de Fe²⁺ en muestras de relaves procedentes de explotaciones mineras artesanales en el distrito de Quiruvilca. Los resultados mostraron que la mayor eliminación de Fe²⁺ (76.20 %) se alcanzó con una densidad de 80 mA/cm² y un tiempo de 40 minutos, mientras que la menor (17.97 %) correspondió a 20 mA/cm². Dichas variaciones se relacionan principalmente con la densidad de corriente, ya que en un intervalo de pH de 6 a 7 se favorece la formación de flóculos, lodos y óxidos metálicos. Finalmente, el análisis estadístico ANOVA con un nivel de confianza del 95 % confirmó que la densidad de corriente es la variable con mayor efecto en la reducción de iones Fe²⁺ durante la electrocoagulación.

De acuerdo al estudio de Aguilar y Lavado (2018) que analizó el efecto de la densidad de corriente y el tiempo de operación sobre la eficiencia de remoción de plomo en una solución acuosa contaminada, utilizando el proceso de electrodeposición. Para ello se emplearon como electrodos un cátodo de cobre y un ánodo de acero inoxidable 304, trabajando con un electrolito preparado a partir de nitrato de plomo con una concentración inicial de 1568 ppm y una fuente de corriente continua. Los ensayos se realizaron aplicando densidades de corriente de 2.5; 3.5; 4.0 y 4.5 mA/cm², durante 30, 60 y 90 minutos. El mejor resultado se obtuvo con una densidad de 4.5 mA/cm² y un tiempo de 90 minutos, alcanzando un 81.51 % de eliminación de plomo divalente. En conclusión, el estudio determinó que tanto el incremento de la densidad de corriente como el del tiempo favorecen directamente un mayor porcentaje de remoción de plomo.

También según la investigación de Gonzales y Malca (2019) que tuvo como finalidad evaluar el efecto de la densidad de corriente en la eliminación de metales pesados presentes en aguas ácidas de la empresa minera Yanacocha S.R.L., mediante el proceso de electrocoagulación. Para ello, se recolectaron 80 litros de muestras de agua de los Pad's 6 y 7 de Yanacocha Norte, con valores iniciales de pH entre 2.00 y 2.12. Los ensayos se realizaron en un reactor de 10 amperios con dos electrodos, utilizados como cátodo y ánodo, durante un tiempo promedio de 3 horas con 36 minutos. Los mejores resultados se registraron en la cuarta prueba, considerada la más recomendable, en la que se alcanzaron porcentajes de remoción de metales entre 70 y 100 %, obteniéndose agua clasificada como Tipo III. Estas variaciones se atribuyeron al ajuste del amperaje, la cantidad de electrodos y el tiempo de residencia, además de observarse modificaciones en las características fisicoquímicas del agua, con un pH final entre 5.15 y 6.00.

Finalmente, el trabajo de Terán (2019) analizó el efecto de la densidad de corriente y el tiempo de retención en la eliminación de plomo presente en el drenaje

ácido de mina proveniente de Cerro Corona, Hualgayoc – Cajamarca. Tras la realización de 30 experimentos, se alcanzó una eficiencia de remoción de plomo del 97.55 %, reduciendo de esta forma su nivel de toxicidad. Para el estudio se emplearon dos electrodos de acero inoxidable y se llevaron a cabo 27 pruebas con densidades de corriente en el rango de 0 a 10 amperios. Los resultados mostraron que, a 30 minutos y con una densidad de 40 mA/cm², la reducción de plomo fue del 48.45 %, mientras que a 60 minutos y con la misma densidad se logró un 98.96 % de eliminación. En consecuencia, se evidenció que el incremento de la densidad de corriente favorece directamente la eficiencia de remoción. Además, el análisis ANVA confirmó que tanto el tiempo de retención como la densidad de corriente influyen significativamente en el proceso de electrólisis para la eliminación de plomo.

2.2. Bases Teóricas

2.2.1. Minería artesanal y su impacto ambiental

2.2.1.1. Minería a pequeña escala y minería artesanal

Landrigan et al. (2022, p. 2) definen a la “Minería a pequeña escala” como la minería realizada por pequeñas empresas con recursos financieros limitados. y un número limitado de mineros. Estas minas suelen utilizar algunas formas de tecnología, principalmente de gama baja y tecnologías económicas. Por otro lado, definen a la “Minería Artesanal” como la minería realizada por un minero individual y miembros de su familia. Es más pequeña que la minería en pequeña escala e implica principalmente trabajo manual, no tiene apoyo financiero y generalmente no es formalizado.

Por otro lado, el Banco Mundial (2019) establece que la minería artesanal y en pequeña escala (MAPE) es un medio de vida vital para más de 40 millones de personas en los países en desarrollo, particularmente para

aquellos que viven en áreas rurales remotas, según el reciente informe sobre el estado del sector de la MAPE de 2019. Aunque es la actividad rural no agrícola más importante del mundo en desarrollo, el sector sigue estando poco investigado.

El Ministerio de Energía y Minas del Perú “MINEM” (2022) menciona que, en el Perú, la pequeña minería y minería artesanal representan actividades tan importantes como la gran y mediana minería y que al menos un millón de familias están vinculadas, directa e indirectamente, a la pequeña minería y minería artesanal, considerándola un instrumento clave en la lucha contra la pobreza. También señala que esta actividad ha mostrado un notable incremento en los últimos años, impulsado tanto por el alza en los precios de los minerales como por las crecientes dificultades de subsistencia a través de la agricultura y otras labores rurales. De acuerdo con el IGF, en 2017 se calculaba que alrededor de 40,5 millones de personas estaban involucradas directamente en esta actividad, en comparación con los 30 millones registrados en 2014, 13 millones en 1999 y apenas 6 millones en 1993. En contraste, para 2013 solo unos 7 millones de personas trabajaban en la minería a gran escala.

2.2.1.2. Impacto de la minería en el agua

Pereira et al. (2022, p. 28) señalan que diversos factores antropogénicos, como el vertimiento de aguas residuales no tratadas, el manejo deficiente de agroquímicos y desechos sólidos domésticos, la minería informal e ilegal y la deforestación, inciden directamente en la calidad del agua. En el caso de la actividad minera, el vertido de aguas residuales con metales constituye una de las principales fuentes de contaminación, cuyo impacto depende del mineral explotado y de los reactivos químicos utilizados.

Asimismo, se advierte que la minería informal, especialmente la aurífera, puede incorporar mercurio y cianuro a los cuerpos de agua mediante relaves y drenajes ácidos.

En el mismo estudio se hace referencia a un informe del BBVA (2019), el cual señala que los residuos provenientes de operaciones mineras abandonadas perpetúan la degradación hídrica, siendo las bocaminas con drenaje ácido, los desmontes expuestos a la lluvia y las relaveras importantes focos de contaminación. Además, citando información de la Autoridad Nacional del Agua (ANA), se indica que entre 2000 y 2012 la calidad del agua fue afectada por descargas poblacionales, pasivos ambientales mineros y minería informal; mientras que en el período 2013–2014 se identificaron múltiples fuentes de contaminación, destacando las aguas residuales urbanas y la inadecuada gestión de residuos sólidos como principales presiones sobre los cuerpos de agua. En conjunto, estas actividades antropogénicas contribuyen a la incorporación progresiva de contaminantes y al deterioro acelerado del recurso hídrico.

En la región Cajamarca el ANA (2015) realizó la evaluación de recursos hídricos en la cuenca Crisnejas, donde se identificó a la ganadería, la agricultura y la minería como factores que afectan la calidad del recurso hídrico. Entre ellas, la minería adquiere particular relevancia, no solo por su impacto ambiental, sino también por la prevalencia de minería informal en los caseríos de El Toro, Mumalca, Cushuro, Algamarca y Chamis. Aunque el volumen y valor de producción de esta actividad son limitados en comparación con otras grandes minas del país, los pasivos mineros presentes en varias zonas de la parte alta de Namora y en las provincias de Cajabamba, Cajamarca y

Huamachuco representan un riesgo significativo. Estos pasivos, aunque inactivos, permanecen en el terreno y pueden ser arrastrados durante épocas de fuertes avenidas, generando contaminación en los cuerpos de agua.

Dentro del informe se identifica un punto de interés clave para el presente estudio, denominado QLChil1 (coordenadas 806455X - 9158944Y), correspondiente a la quebrada La Chilca, ubicada aguas abajo de la localidad de Algamarca. En este punto, los análisis realizados evidencian concentraciones elevadas de metales como arsénico, cadmio, cobalto, hierro y manganeso. Según el ANA, los altos niveles de arsénico, cadmio, cobre y hierro están relacionados con la actividad de pequeña minería informal, mientras que la presencia de manganeso se asocia a las características naturales del suelo de la zona. El 14 de septiembre de 2015, se registró en este punto una concentración de arsénico de 0.1 mg/L, igual al valor permitido por el Estándar de Calidad Ambiental (ECA) para agua categoría 3 (riego); así como concentraciones de cobalto y cadmio de 0.898 mg/L y 0.9 mg/L, respectivamente, superando significativamente los valores establecidos por el ECA para riego, que son de 0.05 mg/L para cobalto y 0.01 mg/L para cadmio

2.2.2. Metales pesados

Loiácono (2005, p. 2) describe los metales pesados como elementos de la serie de transición con densidades superiores a 6 g/cm³ y pesos atómicos comprendidos entre 63.55 (Cu) y 200.59 (Hg), cuyas propiedades químicas están influenciadas por su configuración electrónica. Estos pueden ingresar al organismo humano en pequeñas cantidades a través del agua, el aire y los alimentos; algunos, como el cobre, el selenio y el zinc, cumplen funciones esenciales en el metabolismo,

aunque en concentraciones elevadas pueden generar efectos tóxicos debido a su capacidad de bioacumulación.

El mismo autor señala además que la presencia de metales pesados en efluentes industriales es frecuente y que, en muchos casos, sus concentraciones superan los límites legales establecidos para su descarga al ambiente, lo que representa un riesgo tanto para la salud humana como para los ecosistemas y evidencia la necesidad de un control y regulación adecuados.

2.2.3. Contaminación de agua por metales pesados

Los metales pesados más preocupantes por su impacto en la calidad del agua y en la salud humana son el plomo (Pb), cadmio (Cd), mercurio (Hg), cromo (Cr) y arsénico (As). Cada uno posee fuentes, mecanismos y efectos particulares en el medio acuático. Su toxicidad, bioacumulación y persistencia ambiental los convierten en contaminantes prioritarios (Jaishankar et al., 2014; Tchounwou et al., 2012).

Plomo (Pb)

El plomo contamina el agua principalmente por descargas de industrias metalúrgicas, fabricación de baterías, pinturas y cañerías antiguas. En medios acuáticos, se adhiere fácilmente a partículas suspendidas y sedimentos, lo que dificulta su eliminación. Incluso en concentraciones bajas, puede provocar daños neurológicos en niños y trastornos renales en adultos. Su movilidad en el agua aumenta en presencia de pH ácido y materia orgánica (Jaishankar et al., 2014).

Cadmio (Cd)

El cadmio proviene de actividades como la minería, la industria de pigmentos y fertilizantes fosfatados. Es altamente móvil y se acumula en tejidos como los riñones y el hígado. Puede persistir en el ambiente acuático durante años

y, al ser absorbido por los organismos, ocasiona efectos tóxicos como enfermedades óseas y disfunción renal (Tchounwou et al., 2012).

Mercurio (Hg)

El mercurio es liberado por la minería de oro artesanal, la quema de carbón y la industria química. En cuerpos de agua, puede transformarse en metilmercurio, una forma orgánica extremadamente tóxica que se acumula en peces. Este compuesto afecta gravemente al sistema nervioso central y puede atravesar la placenta, impactando el desarrollo fetal (Jaishankar et al., 2014).

Cromo (Cr)

El cromo, especialmente en su forma hexavalente (Cr VI), se origina en industrias como la del curtido de cuero, galvanoplastia y colorantes. El Cr VI es altamente soluble y tóxico; puede causar cáncer, así como daños en el hígado y los riñones. Aunque puede transformarse en Cr III, una forma menos tóxica, esta conversión depende de las condiciones del entorno acuático (Tchounwou et al., 2012).

Arsénico (As)

El arsénico ingresa al agua por fuentes geológicas naturales, así como por el uso de pesticidas y actividades mineras. En su forma inorgánica es sumamente tóxico y está vinculado a enfermedades como el cáncer de piel, pulmón y vejiga, además de lesiones dérmicas. Su presencia en aguas subterráneas ha generado crisis de salud pública en varios países (Jaishankar et al., 2014).

La proximidad de estos metales pesados a las fuentes de agua los hace altamente tóxicos y plantea graves riesgos para la salud humana y otros ecosistemas. Esto se debe a que la toxicidad de un metal depende de factores como

los organismos expuestos, su naturaleza, función biológica y el tiempo de exposición al metal (Arroyo, 2011)

2.2.3.1. Efluente minero como fuente de contaminación por metales pesados

Una fuente importante de contaminación por metales pesados en cuerpos de agua son los efluentes generados por actividades mineras. Caviedes et al. (2015) explican que los ácidos generados en las minas, caracterizados por su bajo pH, favorecen la disolución y liberación de metales pesados como arsénico, cobalto, cobre, cadmio, plomo, plata y zinc, presentes en las rocas expuestas durante las labores extractivas. Al entrar en contacto con el agua, estos metales son transportados río abajo, alterando la calidad del recurso hídrico.

La Organización Mundial de la Salud (OMS, 2024) ha documentado los efectos nocivos de estos metales en la salud. Por ejemplo, el plomo se acumula en la sangre y puede causar neurotoxicidad cuando sus niveles superan los 10 µg/dL. El arsénico, a dosis superiores a 70 mg o 600 µg/kg diarios, puede provocar arritmias, insuficiencia cardíaca, edema pulmonar, accidentes cerebrovasculares, calambres, delirios, e incluso la muerte. El cobalto, aunque esencial en pequeñas cantidades por su relación con la vitamina B12 (ingesta ideal: 11 µg diarios), puede generar efectos adversos como asma o neumonía cuando se supera esa cantidad. Además, las plantas que crecen en suelos contaminados tienden a acumular cobalto, que luego ingresa a la cadena alimentaria humana.

Camargo (2015) resalta que, durante el lavado natural de las superficies rocosas, los metales son extraídos y transportados por las corrientes de agua, especialmente bajo condiciones de pH ácido, como las inducidas por los

drenajes ácidos de mina, lo que incrementa la velocidad de lixiviación.

Asimismo, la construcción de caminos, muros y otras infraestructuras en zonas mineras altera el equilibrio del suelo, facilitando el arrastre de sedimentos contaminantes.

Arévalo (2016) advierte que la falta de medidas preventivas adecuadas en la actividad minera puede conllevar al transporte masivo de sedimentos hacia cuerpos de agua, lo que no solo incrementa la carga de metales como aluminio, cobre, cobalto y arsénico, sino que también afecta parámetros fisicoquímicos del agua como el pH, la temperatura, el contenido de oxígeno disuelto, la coloración, el olor y el sabor, comprometiendo así su uso y la vida acuática.

2.2.3.2. Procesos químicos fundamentales en la generación del drenaje

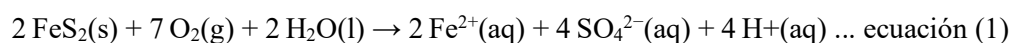
ácido de mina (DAM)

El Drenaje Ácido de Mina (DAM) es el resultado de una serie compleja de reacciones geoquímicas que involucran la oxidación de minerales sulfurados, siendo la pirita (FeS_2) el sulfuro más común y, por ende, el principal precursor del DAM. La generación del DAM se inicia cuando los minerales sulfurados, que son estables en ambientes anóxicos subterráneos, son expuestos al oxígeno atmosférico y al agua superficial o subterránea debido a las actividades mineras. La pirita, en particular, reacciona de una manera que libera acidez y metales disueltos (Blowes y Jambor, 1994).

De acuerdo a Blowes y Jambor (1994) Las principales reacciones químicas involucradas en la generación del DAM son las siguientes:

1. Oxidación inicial de la pirita por oxígeno molecular

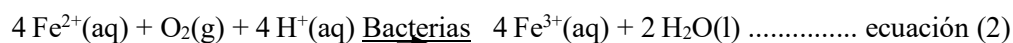
La primera etapa es la oxidación de la pirita por el oxígeno disuelto en el agua. Esta reacción es relativamente lenta en comparación con las etapas posteriores, pero es crucial porque produce iones ferrosos (Fe^{2+}), sulfato (SO_4^{2-}) e iones hidrógeno (H^+), responsables directos de la acidificación del agua.



Esta reacción, si bien es el punto de partida, no es la que domina la cinética de producción de ácido en sistemas maduros de DAM

2. Oxidación del hierro ferroso a férrico:

Los iones ferrosos (Fe^{2+}) formados en la primera etapa son inestables en presencia de oxígeno y se oxidan a iones férricos (Fe^{3+}). Esta reacción es significativamente acelerada por la acción catalítica de bacterias acidófilas y ferro-oxidantes, como *Acidithiobacillus ferrooxidans*, que prosperan en ambientes ácidos. La presencia de estas bacterias es clave para la alta velocidad de acidificación observada en el DAM.

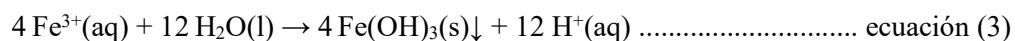


En esta ecuación la actividad microbiana es a menudo el factor limitante y el principal impulsor de las tasas de producción de ácido, especialmente en las etapas avanzadas del DAM.

3. Hidrólisis del hierro férrico y precipitación

Los iones férricos (Fe^{3+}) son mucho menos solubles en agua que los iones ferrosos, especialmente a pH ligeramente más altos (aunque aún ácidos). Cuando la concentración de Fe^{3+} es alta o el pH aumenta mínimamente (por

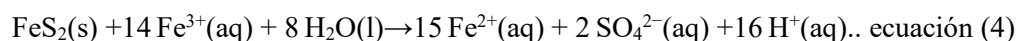
ejemplo, por dilución o por la disolución de algún mineral neutralizante), el hierro férrico hidroliza y precipita como hidróxido férrico, $\text{Fe}(\text{OH})_3$, un precipitado amarillento a anaranjado conocido como "ocre de mina" o "barro amarillo". Esta reacción libera aún más iones hidrógeno, contribuyendo a la acidez.



Esta precipitación no solo es un indicador visual del DAM, sino que también es un mecanismo importante en el control de la concentración de hierro en solución y un contribuyente a la acidez

4. Oxidación de la pirita por hierro férrico (reacción dominante)

Una vez que se ha establecido un sistema ácido y hay una producción constante de iones férricos, estos se convierten en un oxidante mucho más potente y eficiente para la pirita que el propio oxígeno. Esta reacción es autocatalítica, ya que el Fe^{3+} oxida la pirita, produciendo más Fe^{2+} (que luego se reoxida a Fe^{3+} por las bacterias y el oxígeno) y más iones hidrógeno, perpetuando el ciclo de acidez.



Esta reacción es considerada por Blowes y Jambor (1994) y otros autores como la principal vía de generación de acidez una vez que el sistema ha madurado y se ha establecido un pH bajo. Es este ciclo regenerativo del Fe^{3+} el que hace que el DAM sea un problema persistente y de larga duración.

