

UNIVERSIDAD DE HUANUCO
FACULTAD DE INGENIERIA
PROGRAMA ACADÉMICO DE INGENIERIA AMBIENTAL



TESIS

**“Efecto del voltaje y electrodo del proceso de electrocoagulación
en la remoción de la carga microbiana presente en las aguas del río
Huallaga – Huánuco, 2024”**

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

AUTOR: Ureta Soto, Alejandro

ASESOR: Bonifacio Munguia, Jonathan Oscar

HUÁNUCO – PERÚ

2024

U

D

H



TIPO DEL TRABAJO DE INVESTIGACIÓN:

- Tesis (X)
- Trabajo de Suficiencia Profesional()
- Trabajo de Investigación ()
- Trabajo Académico ()

LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN: Meteorología, hidrología y climatología

AÑO DE LA LÍNEA DE INVESTIGACIÓN (2020)

CAMPO DE CONOCIMIENTO OCDE:

Área: Ingeniería, Tecnología

Sub área: Ingeniería ambiental

Disciplina: Ingeniería ambiental y geológica

DATOS DEL PROGRAMA:

Nombre del Grado/Título a recibir: Título

Profesional de Ingeniero ambiental

Código del Programa: P09

Tipo de Financiamiento:

- Propio (X)
- UDH ()
- Fondos Concursables ()

DATOS DEL AUTOR:

Documento Nacional de Identidad (DNI): 60261035

DATOS DEL ASESOR:

Documento Nacional de Identidad (DNI): 46378040

Grado/Título: Maestro en medio ambiente y desarrollo sostenible, mención en gestión ambiental

Código ORCID: 0000-0002-3013-8532

DATOS DE LOS JURADOS:

Nº	APELLIDOS Y NOMBRES	GRADO	DNI	Código ORCID
1	Tarazona Mirabal, Herman Atilio	Magister en salud pública y gestión sanitaria gestión y planeamiento educativo	22411008	0000-0001-5319-4708
2	Camara Llanos, Frank Erick	Maestro en ciencias de la salud con mención en: salud pública y docencia universitaria	44287920	0000-0001-9180-7405
3	Morales Aquino, Milton Edwin	Maestro en ingeniería, con mención en: gestión ambiental y desarrollo sostenible	44342697	0000-0002-2250-3288



UNIVERSIDAD DE HUANUCO

Facultad de Ingeniería

PROGRAMA ACADÉMICO DE INGENIERÍA AMBIENTAL

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO(A) AMBIENTAL

En la ciudad de Huánuco, siendo las 17:00 horas del día 27 del mes de noviembre del año 2024, en cumplimiento de lo señalado en el Reglamento de Grados y Títulos de la Universidad de Huánuco, se reunieron el sustentante y el **Jurado Calificador** integrado por los docentes:

- Mg. Herman Atilio Tarazona Mirabal (Presidente)
- Mg. Frank Erick Camara Llanos (Secretario)
- Mg. Morales Aquino Milton Edwin (Vocal)

Nombrados mediante la **Resolución N° 2581-2024-D-FI-UDH**, para evaluar la Tesis intitulada: **"EFECTO DEL VOLTAJE Y ELECTRODO DEL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN EN LA REMOCIÓN DE LA CARGA MICROBIANA PRESENTE EN LAS AGUAS DEL RÍO HUALLAGA - HUÁNUCO, 2024"**, presentado por el (la) Bach. **URETA SOTO, ALEJANDRO**, para optar el Título Profesional de Ingeniero(a) Ambiental.

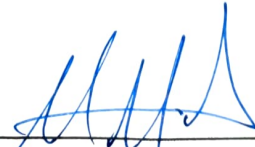
Dicho acto de sustentación se desarrolló en dos etapas: exposición y absolución de preguntas: procediéndose luego a la evaluación por parte de los miembros del Jurado.