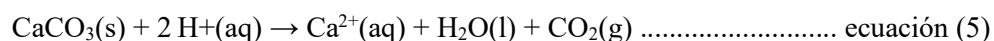
5. Oxidación de Sulfuros Metálicos Asociados

Aunque la pirita es el sulfuro más abundante y estudiado en la generación de DAM, es importante destacar que otros sulfuros metálicos

presentes en los depósitos minerales también contribuyen a la acidez y a la liberación de metales pesados. Minerales como la calcopirita (CuFeS_2), la esfalerita (ZnS), la galena (PbS) y la arsenopirita (FeAsS) pueden oxidarse bajo condiciones similares a la pirita, liberando sus respectivos metales y sulfato, y en muchos casos, también generando acidez. La reactividad y los productos específicos de la oxidación varían según el sulfuro, pero el principio general de exposición al oxígeno y al agua, y la posible catálisis microbiana, se mantiene.

6. Reacciones de Neutralización

Es importante señalar que la magnitud y la persistencia del DAM también dependen de la presencia y reactividad de minerales neutralizantes en la roca o en los relaves. Los carbonatos, como la calcita (CaCO_3) o la dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), son los principales neutralizantes. Reaccionan con el ácido para aumentar el pH, precipitar metales y liberar dióxido de carbono.



La capacidad neutralizante de la roca es un factor crítico para determinar si una mina generará DAM. Estas reacciones ilustran cómo la oxidación de minerales sulfurados no solo genera acidez sino también libera metales pesados como Fe, Cu, Zn y Pb, contribuyendo significativamente a la contaminación ambiental en zonas de actividad minera.

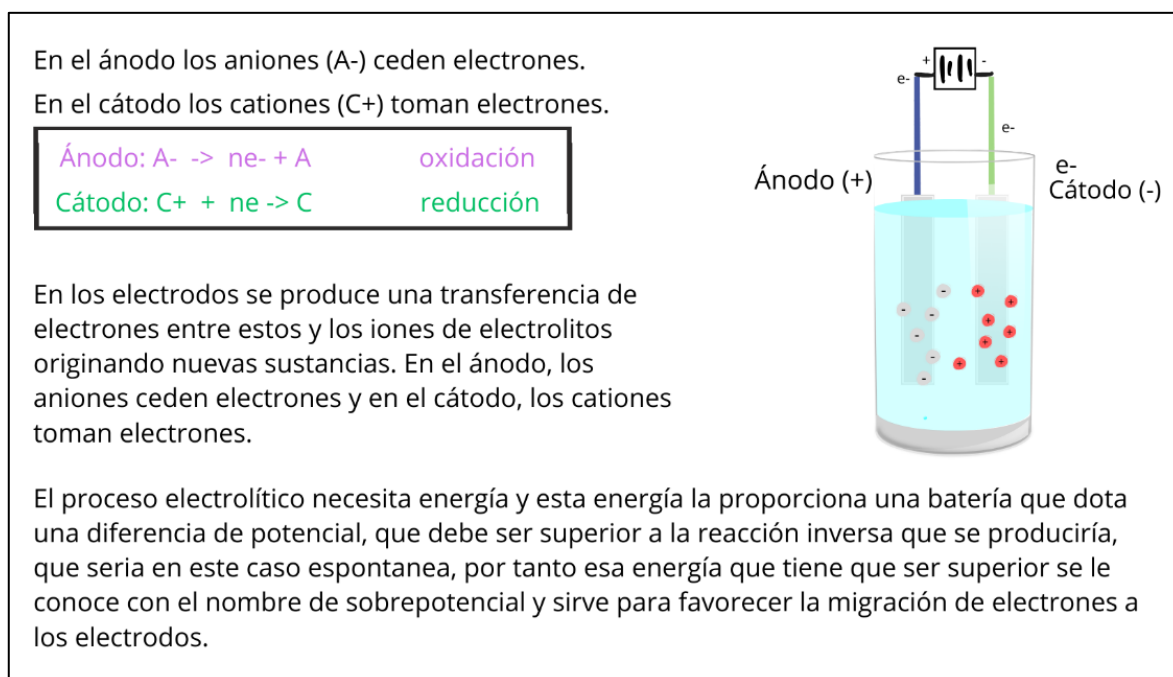
2.2.4. Electrólisis como técnica de tratamiento de aguas residuales contaminadas con metales pesados

La electrólisis es una técnica para tratar aguas contaminadas mediante la aplicación de corriente directa entre electrodos (ánodo y cátodo) sumergidos en un medio con electrolito, donde ocurren reacciones de oxidación y reducción que

permiten remover contaminantes (Drogui, 2011). Este proceso requiere electrodos conductores y un electrolito que facilite el paso de iones, pero evite cortocircuitos. Según la Universidad Politécnica de Valencia (2024), la eficiencia mejora al controlar el tiempo, el amperaje y la separación entre electrodos (menor a 1 cm). En los cátodos se libera hidrógeno y en los ánodos oxígeno, favoreciendo la formación de flóculos y la eliminación de metales, sólidos y emulsiones del agua.

Figura 1

Proceso de electrólisis



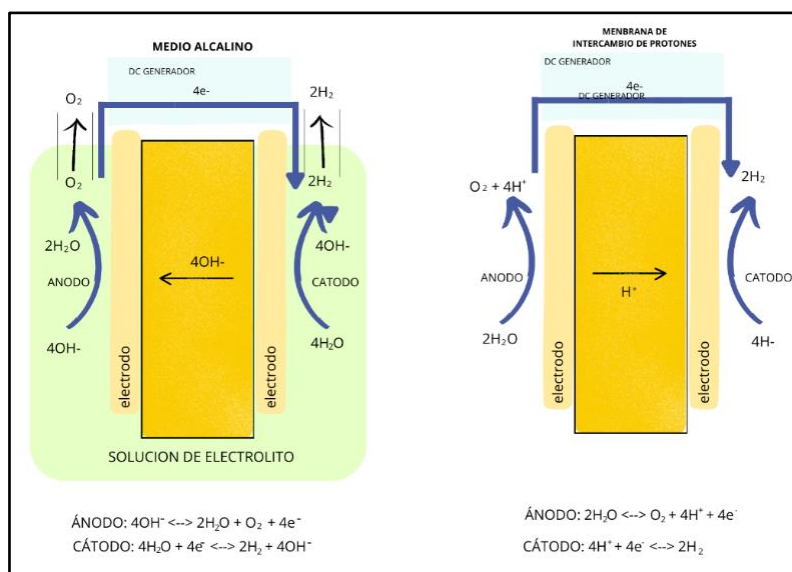
Nota. Elaborado en base a Universidad Politécnica de Valencia (2024)

La electrólisis es un proceso que permite la migración dirigida de contaminantes, evitando su dispersión fuera de la zona de tratamiento. Según Hernández (2010), esta técnica es especialmente útil en aguas contaminadas con metales como cromo, cadmio, mercurio, plomo, manganeso, zinc y arsénico, y puede aplicarse en estudios de laboratorio, a nivel piloto o en campo. Terán (2019) señala que la eficiencia del proceso depende de diversas variables, entre ellas el pH, la temperatura, el tipo de mineral, la superficie de los electrodos, la concentración de

oxígeno, la presencia de catalizadores (como hierro férrico o ciertos metales nobles) y microorganismos electrogénicos que actúan como catalizadores biológicos.

El pH influye directamente en la disponibilidad de iones móviles necesarios para la reacción, siendo más favorable en medios ácidos. La temperatura también es un factor crítico, ya que mejora la conductividad y la velocidad de deposición, aunque no debe descender por debajo de los 15 °C. El tipo de electrodo, preferentemente de hierro o acero, contribuye a la estabilidad del proceso. Asimismo, la presencia de oxígeno facilita la desestabilización de contaminantes, y los catalizadores, tanto químicos como biológicos, aceleran las reacciones sin consumirse, permitiendo una mayor eficiencia del tratamiento.

Por otro lado, la electrocoagulación es una variante del tratamiento electroquímico utilizada principalmente para aguas ácidas. En este proceso, la aplicación de corriente eléctrica genera cationes que desestabilizan los contaminantes, formando flóculos que luego pueden separarse mecánicamente. Según Morales et al. (2010) y Escobar (2002), esta técnica permite eliminar metales pesados, materia orgánica, DQO y DBO, e incluso transformar sustancias tóxicas en no tóxicas. Por ello, autores como Acosta et al. (2013) recomiendan el uso de la electrólisis en el tratamiento de residuos industriales, incluyendo los generados por las industrias química, alimentaria, textil y minera.

Figura 2*Diagrama de electrólisis**Nota.* Tomado de Elorduy (2023)**2.2.4.1. Tiempo de retención**

Según Oyarzún (2001), el tiempo de retención asegura que el líquido y el gas, bajo el control del separador, estén en equilibrio. En un separador, el tiempo de retención se calcula dividiendo el volumen de líquido dentro del recipiente por el caudal de líquido. El tiempo de retención para el tratamiento de electrólisis varía, normalmente, entre 10 minutos y 1 hora, tomando intervalos iguales pero secuenciales, podría considerarse 20 min, 40 min y 60 min o 15 min, 30 min, 45 min y 60 min; dependerá de la metodología a seguir.

La eficiencia en la remoción y el consumo de energía aumentan a medida que aumenta la densidad de la corriente. Para algunas conductividades de agudeza media, el consumo de energía aumenta proporcionalmente a medida que aumenta la conductividad, lo que lleva a un mayor consumo de energía (Cuellar et al., 2017).

2.2.5. *Mecanismos fisicoquímicos en la remoción de metales por electrólisis*

Durante el proceso de electrólisis aplicado al tratamiento de aguas, tienen lugar de forma simultánea y sinérgica diversos mecanismos fisicoquímicos que intervienen en la remoción de metales disueltos. Estos mecanismos, que operan de manera secuencial y complementaria, transforman las especies metálicas presentes en el medio en compuestos insolubles, facilitando su separación posterior mediante procesos de sedimentación o flotación. Entre los más relevantes se incluyen las reacciones de oxidación-reducción (redox), la precipitación de hidróxidos metálicos, la adsorción sobre superficies activas, la formación y aglomeración de flóculos, así como la precipitación final de los sólidos generados. A continuación, se describen en detalle estos mecanismos, conforme a lo expuesto por Alam et al. (2021) y Lindenschmidt et al. (2012).

2.2.5.1. **Reacciones redox**

En el tratamiento electroquímico, las reacciones de oxidación-reducción (redox) constituyen el mecanismo inicial que desencadena la remoción de contaminantes. Bajo la aplicación de corriente eléctrica continua, el ánodo metálico (por ejemplo, hierro o aluminio) se oxida liberando cationes metálicos al medio



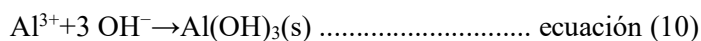
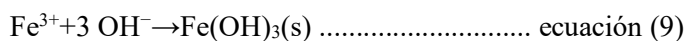
Simultáneamente, en el cátodo ocurre la reducción del agua, generando iones hidroxilo y burbujas de hidrógeno:



Estas reacciones redox no solo permiten la liberación de coagulantes metálicos in situ, sino que también modifican las condiciones químicas del agua, favoreciendo la posterior precipitación de contaminantes.

2.2.5.2. Precipitación de Hidróxidos Metálicos

Los cationes metálicos liberados desde el ánodo reaccionan con los iones OH^- generados en el cátodo, formando hidróxidos metálicos poco solubles como $\text{Fe}(\text{OH})_3$ o $\text{Al}(\text{OH})_3$:



Estos precipitados actúan como coagulantes y proporcionan una gran superficie específica para interacciones posteriores con contaminantes disueltos o suspendidos

2.2.5.3. Adsorción

Los hidróxidos metálicos formados poseen cargas superficiales positivas capaces de atraer y retener contaminantes cargados negativamente, como fosfatos, arseniatos o coloides orgánicos. Este proceso de adsorción ocurre gracias a interacciones electrostáticas y a la formación de complejos superficiales, facilitando la eliminación de iones y moléculas disueltas en el agua

2.2.5.4. Floculación

A medida que los hidróxidos metálicos y las partículas adsorbidas colisionan, se forman flóculos de mayor tamaño. La presencia de microburbujas de hidrógeno (H_2) y oxígeno (O_2) generadas por la electrólisis favorece la electroflotación elevando los flóculos hacia la superficie y mejorando su separación. Este proceso combina coagulación química y acción física, optimizando la clarificación del agua.

2.2.5.5. Precipitación Final

Finalmente, los contaminantes atrapados en flóculos o transformados en compuestos insolubles precipitan hacia el fondo del reactor. Este paso depende del pH, la fuerza iónica del medio y la naturaleza química del contaminante. Los productos de precipitación incluyen hidróxidos metálicos, carbonatos o fosfatos, que pueden retirarse mediante sedimentación o filtración (Alam et al., 2021; Lindenschmidt et al., 2012).

2.2.5.6. Otros factores que influyen en la eficiencia de la electrólisis

La eficiencia del proceso de electrólisis en la remoción de metales pesados no depende únicamente de condiciones fisicoquímicas clásicas como el pH, la conductividad o la temperatura. Existen además una serie de limitaciones fenomenológicas y operacionales que inciden en la remoción efectiva, tales como:

Sobrecarga de los procesos de precipitación o adsorción

A concentraciones elevadas de metales, los mecanismos de separación como la precipitación catódica o la adsorción electroquímica pueden alcanzar su umbral operativo. Esto se debe a la limitación en la disponibilidad de agentes coagulantes generados in situ (por ejemplo, Al^{3+} o Fe^{2+}) o a la saturación de los sitios activos de los electrodos. Esta sobrecarga compromete la capacidad del sistema para seguir incorporando iones metálicos a fases sólidas, reduciendo la eficiencia global de remoción (Chen, 2004).

Limitaciones cinéticas a altas concentraciones

En sistemas con alta carga iónica, la velocidad de las reacciones electroquímicas no se incrementa proporcionalmente a la concentración. La formación de capas pasivadoras sobre la superficie del electrodo, la disminución del gradiente de concentración y la interferencia entre especies competidoras

generan efectos limitantes en la transferencia de masa y en la conversión electroquímica, resultando en una cinética desacelerada (Chen, 2004).

Saturación de los sitios de adsorción electroactivos

Los electrodos metálicos y los materiales adsorbentes utilizados presentan un número finito de sitios superficiales capaces de interactuar con especies metálicas mediante adsorción física, complejación superficial o intercambio electrónico. Una vez ocupados dichos sitios, el proceso se estabiliza y deja de ser eficiente, particularmente en condiciones de alta concentración. Esta saturación también puede inducir fenómenos de redisolución o desorción competitiva (Vasudevan, 2011).

Competencia iónica en sistemas multicomponente

Cuando múltiples iones metálicos coexisten en solución, la selectividad del sistema electroquímico se ve comprometida. Iones con mayor potencial de reducción, menor radio iónico o mayor afinidad por los sitios activos pueden desplazar a otros metales, afectando negativamente la eficiencia de remoción de especies menos competitivas. Este fenómeno se intensifica conforme aumenta la concentración total de solutos metálicos, debido a la limitación compartida de la superficie electroactiva y de los coagulantes electrogenerados (Vasudevan, 2011).

En conjunto, estos factores limitantes deben ser considerados en el diseño y operación de sistemas electroquímicos para garantizar una remoción eficiente y sostenida de metales en condiciones reales de operación.

2.3. Definición de Términos Básicos

Electrocoagulación. Proceso en el que se producen una serie de reacciones en los electrodos, que proporcionan iones tanto positivos como negativos. En la

electrocoagulación se forman flóculos y sedimentos que por acción de haber sido expuestos a corriente se van juntando y atrapando entre sí.

Electrólisis. Procedimiento químico de gran relevancia que utiliza corriente eléctrica para inducir una reacción de óxido-reducción no espontánea, a diferencia de lo que ocurre en una celda galvánica. Un ejemplo común es la electrólisis del agua, mediante la cual, al hacer pasar corriente a través de una disolución acuosa, se generan hidrógeno y oxígeno.

Intensidad de corriente. corresponde a la cantidad de energía eléctrica suministrada a la celda electroquímica, la cual puede ser en forma de corriente alterna o continua. Este flujo energético aplicado en el cátodo determina la formación de especies reactivas y condiciona la eficiencia alcanzada en los porcentajes de eliminación o remoción.

Tiempo de exposición. Es la cantidad de segundos, minutos u horas, en que será expuesta la muestra ante el tratamiento establecido, obteniendo como resultado la disminución de metales pesados y cambios fisicoquímicos.

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Ubicación de la Investigación

3.1.1. Ubicación de Zona de Estudio

La zona de estudio se localiza en el efluente proveniente de la bocamina del nivel 5 de una asociación de mineros artesanales en Algamarca, un asentamiento minero situado en el sector suroeste del anticlinal de Algamarca, distrito de Cachachi, provincia de Cajabamba. En esta área se desarrollan actividades de exploración, explotación y extracción de minerales, principalmente oro, plata y cobre.

Las muestras de agua fueron recolectadas de un canal de drenaje artificial ubicado a la salida de la bocamina del nivel 5. Este canal, situado en el lado izquierdo de la entrada, tiene como función conducir y evacuar el agua empleada en las labores de perforación de roca. Debido a la pendiente y la acción de la gravedad, dicho canal no solo transporta el agua generada en el nivel 5, sino también la proveniente de niveles superiores, generando un caudal de 32,7 L/s.

En ninguno de los niveles se aplican procesos químicos para la separación de minerales, ya que se trata de minería artesanal donde el mineral se extrae en su estado bruto. Las actividades mineras que dan origen al canal es principalmente la perforación.