Habiendo absuelto las objeciones que le fueron formuladas por los miembros del Jurado y de conformidad con las respectivas disposiciones reglamentarias, procedieron a deliberar y calificar, declarándolo(a) APROBADO Por UNANIMIDAD con el calificativo cuantitativo de 15 y cualitativo de BUENO (Art. 47)

Siendo las 18:40 horas del día 27 del mes de NOVIEMBRE del año 2024, los miembros del Jurado Calificador firman la presente Acta en señal de conformidad.


Mg. Herman Atilio Tarazona Mirabal
DNI: 22411008
ORCID: 0000-0001-5319-4708
Presidente


Mg. Frank Erick Camara Llanos
DNI: 44287920
ORCID: 0000-0001-9180-7405
Secretario


Mg. Milton Edwin Morales Aquino
DNI: 44342697
ORCID: 0000-0002-2250-3288



UNIVERSIDAD DE HUÁNUCO

CONSTANCIA DE ORIGINALIDAD

El comité de integridad científica, realizó la revisión del trabajo de investigación del estudiante: ALEJANDRO URETA SOTO, de la investigación titulada “Efecto del voltaje y electrodo del proceso de electrocoagulación en la remoción de la carga microbiana presente en Las Aguas del Río Huallaga – Huánuco, 2024”, con asesor JONATHAN OSCAR BONIFACIO MUNGUÍA, designado mediante documento: RESOLUCIÓN N° 2806-2023-D-FI-UDH del P. A. de INGENIERÍA AMBIENTAL.

Puede constar que la misma tiene un índice de similitud del 16 % verificable en el reporte final del análisis de originalidad mediante el Software Turnitin.

Por lo que concluyo que cada una de las coincidencias detectadas no constituyen plagio y cumple con todas las normas de la Universidad de Huánuco.

Se expide la presente, a solicitud del interesado para los fines que estime conveniente.

Huánuco, 01 de agosto de 2024



RICHARD J. SOLIS TOLEDO
D.N.I.: 47074047
cod. ORCID: 0000-0002-7629-6421



FERNANDO F. SILVERIO BRAVO
D.N.I.: 40618286
cod. ORCID: 0009-0008-6777-3370

26. Ureta Soto, Alejandro.docx

INFORME DE ORIGINALIDAD

16%

INDICE DE SIMILITUD

15%

FUENTES DE INTERNET

7%

PUBLICACIONES

4%

TRABAJOS DEL
ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1

hdl.handle.net

Fuente de Internet

2%

2

www.researchgate.net

Fuente de Internet

2%

3

es.scribd.com

Fuente de Internet

1%

4

cris.ulima.edu.pe

Fuente de Internet

1%

5

d.docksci.com

Fuente de Internet

<1%



RICHARD J. SOLIS TOLEDO,
D.N.I.: 47074047
cod. ORCID: 0000-0002-7629-6421

FERNANDO F. SILVERIO BRAVO
D.N.I.: 40618286
cod. ORCID: 0009-0008-6777-3370

DEDICATORIA

Con mucho amor a mis padres y hermanos por todo su amor y el apoyo incondicional mostrado en cada paso de mi vida y camino profesional.

AGRADECIMIENTO

A Dios por ser mi fortaleza y guiar mi camino.

A mis padres Florencio Ureta Tucto y Marisa Soto Leandro, mis ángeles en la tierra que sin ellos nada sería posible por ser mi mayor motivación.

A mis hermanos Juan, Yakelin y Zayuri por su amor y apoyo incondicional.

A mis tíos: Julia, Yona, Francisco, Ida Y Maribel, por sus consejos y apoyo que me inspiran a seguir adelante y lograr mis objetivos.

A mi asesor de tesis por su apoyo permanente durante todo el proceso de investigación quien, mediante su acompañamiento y dirección permitió culminar la presente investigación.

ÍNDICE

DEDICATORIA	II
AGRADECIMIENTO	III
ÍNDICE.....	IV
ÍNDICE DE TABLAS	VII
ÍNDICE DE FIGURAS.....	VIII
RESUMEN	X
ABSTRACT	XI
INTRODUCCIÓN.....	XII
CAPÍTULO I	13
PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN	13
1.1. DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA.....	13
1.2. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA.....	16
1.2.1. PROBLEMA GENERAL	16
1.2.2. PROBLEMAS ESPECÍFICOS.....	16
1.3. OBJETIVOS	16
1.3.1. OBJETIVO GENERAL	16
1.3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
1.4. JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN.....	17
1.5. LIMITACIONES DE LA INVESTIGACIÓN.....	18
1.6. VIABILIDAD DE LA INVESTIGACIÓN	18
CAPÍTULO II	19
MARCO TEÓRICO	19
2.1. ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN.....	19
2.1.1. ANTECEDENTES INTERNACIONALES	19
2.1.2. ANTECEDENTES NACIONALES	23
2.1.3. ANTECEDENTES NACIONALES.....	24
2.2. BASES TEÓRICAS	24
2.2.1. CARGA MICROBIANA	24
2.2.2. UTILIZACIÓN DE LAS AGUAS SUPERFICIALES	33
2.2.3. PRINCIPALES PROCESOS DE DESINFECCIÓN	35
2.2.4. ELECTROCOAGULACIÓN.....	36
2.3. DEFINICIONES CONCEPTUALES.....	48

2.3.1. DESINFECCIÓN.....	48
2.3.2. AGUAS SUPERFICIALES	48
2.3.3. BACTERIAS.....	48
2.3.4. DESINFECCIÓN ELECTROQUÍMICA.....	48
2.3.5. ELECTROCOAGULACIÓN.....	49
2.3.6. PARÁMETROS OPERACIONALES	49
2.4. HIPÓTESIS GENERAL	49
2.4.1. HIPÓTESIS GENERAL.....	49
2.5. VARIABLES	50
2.5.1. VARIABLE DEPENDIENTE.....	50
2.5.2. VARIABLE INDEPENDIENTE	50
2.6. OPERACIONALIZACIÓN DE VARIABLES	51
CAPÍTULO III.....	52
METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN	52
3.1. TIPO DE INVESTIGACIÓN	52
3.1.1. ENFOQUE	52
3.1.2. ALCANCE O NIVEL.....	52
3.1.3. DISEÑO	53
3.2. POBLACIÓN Y MUESTRA	56
3.2.1. POBLACIÓN.....	56
3.2.2. MUESTRA	56
3.3. TÉCNICAS E INSTRUMENTOS DE RECOLECCIÓN DE DATOS	57
3.3.1. PARA LA RECOLECCIÓN DE DATOS	57
3.3.2. PARA LA PRESENTACIÓN DE DATOS	65
3.3.3. PARA EL ANÁLISIS E INTERPRETACIÓN DE DATOS	66
CAPITULO IV.....	67
RESULTADOS.....	67
4.1. PROCESAMIENTO DE DATOS	67
4.1.1. CARACTERIZACIÓN DE LA MUESTRA PROBLEMA	67
4.1.2. RESULTADOS DESPUÉS DEL TRATAMIENTO MEDIANTE LA TÉCNICA DE ELECTROCOAGULACIÓN	73
4.1.3. RESULTADOS INFERENCIALES	82
4.2. CONTRASTACIÓN DE HIPÓTESIS Y PRUEBA DE HIPÓTESIS ..	86

CAPÍTULO V.....	94
DISCUSIÓN DE RESULTADOS.....	94
5.1. CONTRASTACIÓN DE LOS RESULTADOS.....	94
CONCLUSIONES	98
RECOMENDACIONES.....	99
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	101
ANEXOS.....	109