Figura 3

Ubicación de la zona de estudio

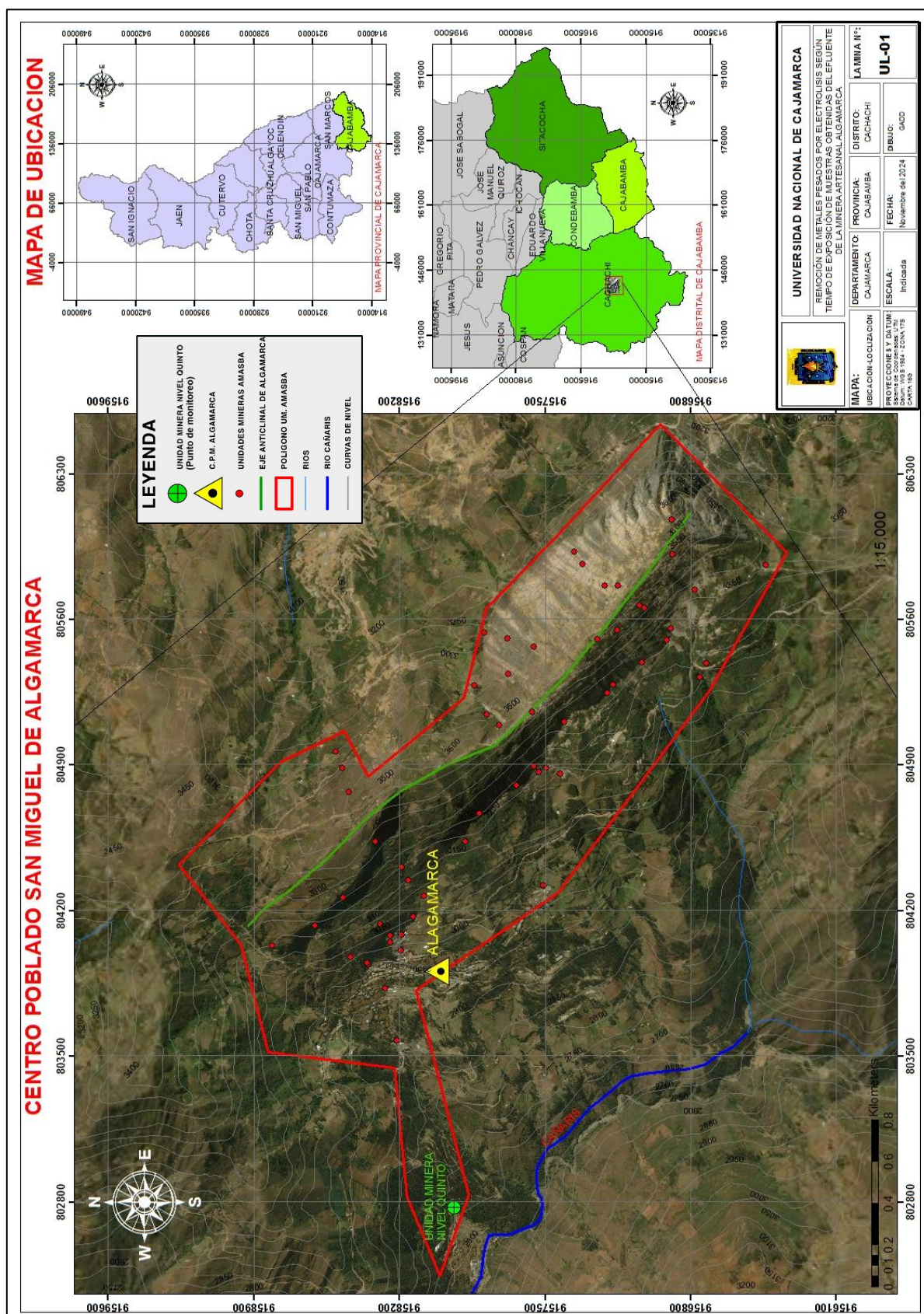
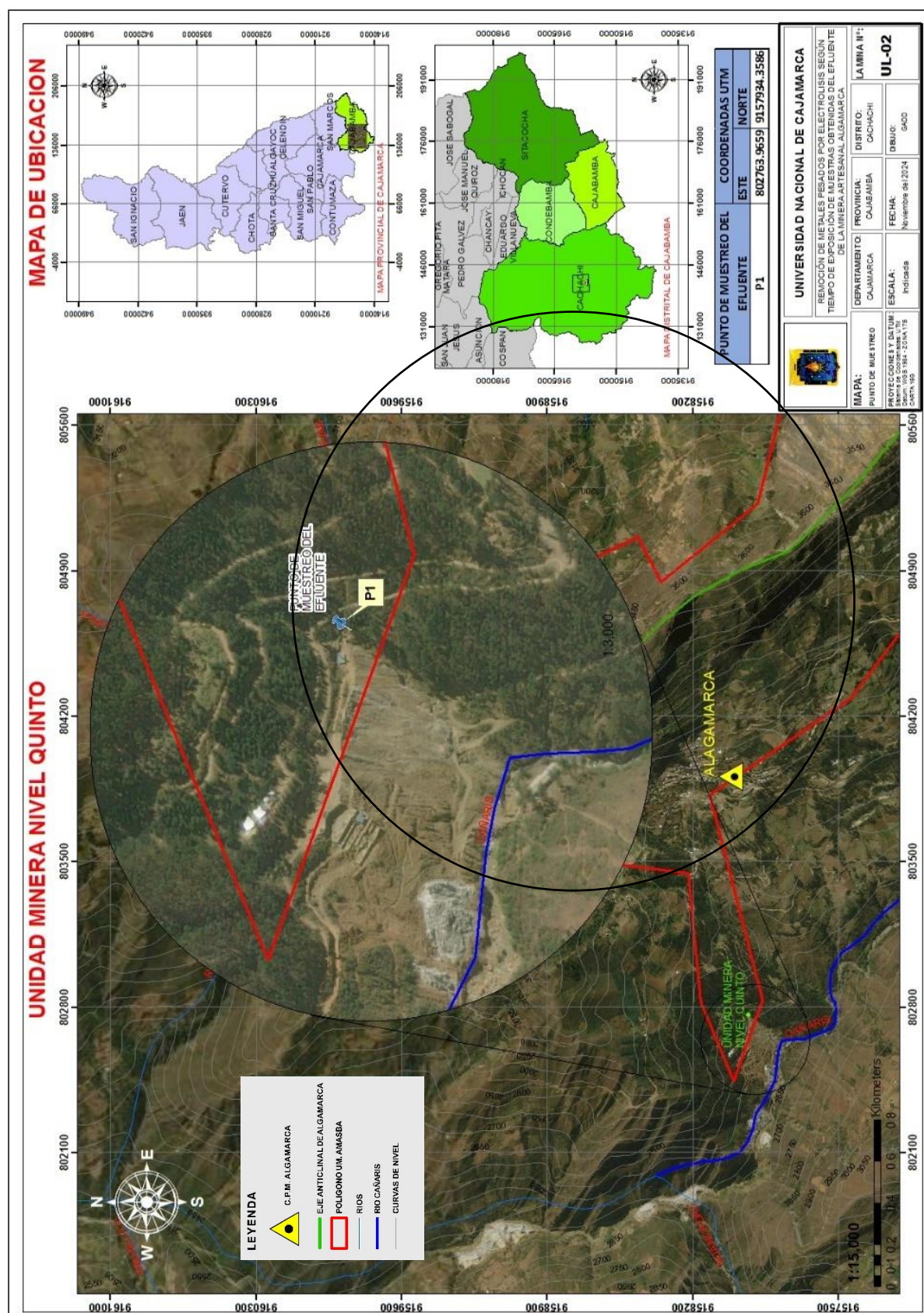


Figura 4

Ubicación del punto de muestreo

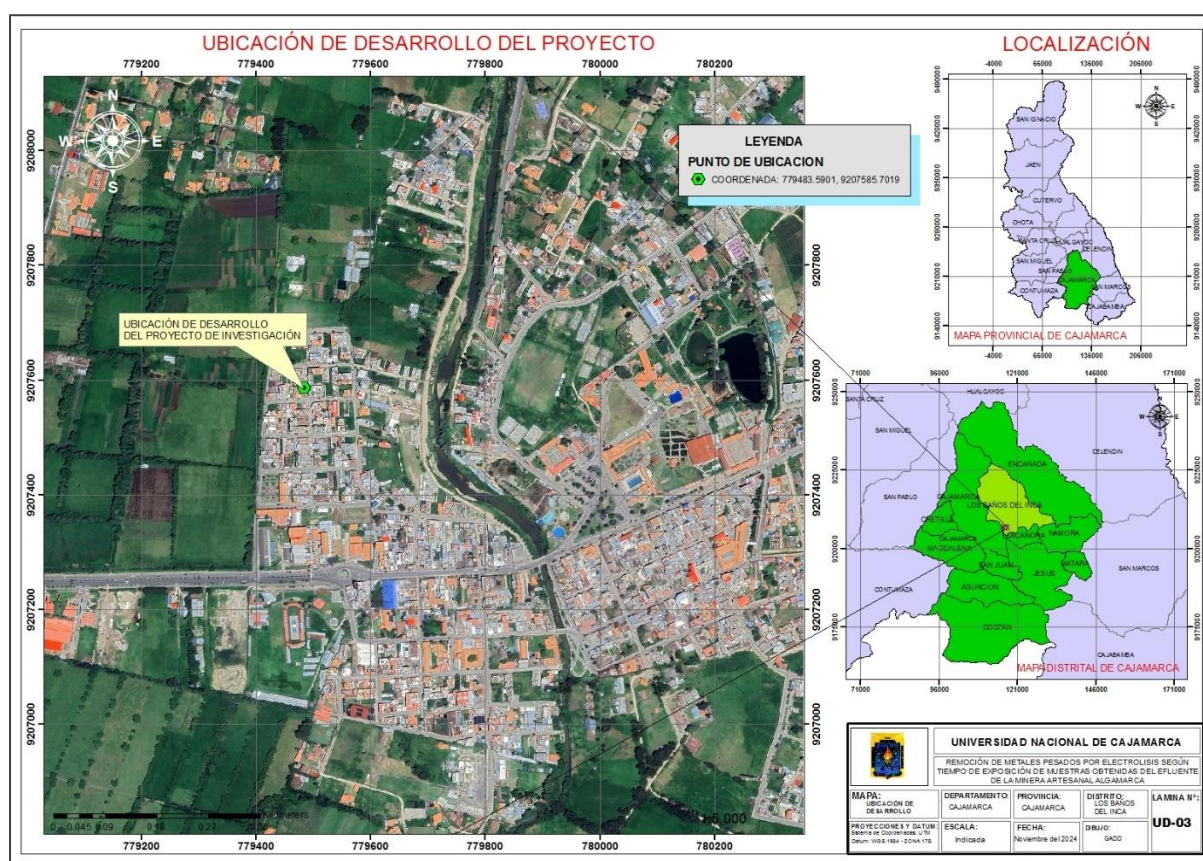


3.1.2. Ubicación del Experimento

El experimento se desarrolló en el distrito Baños del Inca en Cajamarca, en el jr. Pachacutec #219- urb. Hurtado Miller. Se montó un lugar adecuado para la ubicación del reactor, la fuente de energía, el material de laboratorio y los frascos de muestra.

Figura 5

Ubicación del montaje del experimento



3.2. Materiales

- Muestras de efluente de mina
- Agitador magnético Ika big squid de 12 000 rpm.
- Vasos de precipitación de 50,100, 500 y 1000 ml
- Pernos, tuercas, arandelas.
- Placas de acero inox de 10 cm x 14 cm

- Tuercas de teflón de 1" y esparrago de teflón de 1"
- Llave mixta N° 10
- Conectores de cobre (+), (-)
- Recipiente de vidrio de una sola pieza pirex 2 L
- Varilla magnética y magneto recubiertos con plástico ABS resistente a químicos
- Frascos de un solo uso de 500 ml y 250 ml
- Baldes de plástico (HDPE) de 10 L con tapa.

3.3. Metodología

3.3.1. *Diseño experimental y arreglo de los tratamientos*

La investigación se desarrolló bajo un diseño experimental completamente al azar (DCA), con un solo factor de estudio correspondiente al tiempo de exposición al proceso de electrólisis, evaluado en tres niveles: 20, 40 y 60 minutos.

Cada tratamiento contó con tres repeticiones, trabajando bajo condiciones controladas de operación (mismo reactor, volumen de muestra, tipo de electrodo y voltaje aplicado), con la finalidad de evaluar el efecto del tiempo de electrólisis sobre el porcentaje de remoción de metales pesados.

El modelo estadístico utilizado fue:

$$Y_{ij} = \mu + T_i + \varepsilon_{ij}$$

Donde:

Y_{ij} = Valor observado del porcentaje de remoción

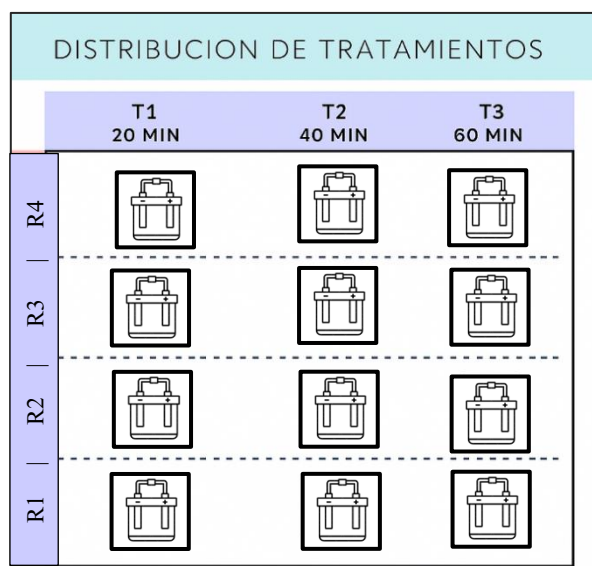
μ = Media general

T_i = Efecto del tiempo de electrólisis

ε_{ij} = Error experimental

Tabla 1*Niveles y tratamientos del estudio*

Repeticiones	Tiempo de exposición		
	T ₁ : 20 min	T ₂ : 40 min	T ₃ : 60 min
Repetición 1	R1	R2	R3
Repetición 2	R4	R5	R6
Repetición 3	R7	R8	R9
Repetición 4	R10	R11	R12

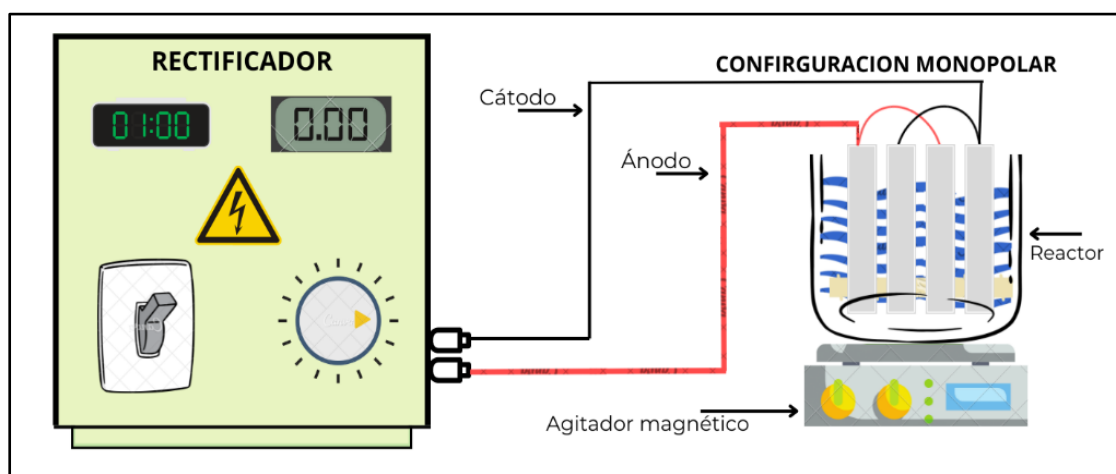
Figura 6*Croquis del experimento***1.1.1. Equipo utilizado**

El equipo utilizado es fabricado utilizando una fuente de energía con puerto de salida a fuente de alimentación y salidas de ánodo y cátodo, contiene un regulador de voltaje y un lector de voltaje de salida; el reactor consta de una pieza de vidrio pyrex en su interior va la celda construida con placas de acero inox y un espárrago de teflón, los cables ánodo y cátodo son fijados al inicio y al final de las placas, en el medio, las placas son alimentadas con cables que pasan la energía de una a otra de forma

simultánea. La puesta en marcha inicia con la medición de 1 litro de muestra por tratamiento, se homogeniza en un beaker y se vierte el contenido dentro del reactor, luego levantamos la palanca de encendido, fijamos el voltaje y dejamos trabajar al equipo. Culminado el tiempo, desconectamos el rectificador, dejamos sedimentar por 30 min, y vertemos el líquido en los frascos de ensayo, seguido se rotula con la información sugerida. El recipiente de vidrio y el reactor se lavan con agua destilada, para eliminar impurezas y queda listo para el siguiente tratamiento.

Figura 7

Sistema utilizado para electrólisis



3.3.2. Procedimiento

El estudio tuvo el siguiente procedimiento el cual considera la metodología de Carrera y Flores (2017).

A) Confección del sistema de electrólisis

- Fuente de energía
- Ensamblaje de electrodos
- Construcción del reactor

B) Caracterización y operación de la solución

C) Proceso de electrólisis: puesta en operación

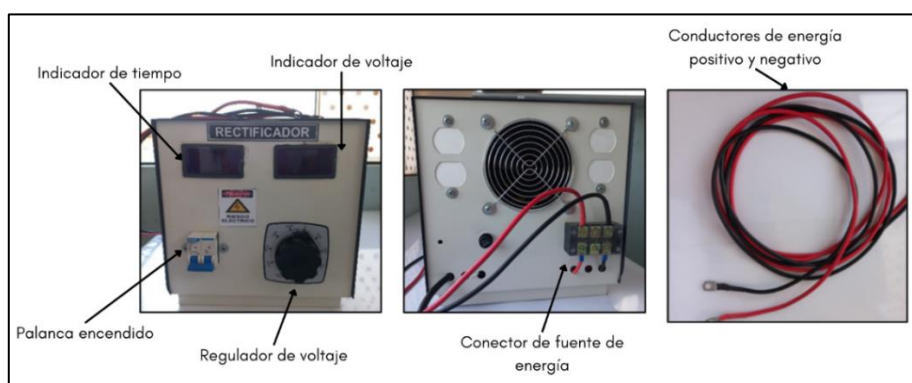
- Codificación y preservación de la muestra
- Caracterización final de la solución en estudio

A) Confección del sistema de electrolisis

- **Fuente de energía:** El rectificador es alimentado por corriente 220 V, fue adquirido con características específicas, con un regulador de energía tipo perilla y un medidor de tiempo, ambos datos visibles en pantallas en la parte frontal, una palanca de encendido, conector trifásico con puesta a tierra y un fusible (figura 8).

Figura 8

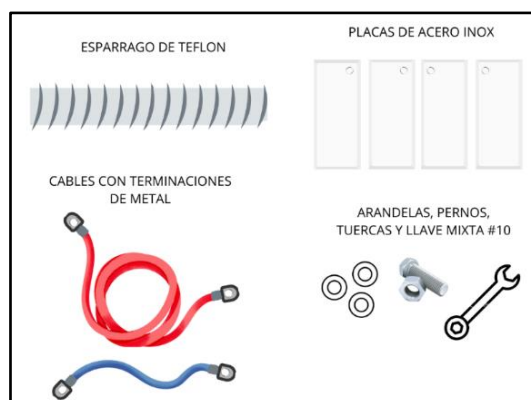
Rectificador de energía



- **Ensamblaje de electrodos** Se utilizó como ánodo y cátodo, 4 placas de acero inox de 10 cm x 14 cm, lavaron con detergente y enjuagados con agua de grifo, finalmente se desengrasaron con thinner y se secaron con un paño para eliminar contaminantes.

Figura 9

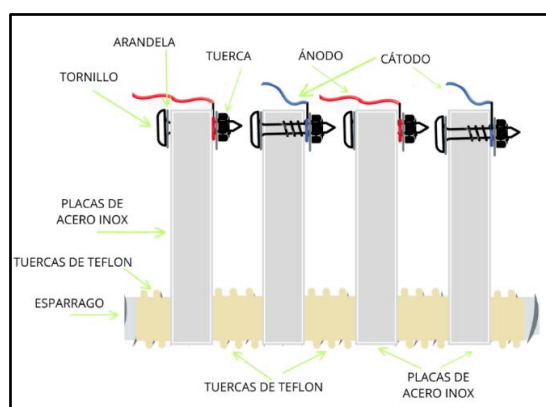
Materiales y herramientas usadas en el ensamblaje de electrodos



Se utilizó un espárrago y tuercas de teflón de 1", en el espárrago se colocó de forma alternada tuerca, placa inox, tuerca y así hasta concluir con las 4 placas, en la esquina superior de las placas se hicieron unos orificios por donde se insertó un tornillo, se fijaron los cables conectores y los cables alimentadores, luego lo aseguramos con arandela y tuerca usando una llave mixta # 10. Se confeccionó un solo reactor con electrodos y se obtuvo 3 recipientes que fueron los reactores para T1, T2, T3, es decir el equipo era intercambiable en los recipientes.