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Diversas cargas microbianas presentes en las aguas superficiales	25
Tabla 2 Definiciones de microorganismos indicadores e índices de interés para la salud pública	28
Tabla 3 Definiciones de Indicadores microbiológicos fecales clave	30
Tabla 4 Organismos indicadores utilizados para establecer los criterios de desempeño para diversos usos del agua.	31
Tabla 5 Reacciones simultáneas que ocurren en la celda de electrocoagulación para los cuatro electrodos diferentes	39
Tabla 6 Operacionalización de las Variables	51
Tabla 7 Valores establecidos como niveles de los dos factores estudiados	55
Tabla 8 Diseño experimental factorial para esta investigación	55
Tabla 9 Ubicación del punto de muestreo.....	57
Tabla 10 Factores constantes en el proceso electroquímico	64
Tabla 11 Características fisicoquímicas y microbiológicas iniciales del agua del río Huallaga antes de su tratamiento	67
Tabla 12 Reducción de la carga microbiológica y otros parámetros después de la EC	73
Tabla 13 Porcentaje de reducción de la carga microbiológica y turbiedad ..	75

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Valores de los parámetros microbiológicos en el punto de monitoreo RHual12.....	15
Figura 2 Distribución de especies químicas acuosas de Fe en función del pH	40
Figura 3 Distribución de especies de hidrólisis de aluminio en función del pH	41
Figura 4 Distribución de especies de hidrólisis de cobre en función del pH	41
Figura 5 Diagrama de Pourbaix en la hidrólisis del agua.....	42
Figura 6 Posibles mecanismos de eliminación de microorganismos por CE.	47
Figura 7 Mecanismos de desinfección durante la electrocoagulación para hierro.....	47
Figura 8 Secuencia de procedimientos realizados en la investigación	54
Figura 9 Identificación, recojo y acondicionamiento de las muestras	59
Figura 10 El módulo experimental para esta investigación.....	60
Figura 11 Muestras antes y después de su tratamiento con EC.....	63
Figura 12 Comparación de niveles de C. termotolerantes del río Huallaga con los estándares nacionales de calidad ambiental para agua.....	69
Figura 13 Comparación de niveles de Escherichia Coli del río Huallaga con los estándares nacionales de calidad ambiental para agua.....	71
Figura 14 Comparativa de la carga microbiológica del río Huallaga entre 2015 y 2021	72
Figura 15 Porcentaje de reducción de Coliformes termotolerantes para los diferentes tratamientos.	76
Figura 16 Porcentaje de reducción de Escherichia coli para los diferentes tratamientos.	77
Figura 17 Porcentaje de reducción de la turbiedad en los tratamientos realizados por EC.	78
Figura 18 Sedimentación de muestra tratada por EC para ánodos de (Al, Cu y Fe) a 10V	79
Figura 19 Sedimentación de muestra tratada por EC para ánodos de (Al, Cu y Fe) a 20V	80

Figura 22 Prueba de normalidad para coliformes termotolerantes	82
Figura 23 Prueba de normalidad para escherichia coli	83

RESUMEN

En el presente estudio, se investigó como objetivo el efecto del voltaje y electrodo en el proceso de electrocoagulación para la remoción de la carga microbiana presente en las aguas del río Huallaga – Huánuco, 2024. La electrocoagulación es una técnica que ha demostrado ser efectiva en la eliminación de microorganismos. Sin embargo, es importante comprender cómo los parámetros operacionales, como el voltaje y el tipo de electrodo, pueden influir en la eficiencia de remoción de la carga microbiana. En cuanto a la metodología utilizada, este estudio se enmarca en un enfoque experimental de nivel explicativo, con un enfoque cuantitativo. Se realizaron pruebas utilizando muestras de agua del río Huallaga - Huánuco. Se aplicó el diseño factorial completo para evaluar el efecto del voltaje y el electrodo en la remoción de la carga microbiana. Se evaluaron dos niveles de voltaje (10V y 20V) y cuatro tipos de electrodo (aluminio, cobre, hierro y acero inoxidable). Los resultados obtenidos indican que el uso de diferentes tipos de electrodos demostró un efecto significativo en la reducción de coliformes termotolerantes, con porcentajes de reducción que variaron entre el 55% y el 100%. Sin embargo, el voltaje aplicado no tuvo un efecto significativo en la reducción de carga microbiana. En el caso de *Escherichia coli*, tanto el voltaje aplicado como el tipo de electrodo utilizado no mostraron un efecto significativo. En conclusión, la aplicación de la técnica de electrocoagulación ha demostrado ser una solución eficiente para reducir la carga microbiana, lo que la hace ideal para aplicaciones como el riego agrícola. Estos resultados respaldan la viabilidad y eficacia de esta técnica como una opción confiable para el tratamiento de aguas, al mismo tiempo que abre nuevas oportunidades para mejorar la producción de cultivos y fomentar la sostenibilidad en la agricultura.

Palabras claves: Carga microbiológica, *escherichia coli*, coliformes termotolerantes, electrocoagulación, fitotoxicidad, agua superficial.

ABSTRACT

In the present study, the effect of voltage and electrode in the electrocoagulation process was investigated for the removal of the microbial load present in the waters of the Huallaga River - Huánuco, 2024. Electrocoagulation is a technique that has proven to be effective in the elimination of microorganisms and contaminants present in the water. However, it is important to understand how operational parameters, such as voltage and electrode type, can influence the microbial load removal efficiency. Regarding the methodology used, this study is framed in an experimental approach at an explanatory level, with a quantitative approach. Tests were carried out using water samples from the Huallaga - Huánuco river. The full factorial design was applied to evaluate the effect of voltage and electrode on the removal of microbial load. Two voltage levels (10V and 20V) and four types of electrode (aluminum, copper, iron and stainless steel) were evaluated. The results obtained indicate that the use of different types of electrodes demonstrated a significant effect in the reduction of thermotolerant coliforms, with reduction percentages that varied between 55% and 100%. However, the applied voltage did not have a significant effect on the reduction of microbial load. In the case of *Escherichia coli*, both the applied voltage and the type of electrode used did not show a significant effect. In conclusion, the application of the electrocoagulation technique has proven to be an efficient solution to reduce the microbial load, making it ideal for applications such as agricultural irrigation. These results support the viability and effectiveness of this technique as a reliable option for water treatment, while opening new opportunities to improve crop production and promote sustainability in agriculture.

Keywords: Microbiological load, *Escherichia coli*, thermotolerant coliforms,

INTRODUCCIÓN

La reciente investigación se refiere al tema de la carga microbiana (Coliformes Termotolerantes y *Escherichia Coli*) presentes en las aguas superficiales, que se pueden definir según Swanson et al. (2016) como organismos microscópicos que de una forma u otra se ajustan a la descripción de bacterias que se encuentran en casi todas las partes de la Tierra. O el número de microorganismo presentes en/sobre una cantidad definida de sustrato o área definida.

Su característica primordial de este tipo de carga microbiana es que son organismos procarióticos unicelulares clasificados médicamente según su forma, conformando un subgrupo de los coliformes totales. Su presencia es un indicador de que existe una contaminación mediante heces humanos, aguas residuales y animales de sangre caliente.

Para estudiar y dar solución a esta problemática es necesario conocer sus efectos. Los microbios conducen a un brote de enfermedades que representan una importante amenaza para la salud de los seres humanos y del mundo en general. Bhunia (2018b) afirma que numerosos estudios revelaron que los brotes de enfermedades como la fiebre tifoidea, la disentería, la diarrea e incluso la cólera son el resultado del consumo de microbios patógenos o sus toxinas, etc. Así mismo Qayoom et al. (2023) consideran que la contaminación por microbios durante las últimas tres décadas en los principales sistemas fluviales del mundo ha tenido impactos de gran alcance en la calidad del agua.