Figura 10

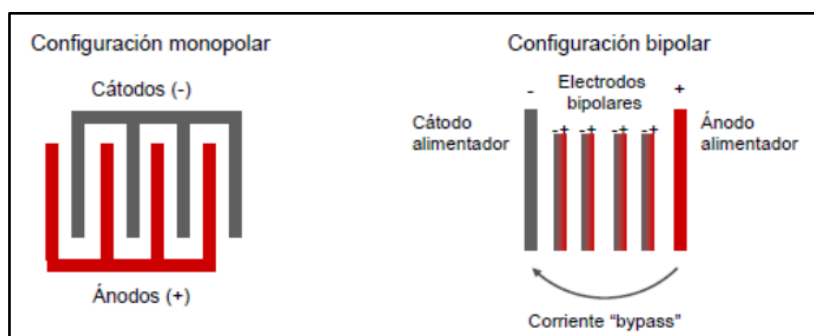
Configuración monopolar del reactor



Se utilizó configuración monopolar, debido a la disposición de los electrodos que es un ánodo, un cátodo, un ánodo y un cátodo alternados, cada electrodo tiene una sola carga, diferente a la configuración bipolar, donde una placa tiene ambas cargas.

Figura 11

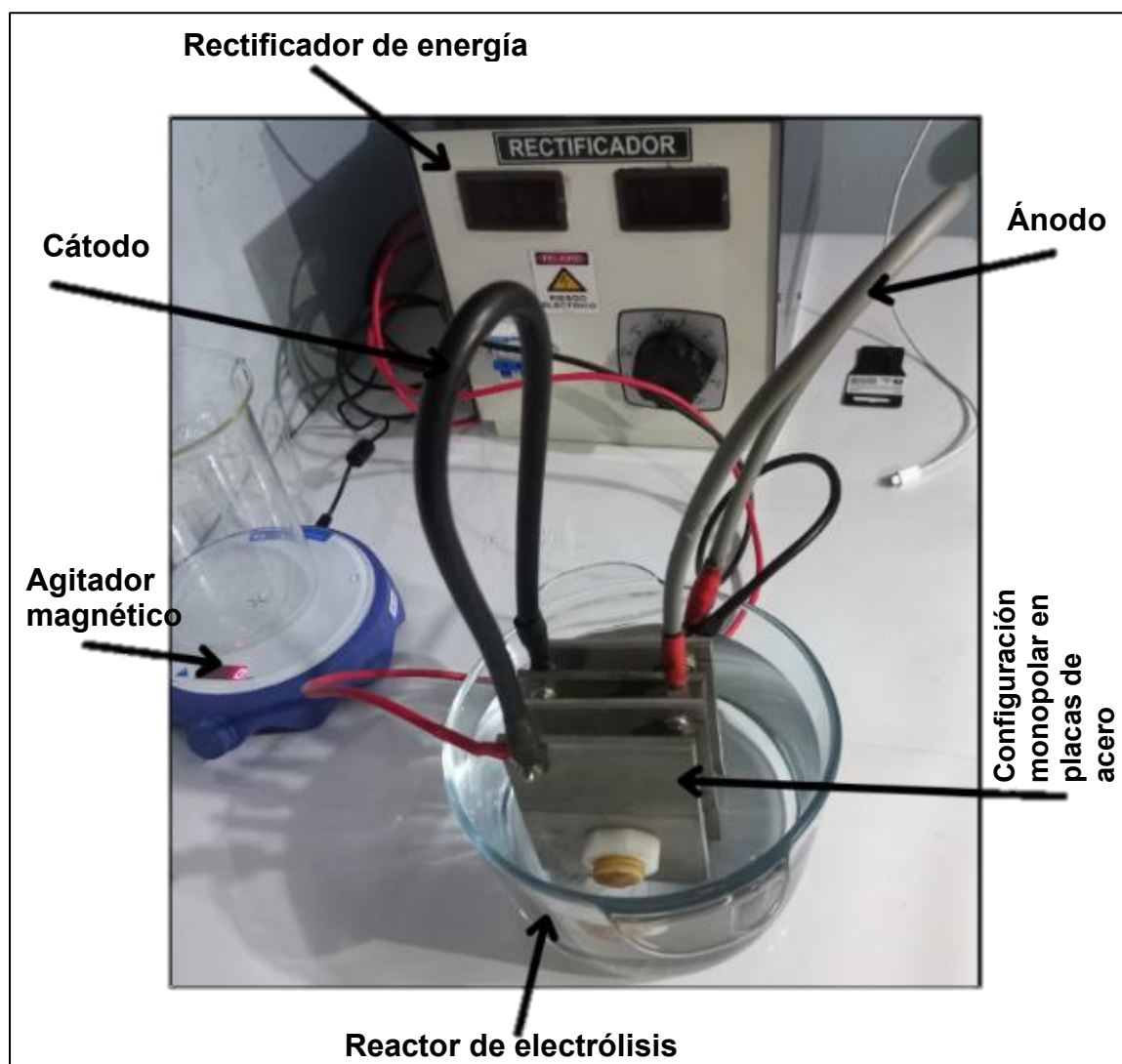
Diferencias de montaje de placas en configuración monopolar y bipolar



- **Construcción de reactor** El reactor utilizado para llevar a cabo el proceso de electrólisis fue de vidrio tipo Pyrex, con dimensiones de 11.5 cm de altura y 19 cm de diámetro, lo que representa un volumen de 3.26 litros. Este volumen fue adecuado para alojar los 750 mL de muestra utilizados en cada ensayo, junto con los electrodos y demás componentes del sistema. El esquema del sistema de electrólisis se muestra en la Figura 12, donde se detalla el equipo empleado en el tratamiento de los efluentes.

Tabla 2*Condiciones de operación del reactor de electrólisis*

Muestra	Solución
Volumen por ensayo	750 mL
Tipo de reactor	Batch
Configuración	Monopolar
Número de electrodos	04
Cátodo	Acero inox
Ánodo	Acero inox
Dimensiones de electrodos	10 cm x 14 cm
Conectores	30 cm cobre recubierto
Tiempo de ensayo	Variable
Parámetros de corriente (voltaje, amperaje)	12 v
Separación entre electrodos	1 cm

Figura 12*Reactor y electrodo de acero***B) Caracterización y operación de la solución**

Se tomaron 10 litros del canal de drenaje artificial ubicado al lado izquierdo del interior de la bocamina del nivel 5 de la minera artesanal Algamarca, exactamente a 10 metros de la salida. Esta muestra fue recolectada con el propósito de someterla al tratamiento correspondiente. De manera simultánea, se obtuvo una muestra control (T0), la cual fue llevada directamente al laboratorio, ya que representa las concentraciones iniciales del efluente antes del tratamiento. Este procedimiento fue

repetido durante cuatro semanas consecutivas para obtener las respectivas repeticiones experimentales (R1, R2, R3 y R4).

Figura 13

Recolección de la muestra - Bocatoma



C) Proceso de electrólisis: puesta en operación

Se inicia el procedimiento utilizando un beaker para medir exactamente 1L de muestra, el cual se vierte cuidadosamente en el reactor. Luego, se introducen las placas de acero (electrodos) en el reactor y se conectan los cables de alimentación. Una vez enchufado el rectificador, se ajusta el voltaje a un valor de 24 voltios y se activa el equipo. Se realiza el ensayo para un tiempo de 20 minutos más 30 minutos de sedimentación, luego se repite lo mismo para 40 y 60 minutos. Finalizado el proceso, se apaga el equipo, se retiran los electrodos y enjuagados con agua destilada para su conservación. En cada ensayo, se registraron datos de pH, temperatura y conductividad eléctrica.

- **Codificación y preservación de la muestra** Luego del tratamiento correspondiente (tiempo de electrólisis + sedimentación), se extrajeron 500 ml para el análisis de

metales y 250 ml para los demás parámetros, utilizando los frascos provistos por el laboratorio y preservando las muestras con 25 gotas de ácido nítrico. Finalmente, se procedió a codificar las muestras para su posterior análisis.

Figura 14

Codificación de muestras



Figura 15

Muestras codificadas



- **Caracterización final de la solución en estudio** Las muestras analizadas fueron sometidas a un análisis químico en el laboratorio COLECBI S.A.C. ubicado en Nuevo Chimbote, provincia de Santa, región Áncash. Este laboratorio cuenta con acreditación del Instituto Nacional de la Calidad (INACAL) bajo el registro LE-046. El objetivo del análisis fue evaluar la variación cuantitativa en la concentración de metales pesados

presentes en la solución en estudio, utilizando el método de electrólisis. A continuación, se detalla la metodología empleada para cada parámetro analizado:

Tabla 3

Parámetro analizado y metodología empleada

Parámetro	Metodología empleada
pH	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 4500-H ⁺ B, 24th Ed. 2023. <i>Electrometric Method</i>
Conductividad eléctrica	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2510 B, 24th Ed. 2023. <i>Conductivity. Laboratory Method</i>
Metales totales y disueltos	EPA Method 200.7, Rev. 4.4, EMMC Version/1994. <i>Determination of metals and trace elements in water and wastes by ICP-OES</i>

3.3.3. Evaluaciones realizadas

Luego de evaluar las concentraciones de los metales pesados, se determinó el porcentaje de remoción de metales pesados (% R) para verificar la eficiencia del tratamiento por electrolisis según tiempo de exposición a través de la siguiente fórmula:

$$\text{Remoción (\%)} = \frac{Ci - Cf}{Ci} \times 100$$

Dónde:

R (%) : Porcentaje de remoción

C_i : Medida inicial de las concentraciones de los metales pesados.

C_f : Medida final de las concentraciones de los metales pesados luego del tratamiento.

Finalmente, para el análisis estadístico de la variable respuesta: porcentaje de remoción de metales por tiempo de tratamiento, se empleó el análisis de varianza (ANOVA) de un factor. Este análisis arrojó datos, como la suma de cuadrados, los

grados de libertad y la media cuadrática los cuales fueron utilizados para calcular el estadístico F y determinar su significancia asociada. Los resultados obtenidos del ANOVA nos permitieron determinar si existen diferencias estadísticamente significativas en el porcentaje de remoción de metales entre al menos uno de los tiempos de tratamiento evaluados (20, 40 y 60 minutos).

Posteriormente, se realizaron comparaciones múltiples de Tukey para identificar diferencias significativas específicas entre los pares de tiempos. Este análisis nos permite confirmar que, a medida que aumenta el tiempo de tratamiento, también aumenta significativamente el porcentaje de remoción de metales alcanzado.

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Porcentaje de remoción por electrolisis según tiempo de exposición

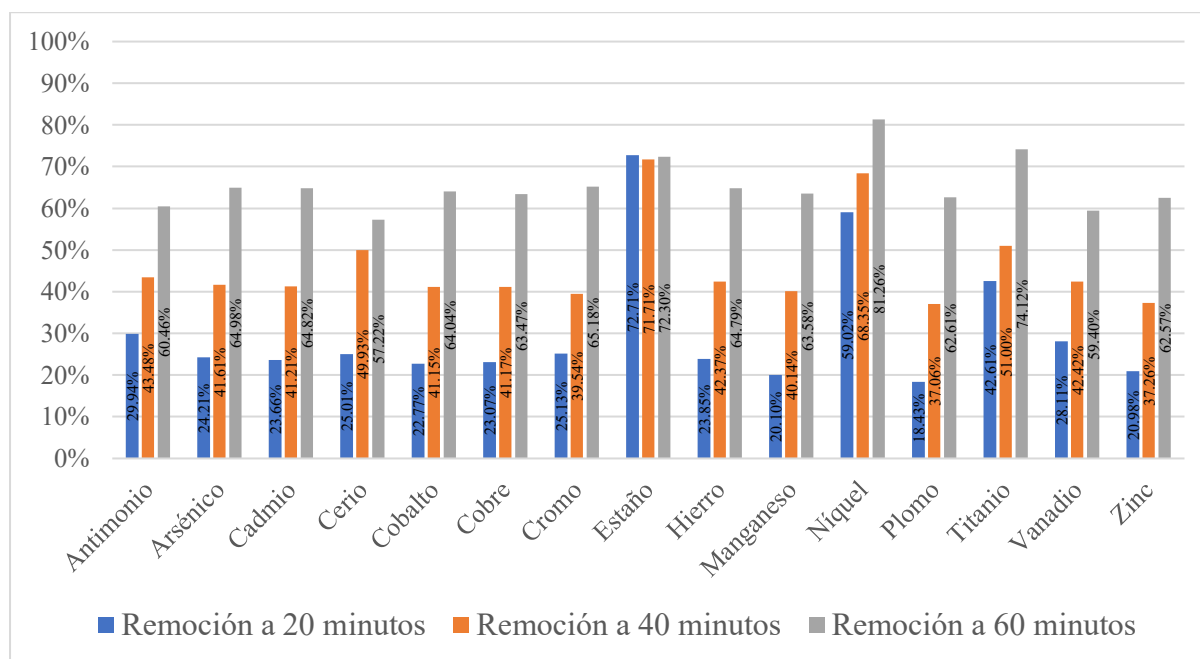
Tabla 4

Remoción promedio de metales pesados a diferentes tiempos de tratamiento

Metales Totales	Promedio de porcentaje de remoción		
	A 20 minutos	A 40 minutos	A 60 minutos
Antimonio	29.94 %	43.48 %	60.46 %
Arsénico	24.21 %	41.61 %	64.98 %
Cadmio	23.66 %	41.21 %	64.82 %
Cerio	25.01 %	49.93 %	57.22 %
Cobalto	22.77 %	41.15 %	64.04 %
Cobre	23.07 %	41.17 %	63.47 %
Cromo	25.13 %	39.54 %	65.18 %
Estaño	72.71 %	71.71 %	72.30 %
Hierro	23.85 %	42.37 %	64.79 %
Manganeso	20.10 %	40.14 %	63.58 %
Níquel	59.02 %	68.35 %	81.26 %
Plomo	18.43 %	37.06 %	62.61 %
Titanio	42.61 %	51.00 %	74.12 %
Vanadio	28.11 %	42.42 %	59.40 %
Zinc	20.98 %	37.26 %	62.57 %
Porcentaje promedio de remoción	30.64 %	45.89 %	65.39 %

Figura 16

Remoción promedio de metales pesados a diferentes tiempos de tratamiento



En la tabla 4 y la figura 16 y se observa que los metales que en promedio presentan los mayores porcentajes de remoción superando el 70% a los 60 minutos de tratamiento son:

- Níquel 81.26 %
- Titanio 74.12 %
- Estaño 72.30 %

Por otro lado, los metales con menor porcentaje de remoción a los 60 minutos del tratamiento son:

- Cerio 57.22 %
- Vanadio 59.40 %
- Antimonio 60.46 %

Se encontró que los porcentajes de remoción de níquel (81.26% en 60 minutos) fueron inferiores a los obtenidos por Bhagawan et al. (2014), quienes lograron una remoción del 96.4% en solo 30 minutos. Estas diferencias se atribuyen principalmente al

uso de diferentes tipos de electrodos y condiciones operativas, como la densidad de corriente. Por otro lado, los porcentajes de remoción de cerio (57.22% en 60 minutos) fueron considerablemente inferiores a los reportados por Vapnik et al. (2025), quienes alcanzaron más del 90% en un tiempo de 240 minutos utilizando un sistema electroquímico avanzado con corriente alterna, electrodos de carbono dopados y un pH ajustado a 5.5, condiciones óptimas para la precipitación de CeO_2 . Las diferencias observadas en la remoción de cerio se atribuyen al uso de corriente continua y electrodos de acero inoxidable en configuración monopolar en este estudio, lo que limitó la eficiencia del proceso al no maximizar las condiciones de desestabilización y precipitación del cerio. Sin embargo, ambos estudios resaltan el potencial de los tratamientos electroquímicos en la remoción de contaminantes, subrayando la importancia de optimizar parámetros clave como el pH, la configuración eléctrica y los materiales de los electrodos para mejorar la eficacia del tratamiento.

Por otro lado, Terán (2019) obtuvo una remoción de plomo del 48.45% a los 30 minutos y del 98.96% a los 60 minutos, trabajando con una densidad de corriente de 40 mA/cm^2 . Asimismo, Aguilar y Lavado (2018) reportaron una eliminación máxima de 81.51% con 4.5 mA/cm^2 en 90 minutos. Estos resultados evidencian la influencia de la densidad de corriente y del tiempo de operación en la eficiencia de remoción. En la presente investigación, con una densidad de 9 mA/cm^2 , se alcanzó una remoción de 62.61% a los 60 minutos. La mayor eficiencia en el estudio de Terán se atribuye al uso de una densidad de corriente más alta, mientras que, en el caso de Aguilar y Lavado, pese a emplear una menor densidad que la utilizada en este estudio, el mayor tiempo de exposición permitió alcanzar una remoción considerable. En general, una mayor densidad de corriente aumenta la remoción en un mismo tiempo, y a menor densidad se requiere mayor tiempo para lograr eficiencias similares.

Adicionalmente también se observa que, níquel y estaño tienen porcentajes de remoción altos incluso a los 20 minutos de tratamiento mientras que otros metales, como el arsénico y plomo, presentan porcentajes de remoción relativamente bajos a los 20 minutos pero mejora considerablemente a los 40 y más a los a los 60 minutos de tratamiento, también hay metales, como el cerio y el vanadio, que muestran una mejora en la remoción entre los 20 y 40 minutos, pero luego se mantienen relativamente estables o incluso disminuyen ligeramente entre los 40 y 60 minutos.

Finalmente se obtienen que los porcentajes de remoción promedio de todos los metales por tiempo de tratamiento son:

- 30.64 % en 20 minutos
- 45.89 % en 40 minutos
- 65.39% en 60 minutos

La variabilidad en los porcentajes de remoción entre los diferentes metales se debe a varios factores fisicoquímicos que influyen en su comportamiento durante el proceso de electrólisis. En primer lugar, el principio de remoción está basado principalmente en reacciones de oxidación–reducción, formación de hidróxidos metálicos, adsorción, floculación y precipitación. Metales como el níquel, el estaño y el titanio muestran altos porcentajes de remoción porque sus especies iónicas tienen mayor tendencia a formar compuestos insolubles, como hidróxidos metálicos (por ejemplo, $\text{Ni}(\text{OH})_2$, $\text{Sn}(\text{OH})_2$ o $\text{Ti}(\text{OH})_4$), que pueden precipitar fácilmente o ser adsorbidos por los flóculos generados. Además, algunos metales como el níquel también pueden sufrir electrodeposición en el cátodo, lo que contribuye a su eliminación eficiente (Chen, 2004; Moussa et al., 2017).

Por el contrario, metales como el cerio, vanadio y antimonio, que mostraron menores porcentajes de remoción, pueden formar complejos estables o solubles que

dificultan su precipitación bajo las condiciones de pH y densidad de corriente empleadas. Por ejemplo, el cerio forma preferentemente $\text{Ce}(\text{OH})_3$ o CeO_2 , compuestos cuya precipitación requiere un control estricto del pH y potencial redox (Vapnik et al., 2025). En el caso del arsénico, su remoción también depende de su estado de oxidación (As(III) o As(V)), siendo As(V) más fácilmente removido al formar compuestos como FeAsO_4 mediante coprecipitación con hidróxidos de hierro.

En general, los metales con mejor remoción son aquellos que forman compuestos insolubles con mayor facilidad, son susceptibles a la electrodeposición, o se adsorben eficientemente sobre los coagulantes generados. La naturaleza del ion metálico, su carga, el pH del medio, la densidad de corriente aplicada y la composición de los electrodos son factores determinantes en la eficiencia del proceso.