La investigación de esta problemática social se desarrolló por la importancia de dar solución a los altos niveles de carga microbiana presentes en las aguas del río Huallaga en el punto de monitoreo RHual12 mediante el tratamiento electroquímica de electrocoagulación. El experimento se realizó a nivel laboratorio en celdas tipo batch sin agitación. Esto nos permitió conocer los diferentes efectos generados de los materiales anódicos empleados en los diferentes niveles de voltaje aplicado tomando como indicador la presencia de Coliformes Termotolerantes y *Escherichia Coli*.

CAPÍTULO I

PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

1.1. DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA

La contaminación a nivel mundial por la carga microbiana durante las últimas tres décadas en los principales sistemas fluviales ha tenido impactos de gran alcance en la calidad del agua; por lo tanto, estos temas por su complejidad e importancia y porque siempre están presentes siguen siendo investigados, tal como lo demuestran Qayoom et al., (2023) en su estudio que fue realizado en la India en las cuencas hidrográficas del valle de Cachemira, donde encontraron niveles altos de coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales, además, revelaron que la presión ambiental y la temperatura tuvieron un efecto destacado en la distribución de coliformes en comparación con los factores geográficos. Del mismo modo, el estudio realizado por Nhantumbo et al., (2023) en la cuenca del río Infulele – Mozambique, demostraron que la mayor contaminación microbiana por Coliformes Totales (CT) y *Escherichia coli* (CE) se encuentran en los barrios con peor saneamiento y la falta de infraestructura de drenaje, sobrepasando los niveles permisibles para los diferentes usos.

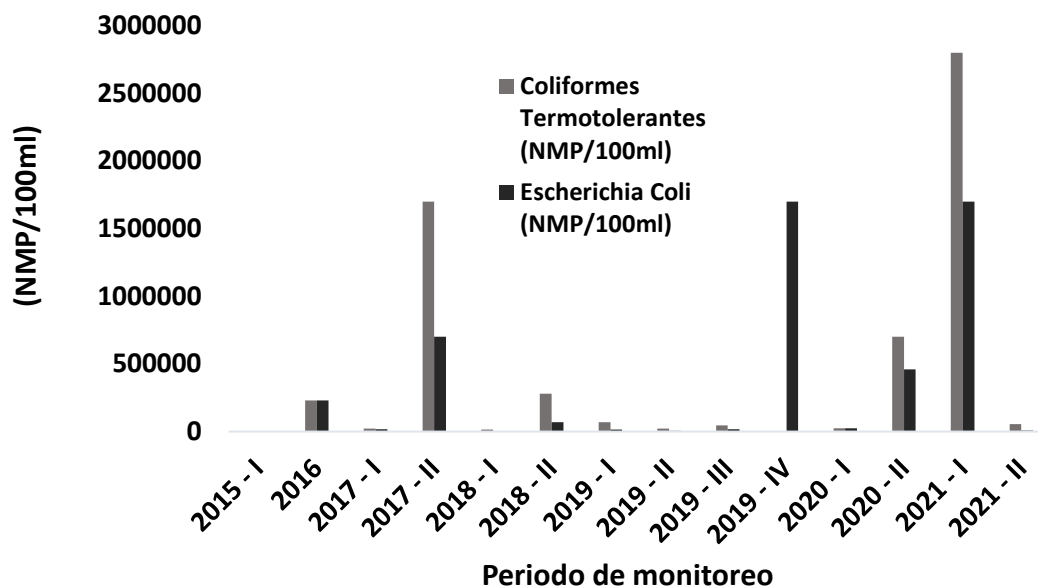
En América Latina igualmente las aguas superficiales no están exentas de la carga microbiana como lo corroboraron en los estudios realizados por Castro et al., (2022) donde al evaluar la cuenca media del río Bogotá, las concentraciones de TC y *E. coli* son significativas, ya que superaron los valores permisibles establecidos por la normativa vigente. Igualmente, el estudio realizado por Carneiro et al. (2023) en las aguas del río Cereja ubicado en la ciudad de Bragança al noreste de Brasil, demostraron claramente que la contaminación por bacterias patógenas ha empeorado durante la última década, afectando potencialmente la salud pública, lo cual evidencia que el rápido crecimiento demográfico sin una planificación urbana adecuada y una inversión insuficiente en infraestructura han ejercido una inmensa presión en los últimos años.