4.2. Concentración de metales pesados antes y después del tratamiento por electrolisis

Los resultados muestran que hay concentraciones iniciales elevadas de algunos metales, tal como sucede con cobre (Cu) con 888.50 mg/L y hierro (Fe) con 1908.00 mg/L. sin embargo también sucede lo contrario como es el caso de mercurio (Hg) y plata (Ag) cuyos valores se encuentran por debajo del límite cuantificable del método de análisis empleado lo que impidió seguir con el análisis de remoción. Esto evidencia la relevancia de llevar a cabo análisis previos para darle énfasis a los contaminantes que están en mayor concentración y, por ende, resultan más dañinos para el ambiente y la salud de las personas.

En la Tabla 5 se observa que la concentración promedio de metales pesados en el efluente disminuyó progresivamente a lo largo del tiempo de tratamiento, lo cual evidencia la eficacia del proceso aplicado. En general, se identificó una tendencia decreciente en la concentración de la mayoría de los metales a los 20, 40 y 60 minutos, siendo más marcada en elementos como níquel, zinc, arsénico y plomo.

Tabla 5*Concentración promedio de metales pesados a diferentes tiempos de tratamiento*

Metales Totales	*L.C (mg/L)	Promedio de concentración mg/L			
		Sin tratamiento	A 20 minutos	A 40 minutos	A 60 minutos
Antimonio (Sb)	0.003	2.01	1.41	1.14	0.79
Arsénico (As)	0.005	87.88	66.6	51.32	30.8
Cadmio (Cd)	0.0001	2.87	2.19	1.68	1.01
Cerio	0.009	0.19	0.14	0.09	0.08
Cobalto (Co)	0.0006	1.85	1.43	1.09	0.66
Cobre (Cu)	0.002	888.5	683.5	522.63	325
Cromo (Cr)	0.0003	0.09	0.07	0.06	0.03
Estaño (Sn)	0.003	0.08	0.02	0.02	0.02
Hierro (Fe)	0.002	1908	1453	1099.5	672
Manganeso (Mn)	0.0003	9.05	7.23	5.42	3.3
Mercurio (Hg)	0.001	< 0.001	<0.001	<0.001	<0.001
Níquel (Ni)	0.0006	6.23	0.88	0.69	0.42
Plata (Ag)	0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
Plomo (Pb)	0.002	1.09	0.89	0.69	0.41
Titanio (Ti)	0.0007	0.12	0.07	0.06	0.03
Vanadio (V)	0.001	0.13	0.1	0.08	0.05
Zinc (Zn)	0.002	95.08	75.12	59.64	35.6

*Límite cuantificable

Esta disminución responde a una combinación de mecanismos fisicoquímicos propios del tratamiento electroquímico, tales como reacciones redox, adsorción sobre hidróxidos metálicos, floculación y posterior sedimentación, cuya acción conjunta se detalla a continuación.

En primer lugar, la electrólisis favorece reacciones de oxidación–reducción en los electrodos. En el ánodo el hierro se oxida generando especies como Fe^{2+} y Fe^{3+} , que posteriormente forman hidróxidos insolubles ($\text{Fe}(\text{OH})_2$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$) capaces de reaccionar con metales presentes en el agua. Al mismo tiempo, en el cátodo ocurre la reducción de

especies metálicas, lo cual puede conducir a su precipitación o electrodeposición directa, como ocurre con el cobre, níquel o plomo (Chen, 2004).

Por ejemplo, el cobre disminuyó de 888.5 a 325 mg/L (63.4 %) en 60 minutos, lo cual se atribuirse tanto a procesos redox como a la formación de complejos hidroxilados. Este comportamiento es coherente con lo reportado por Moussa et al. (2017), quienes observaron remociones significativas de Cu^{2+} , Pb^{2+} y Cr^{3+} empleando electrocoagulación con electrodos de hierro.

En segundo lugar, los hidróxidos metálicos generados durante el proceso redox actuaron como adsorbentes eficaces. Esta capacidad fue particularmente relevante en el caso de metales presentes en bajas concentraciones, como el níquel (de 6.23 a 0.42 mg/L, equivalente a 93.3 % de remoción), en donde los sitios activos disponibles no se saturaron rápidamente. Xu et al. (2017) demostraron que la eficiencia de adsorción se incrementa bajo condiciones adecuadas de pH y tiempo de contacto, lo cual concuerda con los resultados obtenidos.

Adicionalmente, la floculación y posterior sedimentación desempeñaron un rol importante. La aglomeración de partículas coloidales inducida por los coagulantes formados generó flóculos que sedimentaron con facilidad, capturando metales pesados asociados. Esto se evidenció en la reducción de manganeso (9.05 a 3.3 mg/L) y hierro (1908 a 672 mg/L), ambos altamente susceptibles a formar complejos floculables, tal como lo han señalado Xu et al. (2017), Vasudevan (2011) y Chen (2004).

Por otro lado, se observó que los metales con concentraciones iniciales más elevadas presentaron, en algunos casos, porcentajes de remoción relativamente menores. Por ejemplo, aunque el arsénico disminuyó de 87.88 a 30.8 mg/L (64.9 %), esta remoción fue inferior respecto a otros metales presentes en concentraciones más bajas. Este fenómeno puede estar relacionado con la saturación de los sitios activos, la

disponibilidad limitada de coagulantes libres y la formación de complejos más estables en sistemas sobrecargados, como indican autores como Moussa et al. (2017) y Chen (2004).

Finalmente, la escasa variación en elementos como mercurio y plata, cuyas concentraciones se mantuvieron por debajo del límite de cuantificación (<0.001 mg/L y <0.002 mg/L, respectivamente), podría explicarse por su baja movilidad en forma iónica y su limitada afinidad hacia los productos formados durante el tratamiento. Según Abdel-Ghani et al. (2007), la remoción eficiente de Hg^{2+} requiere condiciones específicas de pH y voltaje.

En conjunto, estos resultados respaldan la eficacia del proceso electroquímico aplicado para la remoción de metales pesados, confirmando lo reportado por diversos autores en matrices con características similares tales como Chen (2004), Vasudevan (2011) o Moussa et al. (2017).

Por otro lado, los niveles elevados de metales pesados como aluminio, cobre y hierro encontrados en el efluente de la bocamina del nivel 5 de Algamarca son motivo de preocupación debido a sus efectos perjudiciales en los ecosistemas y la salud humana. En los ecosistemas acuáticos de acuerdo a Usero (2000) las altas concentraciones de metales como el cobre y el hierro alteran la calidad del agua, afectar la biodiversidad y causar toxicidad directa en organismos acuáticos, como peces e invertebrados, interfiriendo en procesos biológicos clave. Por ejemplo, el cobre en concentraciones elevadas es tóxico para los peces, afectando su fisiología y comportamiento. Además, el aluminio pese a no ser considerado estrictamente como un metal pesado en concentraciones elevadas es altamente tóxico para especies acuáticas, inhibiendo el desarrollo de organismos sensibles y afectando las cadenas tróficas. Estudios han demostrado que el aluminio puede causar efectos adversos en la fauna acuática, especialmente en condiciones de pH bajo Usero (2000).

En cuanto a la salud humana Octavio-Aguilar y Olmos-Palma (2022) afirman que la exposición a estos metales pesados puede provocar diversas enfermedades. El cobre en exceso puede ocasionar trastornos gastrointestinales y daño hepático, mientras que el hierro, en concentraciones altas, está relacionado con efectos prooxidantes que pueden dañar tejidos y órganos vitales. La exposición crónica al arsénico está asociada con cáncer de piel, enfermedades cardiovasculares y otros efectos severos en la salud. Por lo tanto, es crucial reducir estas concentraciones a niveles aceptables para minimizar los riesgos ambientales y proteger la salud de la población local de Algamarca aguas abajo.

4.2.1. *Análisis estadístico del efecto del tiempo de tratamiento en la remoción de metales*

Tabla 6

Análisis normalidad de Shapiro-Wilk

Metal	Tiempo	Estadístico	gl	Sig.	Metal	Tiempo	Estadístico	Gl	Sig.
Antimonio	20 minutos	0.880	4	0.338	Hierro	20 minutos	0.836	4	0.183
	40 minutos	0.866	4	0.284		40 minutos	0.977	4	0.887
	60 minutos	0.879	4	0.336		60 minutos	0.850	4	0.228
Arsénico	20 minutos	0.996	4	0.987	Manganeso	20 minutos	0.711	4	0.016
	40 minutos	0.962	4	0.791		40 minutos	0.989	4	0.953
	60 minutos	0.867	4	0.288		60 minutos	0.984	4	0.923
Cadmio	20 minutos	0.935	4	0.622	Níquel	20 minutos	0.774	4	0.063
	40 minutos	0.948	4	0.707		40 minutos	0.748	4	0.037
	60 minutos	0.881	4	0.344		60 minutos	0.763	4	0.051
Cerio	20 minutos	0.886	4	0.364	Plomo	20 minutos	0.793	4	0.090
	40 minutos	0.771	4	0.060		40 minutos	0.829	4	0.166
	60 minutos	0.929	4	0.587		60 minutos	0.983	4	0.921
Cobalto	20 minutos	0.79	4	0.085	Titanio	20 minutos	0.993	4	0.973
	40 minutos	0.897	4	0.418		40 minutos	0.871	4	0.300
	60 minutos	0.991	4	0.962		60 minutos	0.707	4	0.014
Cobre	20 minutos	0.854	4	0.240	Vanadio	20 minutos	0.981	4	0.906
	40 minutos	0.983	4	0.921		40 minutos	0.852	4	0.231
	60 minutos	0.874	4	0.314		60 minutos	0.833	4	0.176
Cromo	20 minutos	0.922	4	0.549	Zinc	20 minutos	0.828	4	0.162
	40 minutos	0.899	4	0.427		40 minutos	0.979	4	0.897
	60 minutos	0.675	4	0.006		60 minutos	0.951	4	0.724
Estaño	20 minutos	0.782	4	0.074					
	40 minutos	0.924	4	0.560					
	60 minutos	0.894	4	0.400					

Los resultados de la tabla 6 muestran que, en general, los datos cumplen con el supuesto de normalidad ($p > 0.05$), excepto en algunos casos puntuales: cromo (60 min), manganeso (20 min), níquel (40 min) y titanio (60 min), donde $p < 0.05$. A pesar de estas excepciones, se asume normalidad en los datos, lo que justifica el uso de ANOVA para comparar las medias entre los tiempos de tratamiento.

Luego de verificar la normalidad, se evaluó la homogeneidad de varianzas con la prueba de Levene (Tabla 7), para confirmar la idoneidad del ANOVA estándar y orientar el análisis en casos con varianzas no homogéneas.

Tabla 7

Análisis de homogeneidad de varianzas

Metal	Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
Antimonio	4.894	2	9	0.036
Arsénico	7.994	2	9	0.010
Cadmio	7.345	2	9	0.013
Cerio	0.011	2	9	0.989
Cobalto	0.116	2	9	0.892
Cobre	1.918	2	9	0.202
Cromo	0.836	2	9	0.464
Estaño	0.826	2	9	0.469
Hierro	0.289	2	9	0.755
Manganeso	1.159	2	9	0.356
Níquel	119.865	2	9	0.000
Plomo	2.383	2	9	0.148
Titanio	2.048	2	9	0.185
Vanadio	0.576	2	9	0.582
Zinc	1.551	2	9	0.264

Según la prueba de Levene, la mayoría de los metales cumplen con la homogeneidad de varianzas ($p > 0.05$), excepto antimonio, arsénico, cadmio y níquel. Con la normalidad y homogeneidad evaluadas, se aplicó ANOVA estándar

para todos los metales, considerando su robustez ante ligeras heterogeneidades.

Para los casos que no cumplieron homogeneidad, se usó también ANOVA de Welch como validación. El análisis permitió identificar diferencias significativas ($p < 0.05$) entre al menos uno de los grupos de tiempo de tratamiento (20, 40 y 60 minutos) para la mayoría de los metales (Tabla 8).

Tabla 8

Análisis ANOVA del porcentaje de remoción de metales pesados

Metal	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Antimonio	1870.07	2	935.403	52.138	0.000
Arsénico	3347.063	2	1673.531	535.767	0.000
Cadmio	3411.478	2	1705.739	478.622	0.000
Cerio	2282.179	2	1141.090	9.331	0.006
Cobalto	3421.209	2	1710.605	425.103	0.000
Cobre	3275.634	2	1637.817	928.833	0.000
Cromo	3290.841	2	1645.421	92.816	0.000
Estaño	2.042	2	1.021	0.003	0.997
Hierro	3361.833	2	1680.916	1214.452	0.000
Manganeso	3789.174	2	1894.587	430.747	0.000
Níquel	998.248	2	499.124	0.563	0.588
Plomo	3935.577	2	1967.788	225.454	0.000
Titanio	2128.686	2	1064.343	3.554	0.073
Vanadio	1962.273	2	981.136	112.428	0.000
Zinc	3514.058	2	1757.029	325.847	0.000

Los metales estaño, níquel y titanio no mostraron diferencias significativas entre los tiempos de tratamiento ($p > 0.05$), lo que indica que su remoción fue estadísticamente similar entre los 20 y 60 minutos. Para validar los resultados en los metales sin homogeneidad de varianzas (antimonio, arsénico, cadmio y níquel), se aplicó la prueba ANOVA de Welch (Tabla 9), confirmando los hallazgos del ANOVA estándar.

Tabla 9

Análisis ANOVA de Welch del porcentaje de remoción de metales pesados

Pruebas robustas de igualdad de medias				
	Estadístico	gl1	gl2	Sig.
Antimonio	37.972	2	5.165	0.001
Arsénico	1802.333	2	5.274	0.000
Cadmio	2235.614	2	4.981	0.000
Níquel	0.627	2	5.387	0.569

La prueba de Welch confirmó los resultados del ANOVA estándar: se encontraron diferencias significativas en los porcentajes de remoción para antimonio, arsénico y cadmio ($p < 0.05$), pero no para níquel ($p = 0.569$). El uso combinado de ANOVA y Welch aseguró la validez del análisis, especialmente en casos sin homogeneidad de varianzas. Finalmente, se aplicó la prueba post hoc de Tukey (Tabla 10) para identificar específicamente entre qué pares de tiempos (20, 40 y 60 minutos) existieron diferencias significativas.

Tabla 10*Análisis HDS Tukey comparaciones múltiples*

Metal	Tiempo de tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Desv. Error	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
						Límite inferior	Límite superior
Antimonio	20 minutos	40 minutos	-13.54250*	2.99507	0.004	-21.9047	-5.1803
	20 minutos	60 minutos	-30.52000*	2.99507	0.000	-38.8822	-22.1578
	40 minutos	60 minutos	-16.97750*	2.99507	0.001	-25.3397	-8.6153
Arsénico	20 minutos	40 minutos	-17.38750*	1.24972	0.000	-20.8767	-13.8983
	20 minutos	60 minutos	-40.76250*	1.24972	0.000	-44.2517	-37.2733
	40 minutos	60 minutos	-23.37500*	1.24972	0.000	-26.8642	-19.8858
Cadmio	20 minutos	40 minutos	-17.55000*	1.33489	0.000	-21.2770	-13.8230
	20 minutos	60 minutos	-41.15250*	1.33489	0.000	-44.8795	-37.4255
	40 minutos	60 minutos	-23.60250*	1.33489	0.000	-27.3295	-19.8755
Cerio	20 minutos	40 minutos	-24.92000*	7.81944	0.027	-46.7519	-3.0881
	20 minutos	60 minutos	-32.21000*	7.81944	0.007	-54.0419	-10.3781
	40 minutos	60 minutos	-7.29000	7.81944	0.635	-29.1219	14.5419
Cobalto	20 minutos	40 minutos	-18.38500*	1.41845	0.000	-22.3453	-14.4247
	20 minutos	60 minutos	-41.27750*	1.41845	0.000	-45.2378	-37.3172
	40 minutos	60 minutos	-22.89250*	1.41845	0.000	-26.8528	-18.9322
Cobre	20 minutos	40 minutos	-18.10250*	0.93896	0.000	-20.7241	-15.4809
	20 minutos	60 minutos	-40.39750*	0.93896	0.000	-43.0191	-37.7759
	40 minutos	60 minutos	-22.29500*	0.93896	0.000	-24.9166	-19.6734
Cromo	20 minutos	40 minutos	-14.40750*	2.97723	0.002	-22.7199	-6.0951
	20 minutos	60 minutos	-40.04250*	2.97723	0.000	-48.3549	-31.7301
	40 minutos	60 minutos	-25.63500*	2.97723	0.000	-33.9474	-17.3226
Estaño	20 minutos	40 minutos	1.00500	13.92460	0.997	-37.8726	39.8826
	20 minutos	60 minutos	0.41250	13.92460	1.000	-38.4651	39.2901
	40 minutos	60 minutos	-0.59250	13.92460	0.999	-39.4701	38.2851
Hierro	20 minutos	40 minutos	-18.52500*	0.83189	0.000	-20.8477	-16.2023
	20 minutos	60 minutos	-40.93750*	0.83189	0.000	-43.2602	-38.6148
	40 minutos	60 minutos	-22.41250*	0.83189	0.000	-24.7352	-20.0898
Manganeso	20 minutos	40 minutos	-20.04000*	1.48297	0.000	-24.1804	-15.8996
	20 minutos	60 minutos	-43.48250*	1.48297	0.000	-47.6229	-39.3421
	40 minutos	60 minutos	-23.44250*	1.48297	0.000	-27.5829	-19.3021
Níquel	20 minutos	40 minutos	-9.33000	21.04712	0.899	-68.0937	49.4337
	20 minutos	60 minutos	-22.24500	21.04712	0.562	-81.0087	36.5187
	40 minutos	60 minutos	-12.91500	21.04712	0.816	-71.6787	45.8487
Plomo	20 minutos	40 minutos	-18.63500*	2.08903	0.000	-24.4676	-12.8024
	20 minutos	60 minutos	-44.18000*	2.08903	0.000	-50.0126	-38.3474
	40 minutos	60 minutos	-25.54500*	2.08903	0.000	-31.3776	-19.7124
Titanio	20 minutos	40 minutos	-8.38750	12.23759	0.778	-42.5549	25.7799
	20 minutos	60 minutos	-31.49750	12.23759	0.070	-65.6649	2.6699
	40 minutos	60 minutos	-23.11000	12.23759	0.197	-57.2774	11.0574
Vanadio	20 minutos	40 minutos	-14.30500*	2.08887	0.000	-20.1371	-8.4729
	20 minutos	60 minutos	-31.28500*	2.08887	0.000	-37.1171	-25.4529
	40 minutos	60 minutos	-16.98000*	2.08887	0.000	-22.8121	-11.1479
Zinc	20 minutos	40 minutos	-16.27000*	1.64198	0.000	-20.8544	-11.6856
	20 minutos	60 minutos	-41.59000*	1.64198	0.000	-46.1744	-37.0056
	40 minutos	60 minutos	-25.32000*	1.64198	0.000	-29.9044	-20.7356

La prueba de Tukey mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los grupos de tiempo (20, 40 y 60 min) para la mayoría de los metales. Por ejemplo, en antimonio y arsénico se observaron incrementos progresivos en la remoción al aumentar el tiempo. Sin embargo, algunos metales como cerio, níquel, plomo, titanio y estaño no presentaron diferencias significativas entre ciertos intervalos, indicando que su remoción se estabiliza tras cierto tiempo. En particular, estaño mostró alta remoción desde los 20 minutos, sin mejoras posteriores. Estos resultados confirman que, para la mayoría de los metales, el tiempo influye en la eficiencia del tratamiento, pero no en todos los casos. Además, los hallazgos del test de Tukey fueron corroborados con la prueba de Games-Howell para los metales sin homogeneidad de varianzas (Tabla 11).