En el Perú de igual modo la calidad del agua superficial superan los estándares sanitarios por la presencia de la carga microbiana y esto ha sido corroborado por diversos estudios, entre ellos Alberca (2023), quien al evaluar la calidad microbiológica del río Huancabamba en el Departamento de Piura en relación a los coliformes termotolerantes sobrepasaron los valores Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua en las categorías 1; 3 y 4 (poblacional y recreacional, bebida de animales y riego de plantas y conservación del medio acuático). Así mismo, en el estudio realizado por Sayaverde (2022) en las aguas del río Chotano y Doña Ana en Cajamarca, tanto para la estación de estiaje y de lluvias los parámetros microbiológicos no cumplieron con lo establecido en la normativa para riego de vegetales y bebida de animales inscritos en el D.S. N°004-2017-MINAM.

La ciudad de Huánuco, situada en la región central del Perú, enfrenta una grave problemática ambiental: el alarmante incremento de la carga microbiológica en los ríos del Huallaga, lo cual representa un riesgo significativo tanto para la salud pública como para el ecosistema fluvial local. La figura 1, elaborada en base a los datos registrados por la Autoridad Nacional del Agua (ANA), muestra un preocupante aumento en los niveles de coliformes termotolerantes y *Escherichia coli* en estos ríos durante el período 2015-2021, superando ampliamente los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua superficial. Este incremento es particularmente notable en el caso de *Escherichia coli*, que ha pasado de aproximadamente 500,000 NMP/100 ml en 2015 a más de 2,500,000 NMP/100 ml en 2021, y en los coliformes termotolerantes, que han aumentado de aproximadamente 1,000,000 NMP/100 ml en 2015 a más de 2,000,000 NMP/100 ml en 2021, poniendo en peligro la salud de los habitantes que dependen de estos recursos para el consumo humano, el riego y las actividades recreativas. Estos valores se recogieron en la Intercuenca Alto Huallaga, específicamente en el tramo ubicado aproximadamente a 250 metros aguas abajo del inicio de la pista de aterrizaje de Huánuco (margen derecha) - Sector San Andrés. Los datos presentados en la figura 1 fueron registrados por la ANA en este sector, demostrando que en los últimos años el incremento ha sido significativo en comparación con los primeros años de monitoreo.

Figura 1

Valores de los parámetros microbiológicos en el punto de monitoreo RHual12



Nota. indicadores de Coliformes Termotolerantes y Escherichia Coli (Visor por cuencas - ANA, s.f.).

Para Wan et al. (2017) la contaminación microbiana en los ríos proviene principalmente de las aguas residuales domésticas y vertederos. Por otra parte debido a la creciente urbanización y la falta de instalaciones adecuadas para el tratamiento de estas aguas residuales, hay un aumento en los niveles de cargas bacterianas como los coliformes a lo largo de los tramos de los ríos, especialmente aquellos que residen dentro de las cuencas hídricas. Según los datos recabados por la ANA, para el periodo 2019 se han identificado 238 fuentes de contaminación de origen antropogénico sobre la intercuenca alto Huallaga, de ellas 179 corresponden a las aguas residuales provenientes de agropecuaria, doméstica, industrial y municipal y 9 corresponden a sustancias dispuestas In Situ. La mayor contaminación influyente cercanas a la población de estudio correspondiente al punto de muestreo del río Huallaga son las 14 fuentes de aguas residuales municipales provenientes del Distrito de Amarilis.