Tabla 11

Análisis Games-Howell comparaciones múltiples

Metal	Tiempo de tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Desv. Error	Sig.	Intervalo de confianza al 95%	
						Límite inferior	Límite superior
Antimonio	20 minutos	40 minutos	-13.54250*	3.02506	0.026	-24.5302	-2.5548
	20 minutos	60 minutos	-30.52000*	3.50822	0.000	-41.5713	-19.4687
	40 minutos	60 minutos	-16.97750*	2.33510	0.003	-24.8903	-9.0647
Arsénico	20 minutos	40 minutos	-17.38750*	1.43681	0.001	-22.9453	-11.8297
	20 minutos	60 minutos	-40.76250*	0.64042	0.000	-42.8021	-38.7229
	40 minutos	60 minutos	-23.37500*	1.48690	0.000	-28.7736	-17.9764
Cadmio	20 minutos	40 minutos	-17.55000*	1.55469	0.002	-23.7823	-11.3177
	20 minutos	60 minutos	-41.15250*	0.57941	0.000	-43.0805	-39.2245
	40 minutos	60 minutos	-23.60250*	1.61028	0.000	-29.6056	-17.5994
Níquel	20 minutos	40 minutos	-9.33000	24.27908	0.923	-85.2934	66.6334
	20 minutos	60 minutos	-22.24500	21.12013	0.586	-96.1510	51.6610
	40 minutos	60 minutos	-12.91500	17.12923	0.745	-69.3029	43.4729

La prueba de Games-Howell confirmó los resultados obtenidos con Tukey para los metales sin homogeneidad de varianzas. En antimonio, arsénico y cadmio se mantuvieron las diferencias significativas entre los tiempos de tratamiento ($p < 0.05$), mientras que en níquel no se observaron diferencias ($p > 0.05$), validando que el tiempo no afecta su remoción. Este análisis refuerza la solidez estadística de los resultados y la interpretación del efecto del tiempo en la eficiencia de remoción de metales pesados.

4.3. Análisis individual de remoción y comparación con los Límites Máximos

Permisibles (LMP)

A continuación, se presenta el análisis individual de la remoción de cada metal, comparando los resultados obtenidos con los valores establecidos en los Límites Máximos Permisibles (LMP) para efluentes líquidos de actividades minero-metalúrgicas, según el D.S. N.º 010-2010-MINAM. (tabla 12)

Tabla 12

Límites Máximos Permisibles (LMP) para la descarga de efluentes líquidos de actividades minero-metalúrgicas

Parámetro	Unidad	Límite en cualquier momento
Ph		6 – 9
Sólidos totales en suspensión	mg/L	50
Aceites y grasas	mg/L	20
Cianuro total	mg/L	1
Arsénico total	mg/L	0.1
Cadmio total	mg/L	0.05
Cromo hexavalente	mg/L	0.1
Cobre total	mg/L	0.5
Hierro (disuelto)	mg/L	2
Plomo total	mg/L	0.2
Mercurio total	mg/L	0.002
Zinc total	mg/L	1.5

Nota. Tomado de MINAM (2010)

Usaremos la siguiente tabla para poder comparar la concentración inicial en mg/L vs la remoción en porcentajes.

Tabla 13

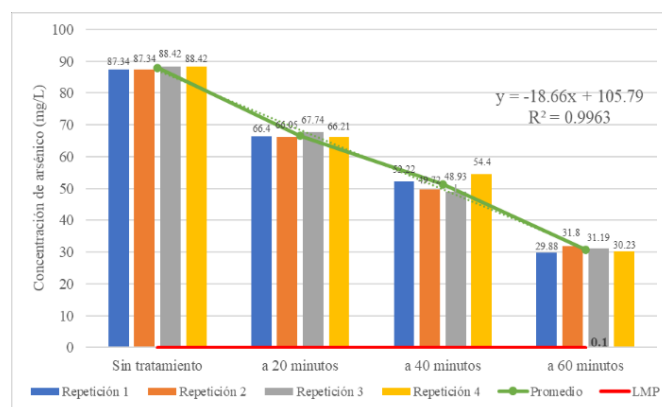
Concentración promedio de metales pesados a diferentes tiempos de tratamiento.

Metales Totales	*L.C (mg/L)	Promedio de concentración mg/L			
		Sin tratamiento	A 20 minutos	A 40 minutos	A 60 minutos
Antimonio (Sb)	0.003	2.01	1.41	1.14	0.79
Arsénico (As)	0.005	87.88	66.6	51.32	30.8
Cadmio (Cd)	0.0001	2.87	2.19	1.68	1.01
Cerio	0.009	0.19	0.14	0.09	0.08
Cobalto (Co)	0.0006	1.85	1.43	1.09	0.66
Cobre (Cu)	0.002	888.5	683.5	522.63	325
Cromo (Cr)	0.0003	0.09	0.07	0.06	0.03
Estaño (Sn)	0.003	0.08	0.02	0.02	0.02
Hierro (Fe)	0.002	1908	1453	1099.5	672
Manganeso (Mn)	0.0003	9.05	7.23	5.42	3.3
Mercurio (Hg)	0.001	< 0.001	<0.001	<0.001	<0.001
Níquel (Ni)	0.0006	6.23	0.88	0.69	0.42
Plata (Ag)	0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
Plomo (Pb)	0.002	1.09	0.89	0.69	0.41
Titanio (Ti)	0.0007	0.12	0.07	0.06	0.03
Vanadio (V)	0.001	0.13	0.1	0.08	0.05
Zinc (Zn)	0.002	95.08	75.12	59.64	35.6

*Límite cuantificable

Figura 17

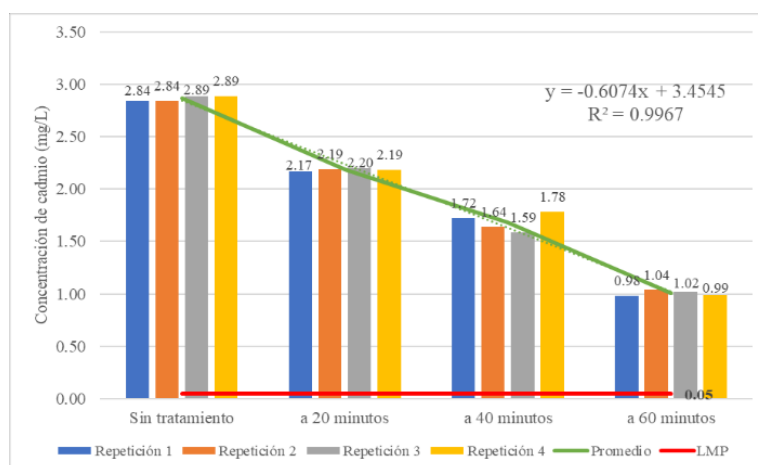
Concentración de metales pesados por tratamiento y repetición vs LMP



El arsénico disminuyó de 87.88 mg/L a 30.80 mg/L (64.98 % de remoción). Este valor continúa por encima del LMP de 0.1 mg/L; no obstante, Mroczek et al. (2019) demostraron que, mediante la optimización del sistema electroquímico, es posible reducir concentraciones de aproximadamente 4 mg/L hasta valores inferiores a 0.1 mg/L.

Figura 18

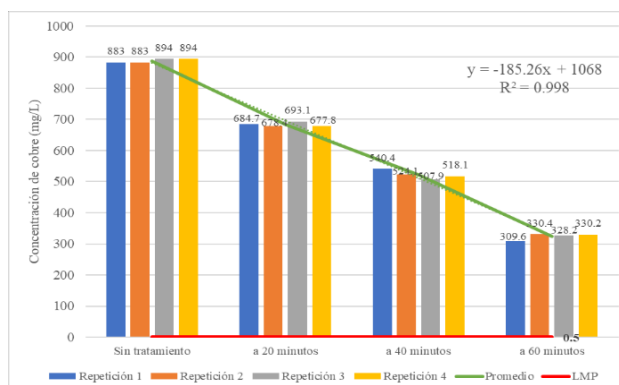
Concentración de cadmio por tratamiento y repetición.



El cadmio se redujo de 2.87 mg/L a 1.01 mg/L (64.82 %), aún por encima del LMP de 0.05 mg/L; sin embargo, Bhagawan et al. (2014) reportaron eficiencias cercanas al 99 % bajo condiciones operativas optimizadas, lo que permite alcanzar concentraciones compatibles con el LMP establecido para este metal.

Figura 19

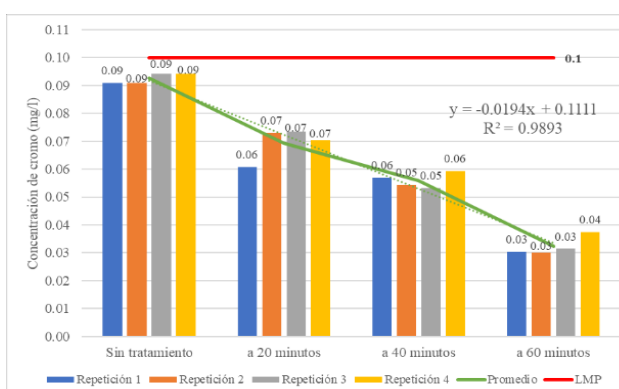
Concentración de cobre por tratamiento y repetición



La concentración inicial de cobre fue de 888.5 mg/L. a los 20 minutos, esta se redujo a 683.5 mg/L (23.07% de remoción). a los 40 minutos, la concentración disminuyó de 522.63 mg/L (41.17% de remoción) y a los 60 minutos se alcanzó una concentración de 325 mg/L, correspondiente a una eficiencia de remoción del 63.47%.

Figura 20

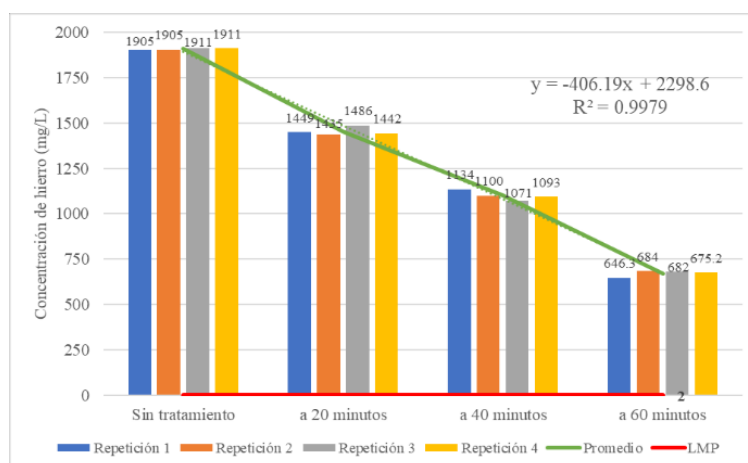
Concentración de cromo por tratamiento y repetición.



El cromo presentó una concentración inicial de 0.09 mg/L, inferior al LMP de 0.1 mg/L, y el tratamiento permitió reducirla hasta 0.03 mg/L (65.18 %). Este comportamiento coincide con lo documentado por Bhagawan et al. (2014), quienes reportaron 96.2 % de remoción, y por Ayub et al. (2020), con eficiencias de hasta 87.6 % bajo condiciones electroquímicas controladas.

Figura 21

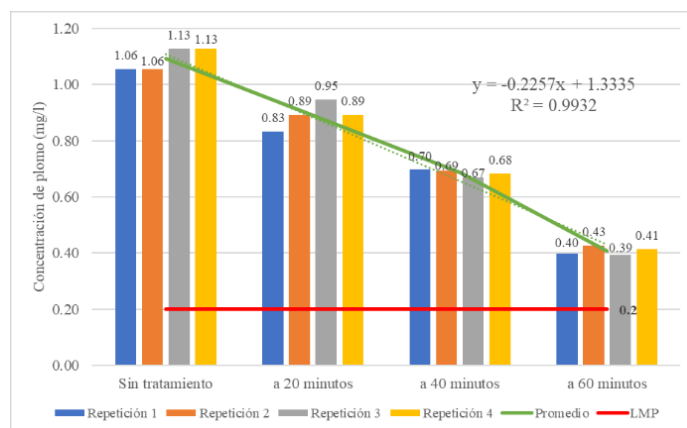
Concentración de hierro por tratamiento y repetición.



El cobre y el hierro, que presentaron las concentraciones iniciales más elevadas (888.5 mg/L y 1908 mg/L, respectivamente), mostraron reducciones de 63.47 % (hasta 325 mg/L) y 64.79 % (hasta 672 mg/L). En ambos casos, las concentraciones finales aún superan sus respectivos LMP (0.5 mg/L para cobre y 2 mg/L para hierro). Para el cobre, Ayub et al. (2020) reportaron hasta 100 % de remoción en 60 minutos bajo condiciones óptimas de pH 4 y 2 A de corriente, mientras que Bhagawan et al. (2014) alcanzaron 98 % utilizando electrodos de hierro y parámetros controlados, logrando aproximarse e incluso alcanzar el valor de 0.5 mg/L según las condiciones iniciales. En el caso del hierro, cuyo LMP es 2 mg/L, Abdulhadi (2021) evidenció que el uso de electrodos perforados y mejoras en el diseño del reactor permiten alcanzar eficiencias cercanas al 99.9 %, posibilitando la reducción de la concentración hasta valores compatibles con dicho límite.

Figura 22

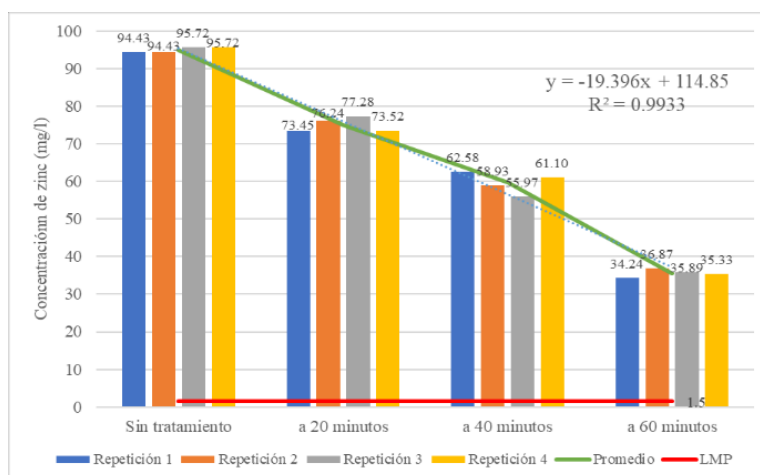
Concentración de plomo por tratamiento y repetición.



El plomo alcanzó una remoción de 62.61 % (de 1.09 mg/L a 0.41 mg/L), frente al LMP de 0.2 mg/L. Investigaciones previas demuestran que, bajo mayores densidades de corriente y tiempos de tratamiento adecuados, es posible alcanzar concentraciones inferiores a 0.2 mg/L: Bhagawan et al. (2014) lograron 99.5 % de remoción en 30 minutos; Aguilar y Lavado (2018) obtuvieron 81.51 % en 90 minutos; y Terán (2019) reportó 98.96 % a 60 minutos con mayor densidad de corriente, evidenciando la influencia directa de este parámetro en la eficiencia del proceso.

Figura 23

Concentración de zinc por tratamiento y repetición



En cuanto al zinc, la concentración disminuyó de 95.08 mg/L a 35.6 mg/L (62.57 %), permaneciendo por encima del LMP de 1.5 mg/L. No obstante, Bhagawan et al. (2014) reportaron eficiencias superiores al 99 % bajo condiciones optimizadas de pH, voltaje y configuración de electrodos, alcanzando concentraciones finales acordes con el LMP. Por su parte,

El mercurio mantuvo concentraciones inferiores al límite de cuantificación (<0.001 mg/L) durante todo el experimento, valor que se encuentra por debajo del LMP de 0.002 mg/L, por lo que no fue posible estimar porcentajes de remoción ni aplicar análisis estadísticos.

Las figuras 17, 18, 19, 20, 21 y 23 presentan la evolución de las concentraciones de los metales que cuentan con Límites Máximos Permisibles (LMP) para efluentes líquidos de actividades minero-metalúrgicas (arsénico, cadmio, cobre, cromo, hierro, mercurio, plomo y zinc), permitiendo comparar simultáneamente su comportamiento a 20, 40 y 60 minutos de tratamiento y su relación con los valores normativos establecidos. En todos los casos se observa una tendencia decreciente conforme aumenta el tiempo de electrólisis y, tal como se demostró previamente mediante el análisis estadístico (ANOVA y prueba post hoc de Tukey, $\alpha = 0.05$), existen diferencias significativas entre los tratamientos, siendo consistentemente mayor la remoción a 60 minutos respecto a 40 y 20 minutos.

En conjunto, las figuras evidencian reducciones estadísticamente significativas y consistentes, con un comportamiento cinético respaldado tanto por las ecuaciones de ajuste obtenidas ($R^2 > 0.9$) como por lo reportado en investigaciones pasadas. Estos resultados confirman correlación directa entre el tiempo de electrólisis y la disminución de concentración, así como el potencial del sistema para aproximarse al cumplimiento de

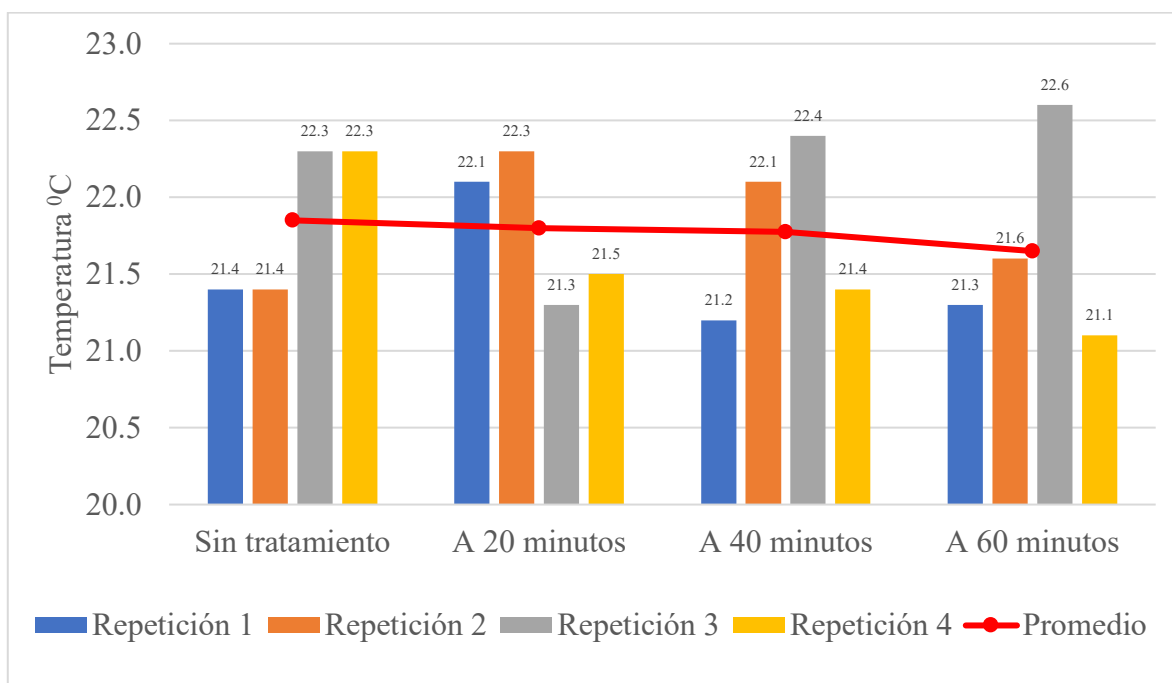
los LMP mediante la optimización de las variables operativas tales como el incremento del tiempo de tratamiento.

4.4. Evaluación de variables externas

4.4.1. Monitoreo de Temperatura

Figura 24

Temperatura a diferentes tiempos de tratamiento



Se observó que la temperatura durante los tratamientos se mantuvo en un rango de 24 a 22 °C, lo cual garantiza el buen funcionamiento del reactor, ya que las temperaturas moderadas favorecen la estabilidad de las reacciones electroquímicas sin provocar volatilización del agua ni deterioro de los electrodos. Según Holt et al. (2005), temperaturas entre 20 y 30 °C son óptimas para la electrocoagulación, ya que aumentan ligeramente la movilidad iónica y la solubilidad de los productos intermedios, sin generar efectos adversos sobre la eficiencia del proceso.

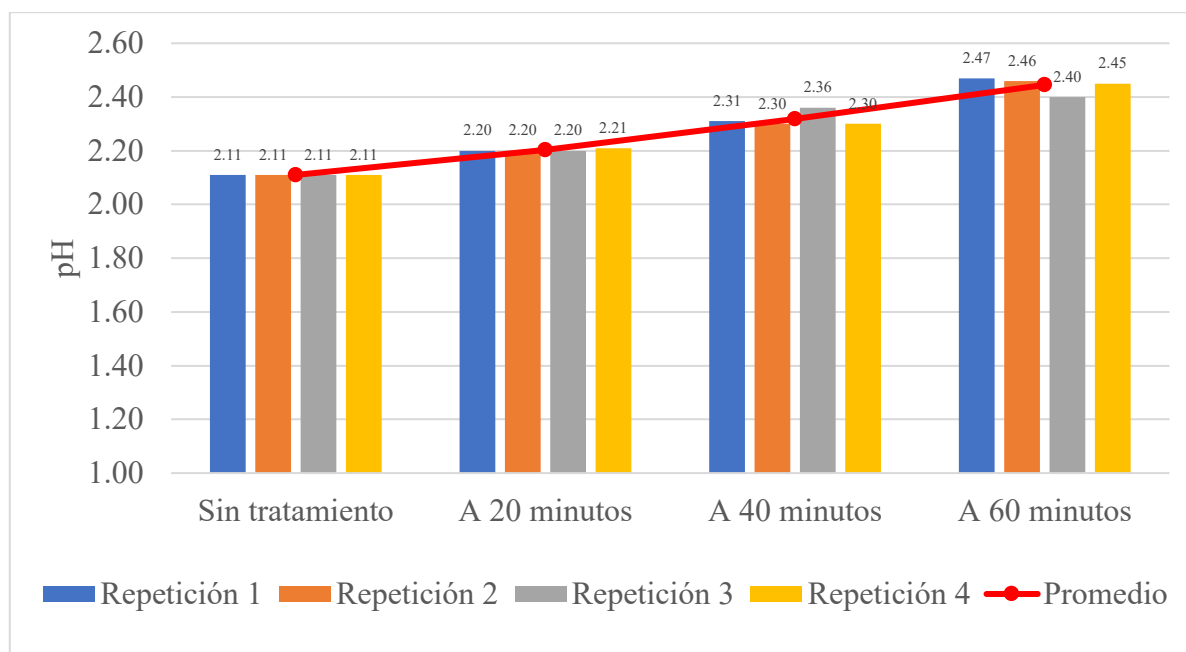
El ligero aumento de temperatura observado durante el tratamiento (de 0 a 60 minutos) se debe principalmente al paso continuo de corriente eléctrica a través del medio acuoso, lo que genera calor por efecto Joule. Este fenómeno ocurre cuando

los iones en el agua ofrecen resistencia al flujo de corriente, liberando energía térmica. Vasudevan et al. (2011) explican que el calentamiento natural del sistema es una consecuencia esperada de la electrólisis, especialmente a mayor duración del tratamiento y en soluciones con alta conductividad.

4.4.2. Monitoreo de potencial de Hidrógeno pH

Figura 25

pH a diferentes tiempos de tratamiento



En las cuatro repeticiones del experimento se observó un ligero incremento del pH con el tiempo de tratamiento. Este fenómeno se atribuye a las reacciones electroquímicas de los electrodos de acero inoxidable, de acuerdo a Vilasó-Cadre, et al. (2023) en el cátodo se produce la reducción del agua generando gas hidrógeno (H_2), mientras que en el ánodo ocurre la oxidación para liberar oxígeno (O_2) y iones hidróxido (OH^-), lo cual eleva la alcalinidad de la solución. Los electrodos de acero inoxidable, al estar recubiertos por capas pasivas de óxidos metálicos (fundamentalmente Fe y Cr), facilitan este intercambio iónico, contribuyendo al aumento del pH. Sin embargo, pese a este incremento observado (de 2.11 a 2.47 en

60 min), la solución permaneció en rango ácido, dado que la liberación de OH^- fue limitada.

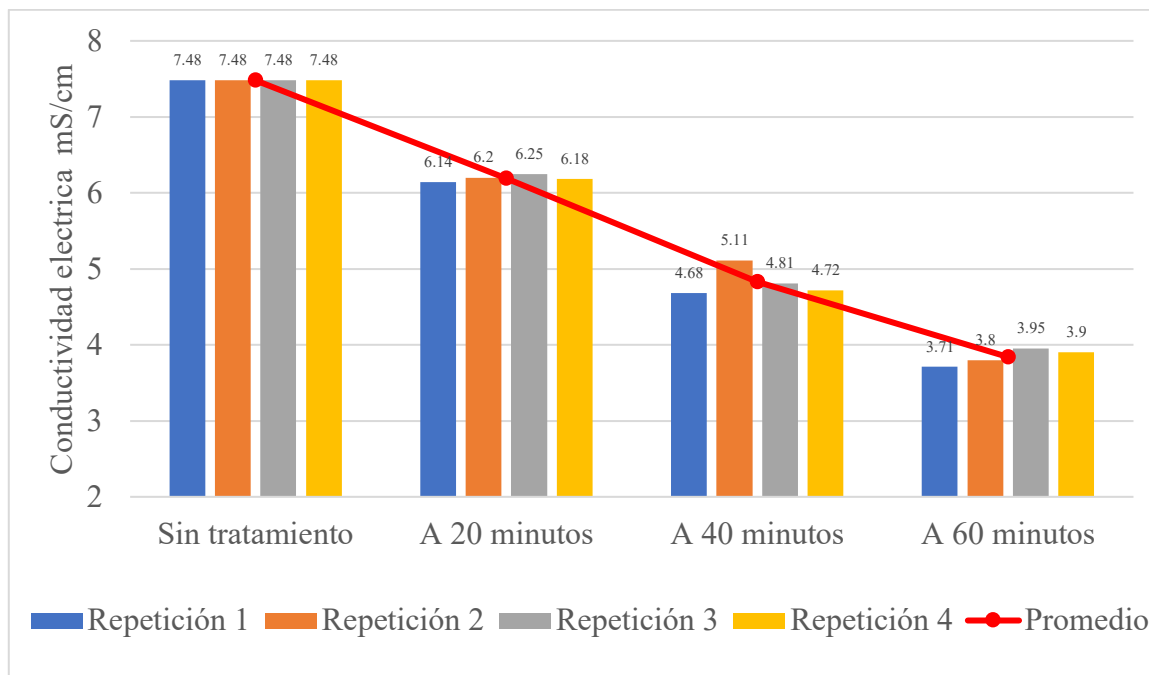
Esta liberación limitada de OH^- se relaciona principalmente con el tiempo de tratamiento, ya que una mayor duración permite una acumulación progresiva de especies alcalinas en la solución. Si bien el tipo de electrodo también influye, como en el caso de los electrodos de hierro y aluminio que presentan mayor actividad electroquímica, el factor determinante en el estudio de Gonzales y Malca (2019) fue el tiempo de exposición de 240 minutos, lo que permitió alcanzar un pH de hasta 6.00. En contraste, en el presente estudio, el uso de acero inoxidable y un tiempo máximo de 60 minutos explican el incremento más moderado observado.

También es importante destacar que distintas investigaciones respaldan la relevancia del control del pH en los procesos de tratamiento de aguas contaminadas con metales. Por ejemplo, Castañeda y Choton (2019) concluyen que un pH entre 6 y 7 favorece la eliminación de metales como Cu, Ni, Zn y Cr; Zhang et al. (2020) señalan que un valor óptimo de 6.45 a 6.5 permite una remoción efectiva de litio; mientras que Rana et al. (2004) reporta una mayor eficiencia de remoción en rangos de pH entre 4.5 y 7. Estas conclusiones subrayan la influencia crítica del pH sobre la eficacia del tratamiento. Sin embargo, en el presente estudio no se aplicó una corrección externa del pH, ya que el objetivo fue evaluar el comportamiento natural del sistema electroquímico utilizando electrodos de acero, sin añadir agentes neutralizantes. Esta decisión metodológica permitió observar los efectos directos del tratamiento sobre una solución altamente ácida, simulando condiciones reales sin pretratamiento.

4.4.3. Monitoreo de conductividad eléctrica

Figura 26

Conductividad eléctrica a diferentes tiempos de tratamiento



Durante los 60 minutos de tratamiento se observó una disminución de la conductividad eléctrica de 7.48 mS/cm a 3.41 mS/cm. Este comportamiento es consistente con lo reportado por İrdemez et al. (2006), quienes señalan que la conductividad eléctrica de la solución disminuyó continuamente durante el proceso de electrocoagulación debido a la eliminación de iones mediante precipitación y adsorción sobre flóculos de hidróxidos metálicos. Efectivamente, los hidróxidos generados en el ánodo precipitan junto con los metales disueltos, removiendo los iones responsables de la conductividad, lo que coincide con la disminución observada en tu sistema.

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

- El análisis estadístico (ANOVA y Tukey) evidencia diferencias significativas en la remoción de metales según el tiempo de tratamiento, mostrando una mejora progresiva en la mayoría de los casos. Níquel, titanio y estaño alcanzaron las mayores eficiencias, mientras que cerio, vanadio y antimonio presentaron los porcentajes más bajos de remoción.
- Las concentraciones iniciales influyen en la eficiencia de remoción: hierro y cobre, con valores iniciales elevados, presentan porcentajes moderados de remoción, mientras que níquel, pese a su menor concentración inicial, alcanza una mayor eficiencia de remoción.
- Aunque el tratamiento demuestra efectividad en la reducción de metales, la mayoría no cumple con los LMP; sin embargo, el cromo y el mercurio constituyen excepciones, ya que ambos presentan concentraciones dentro de los límites establecidos, incluso antes o independientemente del tratamiento.
- Las variables externas evidencian la efectividad del tratamiento, reflejada en la disminución de la conductividad eléctrica y el ligero aumento del pH, mientras que la temperatura se mantuvo estable, lo que asegura el adecuado funcionamiento del reactor.

5.2. Recomendaciones

- Para futuras investigaciones, considerar incorporar el control de variables externas como pH, la conductividad eléctrica y la temperatura, como un complemento a las condiciones ya consideradas.
- Hacer experimentos que incluyan diferentes voltajes y extender los tiempos de tratamiento, 90 120 minutos.
- Realizar pruebas con otro tipo de electrodos como por ejemplo electrodos de hierro o aluminio.
- Hacer análisis previos del agua a tratar para determinar los metales que se encuentran en mayor concentración y así poder elegir la mejor alternativa de tratamiento.

CAPÍTULO VI

REFERENCIAS

- Abdel-Ghani, N. T., Hefny, M., & El-Chaghab, G. A. (2007). Removal of lead from aqueous solution using low cost abundantly available adsorbents. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 4, 67-73.
<https://doi.org/10.1007/BF03325963>
- Abdulhadi, B., Kot, P., Hashim, K., Shaw, A., Muradov, M., & Al-Khaddar, R. (2021). Continuous-flow electrocoagulation (EC) process for iron removal from water: Experimental, statistical and economic study. *Science of The Total Environment*, 760, 143417. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143417>
- Acosta, G. E., Coy, C. A., Bourdón, A., y Cuervo, E. (2013). La electrocoagulación como un tratamiento eficiente para la remoción de metales pesados presentes en aguas residuales. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 9(2), 306.
<https://doi.org/10.18359/rfcb.389>
- Alam R, Sheob M, Saeed B, Khan SU, Shirinkar M, Frontistis Z, Basheer F, Farooqi IH. (2021). Use of Electrocoagulation for Treatment of Pharmaceutical Compounds in Water/Wastewater: A Review Exploring Opportunities and Challenges. *Water*; 13(15):2105. <https://doi.org/10.3390/w13152105>
- Arévalo, C. (2016). *Influencia de densidad de corriente y tiempo de residencia en la reducción de arsénico de efluentes artificiales mediante el proceso de electrocoagulación*, [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Trujillo].
<https://hdl.handle.net/20.500.14414/2318>

- Arroyo, M. (2011). *Tratamiento de disoluciones que contienen cromo hexavalente mediante electrocoagulación con ánodos de hierro*. [Tesis de doctorado, Universidad Politécnica de Valencia]. <http://hdl.handle.net/10251/11931>
- Autoridad Nacional del Agua (ANA). (2015). *Evaluación de Recursos Hídricos en la Cuenca de Crisnejas*. <https://hdl.handle.net/20.500.12543/38>
- Ayub, S., Siddique, A. A., Khursheed, M. S., Zarei, A., Alam, I., Asgari, E., & Changan, F. (2020). Removal of heavy metals (Cr, Cu, and Zn) from electroplating wastewater by electrocoagulation and adsorption processes. *Desalin Water Treat*, 179, 263-271. <https://doi.org/10.5004/dwt.2020.25010>
- Banco Mundial. (2019). *Iluminando un sector oculto*. <https://www.worldbank.org/en/news/feature/2019/06/19/shining-a-light-on-a-hidden-sector>
- Bhagawan, D., Poodari, S., Pothuraju, T., Srinivasulu, D., Shankaraiah, G., Yamuna Rani, M., ... & Vidyavathi, S. (2014). Effect of operational parameters on heavy metal removal by electrocoagulation. *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 14166-14173. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3331-8>
- Blowes, D., Jambor, J. L., & Mineralogical Association of Canada. (1994). *The environmental geochemistry of sulfide mine-wastes*. Mineralogical Association of Canada.
- Camargo, J. (2015). *Remoción de metales pesados presentes en aguas residuales a través del proceso de electrocoagulación*. Universidad Militar Nueva Granada. <http://hdl.handle.net/10654/7473>
- Carrera Calderón, H. B; & Flores Mendoza, E. (2017). *Remoción de hierro y cobre total en función de la densidad de corriente y del tiempo de residencia en el tratamiento por*

- electrólisis de un drenaje ácido de mina. Hualgayoc - 2017*". [Tesis de pregrado, Universidad Privada del norte].
- Castañeda Hilario, D. M., & Choton Cipriano, E. A. (2019). *Estudio de la densidad de corriente y tiempo de residencia en el proceso de electrocoagulación y su influencia en la reducción Fe^{2+} de solución de drenaje ácido de mina*. [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Trujillo]. <https://hdl.handle.net/20.500.14414/11230>
- Caviedes, D. (2015). Tratamientos para la remoción de metales pesados comúnmente presentes en aguas residuales industriales. *Revista Ingeniería y Región*, 15 (1), 36- 48. <https://doi.org/10.25054/22161325.710>
- Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 38(1), 11–41. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.006>
- Cuellar Carrasco, E., Ortega Escobar, M., Ramírez Ayala, C., y Sánchez Bernal, E. I. (2017). Evaluación de la relación de adsorción de sodio de las aguas de la red hidrográfica del Valle del Mezquital, Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 6(5), 977. <https://doi.org/10.29312/remexca.v6i5.592>
- Aguilar Davila, D.A; Lavado Lazaro,K.A. (2018). *Influencia de la densidad de corriente y tiempo sobre el porcentaje de eliminación de iones plomo a partir de soluciones acuosas contaminadas usando electrodeposición*. [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Trujillo]. Perú <https://dspace.unitru.edu.pe/items/b7be2c0a-31f0-4060-8124-41e00283f95f>
- De Pierola, C. J. (2017). *El agua y su uso en minería y agricultura en el Perú, una primera aproximación*. Asociación Peruana de Ingeniería Hidráulica y Ambiental APIHA. [https://peru.ahk.de/filehub/deliverFile/4047a53b-7f16-4b3b-b70c-735fd7e13b1f/902386/Informe uso del agua en Miineria Dic 2016- APIHA.pdf](https://peru.ahk.de/filehub/deliverFile/4047a53b-7f16-4b3b-b70c-735fd7e13b1f/902386/Informe%20uso%20del%20agua%20en%20Miineria%20Dic%202016-20APIHA.pdf)

- Delgado, J., Rodríguez, M., y Díaz, M. (2018). Niveles de contaminación por metales pesados en el acuífero aluvial del Agrio en el entorno minero de Aznalcóllar (Sevilla) durante el periodo 2012-2018. *Sociedad Geológica España*, 66, 47-50.
<http://hdl.handle.net/10272/17704>
- Droguí, K. (2011). *Desarrollo de tecnologías electrolíticas y membranales para la eliminación de compuestos fitosanitarios y la desmineralización de agua*. Université d'AvantGarde. Chihuahua.
- Elorduy, A. (2023). *La importancia del pH en la electrolisis y mecanismo de Grotthuss*.
<https://energyanalysis.substack.com/p/importacia-del-ph-en-la-electrolisis-grotthuss>
- Escobar, C. (2002). *Optimización del proceso de electrocoagulación para la remoción de cobre, plomo, cadmio en aguas naturales y residuos industriales líquidos*. Universidad de Chile. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/188394>
- Florez Lozano, H. H. (2016). *Evaluación de la concentración de metales pesados en las aguas de río Grande y su relación con la actividad minera*. [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Cajamarca]. <http://hdl.handle.net/20.500.14074/1299>
- Gil, J. (2012). *Tratamiento electroquímico para la remoción de metales pesados en residuos líquidos peligrosos generados en los laboratorios de docencia de la Universidad del Cauca*. [Tesis de maestría, Universidad Del Valle]. <https://hdl.handle.net/10893/7642>
- Gonzales Paredes, E. E., & Malca Yopla, M. N. (2019). *Influencia del amperaje y tiempo de residencia sobre el porcentaje de remoción de metales pesados en el tratamiento de aguas ácidas de Minera Yanacocha SRL por electrocoagulación, 2018*. [Tesis de pregrado, Universidad Privada del Norte] <https://hdl.handle.net/11537/21258>
- González-Dávila. (2012). *Contaminación del agua por los metales pesados*. Mexico
- Hernández, L. (2010). *fundamentos y sus principios básicos de electrolisis*. lima.

- Holt, P. K., Barton, G. W., & Mitchell, C. A. (2005). The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. *Chemosphere*, 59(3), 355–367.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.10.023>
- Instituto Nacional de Seguridad y Salud el trabajo. (2024). NTP 237: *Reacciones químicas peligrosas con el agua*. <https://www.insst.es/documentacion/colecciones-tecnicas/ntp-notas-tecnicas-de-prevencion/7-serie-ntp-numeros-226-a-260-ano-1990/ntp-237-reacciones-quimicas-peligrosas-con-el-agua>
- İrdemez, Ş., Demircioğlu, N., Yıldız, Y. Ş., & Bingül, Z. (2006). The effects of current density and phosphate concentration on phosphate removal from wastewater by electrocoagulation using aluminum and iron plate electrodes. *Separation and Purification Technology*, 52(2), 218–223. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2006.04.008>
- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology*, 7(2), 60–72. <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>
- Kim, T., Kim, T. K., & Zoh, K. D. (2020). Removal mechanism of heavy metal (Cu, Ni, Zn, and Cr) in the presence of cyanide during electrocoagulation using Fe and Al electrodes. *Journal of Water Process Engineering*, 33, 101109.
<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101109>
- Landrigan, P., Bose-O'Reilly, S., Elbel, J., Nordberg, G., Lucchini, R., Bartrem, C., ... & Collegium Ramazzini. (2022). Reducing disease and death from Artisanal and Small-Scale Mining (ASM). *Environmental health*, 21(1), 78.
<https://doi.org/10.1186/s12940-022-00877-5>
- Lindenschmidt, K., Sydor, M., Carson, R. and Harrison, R. (2012) Ice Jam Modelling of the Lower Red River. *Journal of Water Resource and Protection*, 4, 1-11.
<https://doi.org/10.4236/jwarp.2012.41001>

Loiácono, Rosa. Vuanello, Olga, Solorza, Basilio., Millán, M. E., & Tejada, Juan. (2005).

Eliminación de metales pesados de efluentes industriales por método electroquímico.

Universidad nacional de San Juan.

https://www.ciiq.org/varios/peru_2005/Trabajos/III/3/3.3.03.pdf

Manangón Perugachi, L. E. (2010). *Evaluación de procesos no convencionales de*

tratamiento de efluentes acuosos generados por una empresa de mantenimiento de

motores [Tesis de pregrado, Escuela Politécnica Nacional].

<https://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/2246>

Ministerio de Energía y Minas (MINEM). (2022). *Exposición de motivos del decreto*

supremo que aprueba la política nacional multisectorial para la pequeña minería y minería artesanal al 2030.

<https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/3456253/EXPOSICI%C3%93N%20DE%20MOTIVOS.pdf.pdf>

Ministerio del Ambiente (MINAM). (2017). *Límites Máximos Permisibles (LMP) para la*

descarga de efluentes líquidos de actividades minero-metalúrgicas.

<https://sinia.minam.gob.pe/normas/limites-maximos-permisibles>

Morales, P., Nelly, B., y Acosta, G. (2010). Sistema de electrocoagulación como tratamiento

de aguas residuales galvánicas. *Ciencia e ingeniería Neogranadina*, 20 (1), 2-18.

http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0124-81702010000100003

Moussa, D. T., El-Naas, M. H., Nasser, M., & Al-Marri, M. J. (2017). A comprehensive

review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of environmental management*, 186, 24-4. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.032>

- Mroczek, E. K., Graham, D., & Bacon, L. (2019). Removal of arsenic and silica from geothermal fluid by electrocoagulation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(4), 103232. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103232>
- Octavio-Aguilar, P., & Olmos-Palma, D. A. (2022). Efectos sobre la salud del agua contaminada por metales pesados. *Herreriana*, 4(1), 43-47. <https://doi.org/10.29057/h.v4i1.8630>
- Organización Mundial de Salud (OMS). (2024). *Intoxicación por plomo* <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>
- Oyarzún, J. (2001). Algunos metales y metaloides con propiedades tóxicas o carcinogénicas: distribución natural y riesgos por contaminación en Chile. *Revista Chilena de Salud Pública* 5(2/3):96-101.
- Pabón, S. E., Benítez, R., Sarria, R. A., & Gallo, J. A. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14(27), 9-18. <https://doi.org/10.31908/19098367.0001>
- Pereira, M., Ballón, E., Castro, M., Constantin, A., De Miguel, C. J., García, R., ... & Lanegra, I. (2022). *Minería y desarrollo sostenible: seguimiento de la evaluación del desempeño ambiental del Perú*. <https://repositorio.cepal.org/server/api/core/bitstreams/932a7f15-0f8e-48fc-a11c-25e5a62107bd/content>
- Rana, P., Mohan, N., & Rajagopal, C. (2004). Electrochemical removal of chromium from wastewater by using carbon aerogel electrodes. *Water research*, 38(12), 2811-2820. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.02.029>
- Salman, R. H. (2019). Removal of manganese ions (Mn²⁺) from a simulated wastewater by electrocoagulation/electroflotation technologies with stainless steel mesh electrodes:

- process optimization based on Taguchi approach. *Iraqi Journal of Chemical and Petroleum Engineering*, 20(1), 39-48. <https://doi.org/10.31699/IJCPE.2019.1.6>
- Shafaei, A., Pajootan, E., Nikazar, M., & Arami, M. (2011). Removal of Co (II) from aqueous solution by electrocoagulation process using aluminum electrodes. *Desalination*, 279(1-3), 121-126 <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.05.070>
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012). Heavy metal toxicity and the environment. In *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology* (pp. 133–164). https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6
- Terán, J. (2019). *Tratamiento de drenaje ácido de mina, por electrólisis para la remoción de plomo, Hualgayoc – Cajamarca 2019*. [Tesis de pregrado, Universidad Privada del Norte]. <https://hdl.handle.net/11537/23867>
- Universidad Politécnica de Valencia. (2024). *Fundamentos y usos de la electrólisis* <https://upvx.es/courses/course-v1:poc+redox1+2019-01/about>
- Usero, G. (2000). *Contaminación metálica y toxicidad en los sedimentos de los ríos Tinto y Odiel*. <https://www.juntadeandalucia.es/servicios/publicaciones/detalle/45931.html>
- Vallarino, C. (2011). *Detección de metales pesados en agua. Instituto Nacional de Astrofísica Óptica y Electrónica - Tonantzintla, Puebla*, 62.
- Vapnik, H., Kim, H. E., Kim, Y., Ooi, A. W. S., Vibbert, H. B., Park, A. H. A., & Su, X. (2025). Selective electrochemical recovery of cerium over lanthanum from complex waste feedstocks by alternating current electro-precipitation. *Chemical Engineering Journal*, 504, 158537. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.158537>
- Vasudevan, S. (2011). Effects of alternating and direct current in electrocoagulation process on the removal of cadmium from water. *Journal of Hazardous Materials*, 192(1), 26–34. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.04.081>

- Vilasó-Cadre, J. E., Benítez-Fernández, D., López-Álvarez, I. A., Tovar-Vázquez, F. Y., Arada-Pérez, M. A., & Reyes-Domínguez, I. A. (2023). Acid-base potentiometric titration using a stainless steel electrode without oxidative treatment. *Turkish Journal of Chemistry*, 47(4), 801-813. <https://doi.org/10.55730/1300-0527.3580>
- Xu, P., Ma, W., Hou, B., & Shi, Z. (2017). A novel integration of microwave catalytic oxidation and MBBR process and its application in advanced treatment of biologically pretreated Lurgi coal gasification wastewater. *Separation and Purification Technology*, 177, 233-238. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.12.023>
- Zhang, Y., Xu, R., Sun, W., Wang, L., & Tang, H. (2020). Li extraction from model brine via electrocoagulation: processing, kinetics, and mechanism. *Separation and Purification Technology*, 250, 117234 <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.117234>

CAPÍTULO VII

ANEXOS

Figura 27

Anexo 1



**LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL
ORGANISMO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA
CON REGISTRO N° LE - 046**



CORPORACIÓN DE LABORATORIOS DE ENSAYOS CLÍNICOS, BIOLÓGICOS E INDUSTRIALES S.A.C.

INFORME DE ENSAYO CON VALOR OFICIAL N° 20240228-001

Pág. 1 de 4

SOLICITADO POR : GLORIA ANTOANE DIAZ DIAZ.

DIRECCIÓN : Jr. Luis Alberto Sanchez S/N Urb. El Bosque Cajamarca.

NOMBRE DEL CONTACTO DEL CLIENTE : NO APLICA.

PRODUCTO (DECLARADO POR EL CLIENTE) : AGUA NATURAL SUPERFICIAL.

LUGAR DE MUESTREO : NO APLICA.

MÉTODO DE MUESTREO : NO APLICA.

PLAN DE MUESTREO : NO APLICA.

ACTA DE MUESTREO : NO APLICA.

CONDICIONES AMBIENTALES DURANTE EL MUESTREO : NO APLICA.

FECHA DE MUESTREO : NO APLICA.

CANTIDAD DE MUESTRA : 20 muestras.

PRESENTACIÓN DE LA MUESTRA : Frasco de plástico con tapa cerrada.

CONDICIÓN DE LA MUESTRA : En buen estado. Refrigeradas.

FECHA DE RECEPCIÓN : 2024-02-28

FECHA DE INICIO DEL ENSAYO : 2024-02-28

FECHA DE TÉRMINO DEL ENSAYO : 2024-03-11

ENSAYOS REALIZADOS EN : Laboratorio Físico Químico.

CÓDIGO COLECBI : **SS 240228-1**

RESULTADOS

MUESTRAS	ENSAYOS	
	(**) pH	Conductividad (mS/cm)
T0	2,11	7,48
A-T1-20	2,20	6,14
A-T2-40	2,31	4,68
A-T3-60	2,47	3,71
B-T1-20	2,20	6,20
B-T2-40	2,30	5,11
B-T3-60	2,46	3,80
C-T1-20	2,20	6,25
C-T2-40	2,36	4,81
C-T3-60	2,40	3,95

(**) Fuera del alcance por tiempo de vigencia de la muestra, según la tabla 1060: I: SMEWW-APHA-AWWA-WEF.

COLECBI S.A.C.
 Urb. Buenos Aires Mz. A - Lt. 7 I Etapa - Nuevo Chimbote - Teléfono: 043 310752
 Celular: 998392893 - 998393974
 e-mail: colecbi@speedy.com.pe / medioambiente_colecbi@speedy.com.pe
 www.colecbi.com.

Figura 28

Anexo 2



**LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL
ORGANISMO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA
CON REGISTRO N° LE - 046**



INFORME DE ENSAYO CON VALOR OFICIAL N° 20240228-001

Pág. 2 de 4

ENSAYOS METALES

METALES TOTALES	L.C. (mg/L)	T0	A-T1-20	A-T2-40	A-T3-60	B-T1-20
Plata (Ag)	0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
Aluminio (Al)	0,02	187,00	140,40	109,60	65,85	141,50
Arsénico (As)	0,005	87,340	66,400	52,220	29,880	66,050
Boro (B)	0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003
Bario (Ba)	0,003	<0,003	<0,003	0,017	0,025	0,036
Berilio (Be)	0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002
Calcio (Ca)	0,02	127,800	109,80	140,30	121,40	159,00
Cadmio (Cd)	0,0001	2,843	2,1685	1,7244	0,9803	2,1918
Cerio (Ce)	0,009	0,183	0,161	0,104	0,076	0,121
Cobalto (Co)	0,0006	1,837	1,3944	1,1082	0,6128	1,4063
Cromo (Cr)	0,0003	0,091	0,0608	0,0569	0,0303	0,0729
Cobre (Cu)	0,002	883,000	684,700	540,400	309,600	678,400
Hierro (Fe)	0,002	1905,000	1449,000	1134,000	646,300	1435,000
Mercurio (Hg)	0,001	<0,001	0,016	<0,001	0,047	<0,001
Potasio (K)	0,1	5,227	0,9	0,6	0,2	0,6
Litio (Li)	0,003	0,135	0,027	<0,003	<0,003	0,017
Magnesio (Mg)	0,02	31,690	23,96	34,31	28,10	33,37
Manganeso (Mn)	0,0003	8,977	7,0431	5,6499	3,1780	7,0424
Molibdeno (Mo)	0,002	<0,002	<0,002	0,008	0,051	0,003
Sodio (Na)	0,06	14,35	8,610	14,12	10,92	17,30
Niquel (Ni)	0,0006	1,216	0,8653	0,7098	0,3951	0,9409
Fósforo (P)	0,01	8,680	6,40	5,48	2,78	6,57
Plomo (Pb)	0,002	1,056	0,833	0,697	0,398	0,892
Antimonio (Sb)	0,003	2,007	1,306	1,096	0,724	1,461
Selenio (Se)	0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Silice (SiO ₂)	0,01	89,460	63,40	57,97	37,18	69,35
Estaño (Sn)	0,003	0,076	0,009	0,012	0,027	0,016
Estroncio (Sr)	0,0003	0,696	0,5691	0,9653	0,8757	1,0970
Titanio (Ti)	0,0007	0,103	0,0253	0,0577	0,0412	0,0891
Talio (Tl)	0,002	0,004	0,023	0,037	0,005	<0,002
Vanadio (V)	0,001	0,128	0,091	0,076	0,055	0,086
Zinc (Zn)	0,002	94,430	73,450	62,580	34,240	76,240

COLECBI S.A.C.

Urb. Buenos Aires Mz. A - Lt. 7 I Etapa - Nuevo Chimbote - Teléfono: 043 310752

Celular: 998392893 - 998393974

e-mail: colecbi@speedy.com.pe / medioambiente_colecbi@speedy.com.pe

www.colecbi.com

CORPORACIÓN DE LABORATORIOS DE ENSAYOS CLÍNICOS, BIOLÓGICOS E INDUSTRIALES S.A.C.

Figura 29

Anexo 3

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL
ORGANISMO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA
CON REGISTRO N° LE - 046

INFORME DE ENSAYO CON VALOR OFICIAL N° 20240228-001

Pág. 3 de 4

ENSAYOS METALES

METALES TOTALES	L.C. (mg/L)	B-T2-40	B-T3-60	C-T1-20	C-T2-40	C-T3-60
Plata (Ag)	0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
Aluminio (Al)	0,02	107,90	66,33	143,90	104,10	66,02
Arsénico (As)	0,005	49,720	31,800	67,740	48,930	31,190
Boro (B)	0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003
Bario (Ba)	0,003	0,032	0,099	<0,003	<0,003	<0,003
Berilio (Be)	0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002
Calcio (Ca)	0,02	119,40	84,80	110,20	91,94	76,50
Cadmio (Cd)	0,0001	1,6428	1,0393	2,2014	1,5964	1,0196
Cerio (Ce)	0,009	0,105	0,107	0,130	0,065	0,060
Cobalto (Co)	0,0006	1,0744	0,6720	1,4249	1,0391	0,6623
Cromo (Cr)	0,0003	0,0544	0,0300	0,0734	0,0533	0,0314
Cobre (Cu)	0,002	524,100	330,400	693,100	507,900	328,200
Hierro (Fe)	0,002	1100,000	684,000	1486,000	1071,000	682,000
Mercurio (Hg)	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Potasio (K)	0,1	0,5	<0,1	1,1	<0,1	<0,1
Litio (Li)	0,003	<0,003	<0,003	0,019	<0,003	<0,003
Magnesio (Mg)	0,02	21,84	18,08	28,38	20,57	14,04
Manganeso (Mn)	0,0003	5,4036	3,3698	7,2110	5,2008	3,3528
Molibdeno (Mo)	0,002	0,012	0,023	0,018	<0,002	0,029
Sodio (Na)	0,06	9,29	1,96	8,28	4,17	0,94
Níquel (Ni)	0,0006	0,6822	0,4248	0,9207	0,6824	0,4230
Fósforo (P)	0,01	5,24	3,17	6,68	4,69	3,03
Plomo (Pb)	0,002	0,694	0,427	0,946	0,670	0,393
Antimonio (Sb)	0,003	1,183	0,824	1,542	1,160	0,730
Selenio (Se)	0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Silice (SiO ₂)	0,01	58,01	40,03	73,54	57,00	39,86
Estaño (Sn)	0,003	0,036	0,042	0,048	0,023	0,007
Estroncio (Sr)	0,0003	0,7026	0,4109	0,5991	0,4646	0,3686
Titanio (Ti)	0,0007	0,0598	0,0222	0,0870	0,0643	0,0263
Talio (Tl)	0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
Vanadio (V)	0,001	0,072	0,055	0,100	0,075	0,051
Zinc (Zn)	0,002	58,930	36,870	77,280	55,970	35,890

COLECBI S.A.C.

Urb. Buenos Aires Mz. A - Lt. 7 | Etapa - Nuevo Chimbote - Teléfono: 043 310752

Celular: 998392893 - 998393974

e-mail: colecbi@speedy.com.pe / medioambiente_colecbi@speedy.com.pe

www.colecbi.com

Figura 30

Anexo 4



**LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL
ORGANISMO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA
CON REGISTRO N° LE - 046**



INACAL
DA Perú
Laboratorio de Ensayo
Acreditado
Registro N° LE - 046

INFORME DE ENSAYO CON VALOR OFICIAL N° 20240228-001

Pág. 4 de 4

CORPORACIÓN DE LABORATORIOS DE ENSAYOS CLÍNICOS, BIOLÓGICOS E INDUSTRIALES S.A.C.

METODOLOGÍA EMPLEADA

pH : SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 4500-H+ B, 24th Ed. 2023. pH Value, Electrometric Method.
 Conductividad : SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2510 B, 24th Ed. 2023. Conductivity, Laboratory Method.
METALES TOTALES Y DISUELTOS POR ICP-OES (Plata, Aluminio, Arsénico, Boro, Bario, Berilio, Calcio, Cadmio, Cerio, Cobalto, Cromo, Cobre, Hierro, Mercurio, Potasio, Litio, Magnesio, Manganeso, Molibdeno, Sodio, Níquel, Fósforo, Plomo, Antimonio, Selenio, Silice, Estaño, Estroncio, Titanio, Talio, Vanadio, Zinc): EPA Method 200.7, Rev. 4.4 EMMC Version / 1994. Determination of metals and trace elements in water and wastes by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry.

NOTA:

- Informe de ensayo emitido en base a resultados de nuestro Laboratorio sobre muestras :
Proporcionadas por el Solicitante () Muestras tomadas por COLECBI S.A.C. (X)
- El muestreo está fuera del alcance de la acreditación otorgada por INACAL-DA, salvo donde la metodología lo indique.
- COLECBI S.A.C. no es responsable del origen o fuente de la cual las muestras han sido tomadas y de la información proporcionada por el cliente.
- Los resultados presentados corresponden solo a la muestra/s ensayada/s, tal como se recibió.
- Estos resultados de ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce.
- No afecta al proceso de Dirimencia por su perecibilidad y/o muestra única.
- El informe incluye diagrama, croquis o fotografías : **SI () NO (X)**
- Cuando el informe de ensayo ya emitido se haga una corrección o modificación se emitirá un nuevo informe de ensayo completo que haga referencia al informe que reemplaza. Los cambios se identificarán con letra negrita y cursiva.

Fecha de Emisión: Nuevo Chimbote, Marzo 13 del 2024.
 GVR/jms

LC-MP-HRIEVO
Rev. 10
Fecha 2023-09-15




VARGAS RAMOS ANGEL GUSTAVO
CORP. DE LAB. DE
ENSAY. CLIN. BIO. E IND. SAC
COLECBI S.A.C.
GERENTE DE LABORATORIO
gustavov@colecbisac.com
Firmado con www.tocapu.pe

EL INFORME NO SE DEBE REPRODUCIR SIN LA APROBACIÓN
DEL LABORATORIO, EXCEPTO EN SU TOTALIDAD

FIN DEL INFORME

COLECBI S.A.C.
 Urb. Buenos Aires Mz. A - Lt. 7 | Etapa - Nuevo Chimbote - Teléfono: 043 310752
 Celular: 998392893 - 998393974
 e-mail: colecbi@speedy.com.pe / medioambiente_colecbi@speedy.com.pe
 www.colecbi.com.