Las aguas superficiales como los ríos, son a menudo una de las fuentes principales para agua potable, riego y otros usos; por lo tanto, estas aguas son vitales para el desarrollo socioeconómico. Consumir agua contaminada por microbios tiene el potencial de propagar agentes infecciosos que transmiten diversas enfermedades como la cólera, la fiebre tifoidea y la

malaria, así mismo utilizar agua contaminada para el riego de vegetales se estaría propagando agentes infecciosos a los cultivos generando brotes de enfermedades en los alimentos, teniendo en cuenta ello, el uso de este tipo de aguas provoca la degradación del hábitat y alteración del equilibrio del ecosistema (Ouali et al., 2018).

Por lo tanto, para una utilización o reutilización segura del agua, se requieren tecnologías de desinfección que satisfagan la demanda de la inactivación de los patógenos. En este estudio se profundizó como aporte, la aplicación de la electrocoagulación como parte de la tecnología electroquímica en el uso de los 4 tipos de electrodos anódicos evaluados sobre diferentes niveles de potencial eléctrico, con lo cual se dio a conocer el efecto de cada uno de estos materiales como una alternativa de tratamiento en la reducción de la carga microbiana en las aguas del río Huallaga después de su tratamiento.

1.2. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA

1.2.1. PROBLEMA GENERAL

¿Cuál es el efecto del voltaje y electrodo del proceso de electrocoagulación en la remoción de la carga microbiana presentes en las aguas del río Huallaga - Huánuco, 2024?

1.2.2. PROBLEMAS ESPECÍFICOS

¿Cuáles son los parámetros microbiológicos de las aguas del río Huallaga antes y después de su tratamiento con el proceso de electrocoagulación en la remoción de la carga microbiana presentes en las aguas del río Huallaga?

1.3. OBJETIVOS

1.3.1. OBJETIVO GENERAL

Demostrar el efecto del voltaje y electrodo del proceso de electrocoagulación en la remoción de la carga microbiana presentes en las aguas del río Huallaga - Huánuco, 2024.

1.3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Describir los parámetros microbiológicos de las aguas del río Huallaga antes y después de su tratamiento con el proceso de electrocoagulación en la remoción de la carga microbiana presentes en las aguas del río Huallaga.

1.4. JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

El desarrollo del presente estudio cuenta con una justificación de nivel teórico con respecto a las variables de estudio porque se resumieron conceptos y aportes de algunos de los investigadores más influyentes e importantes del mundo académico.

Por otra parte, presenta una justificación práctica en cuanto que se utilice como una alternativa para mejorar la calidad de las aguas con respecto a la carga microbiana, con lo cual se estaría minimizando el impacto generado por las diversas fuentes contaminantes hacia el río Huallaga.

De igual forma, plantea una justificación económica, puesto que la gran mayoría de la población de la Ciudad de Huánuco al igual que otras provincias cercanas al río Huallaga se dedican a las actividades agropecuarias, eso hace que las aguas del río Huallaga son una fuente importante para la agricultura y la ganadería, sin embargo, si estas aguas no cumplen con la normativa vigente para uso en dichas actividades, se estaría generando gastos económicos sobre la población con respecto a la seguridad alimentaria y al productor ya que sus productos al salir al mercado con una mala calidad microbiológica no se estarían vendiendo, por lo tanto, como una medida de prevención se estaría evitando el gasto económico y por otra parte se estaría dinamizando el desarrollo y crecimiento económico más seguro para la región de Huánuco.

Igualmente, tiene una justificación social a consecuencia de que se está dando una solución a una problemática que afecta tanto a la población en general y otros seres vivos.

Además de tener una justificación investigativa, los resultados obtenidos

con respecto a la carga microbiana servirán para hacer más estudios, así mismo profundizar sobre otras variables no evaluadas en este estudio y otras cuencas hídricas.

1.5. LIMITACIONES DE LA INVESTIGACIÓN

Con relación a la muestra problema, este estudio presenta una limitación ya que se trabajaron con aguas con alta turbiedad, muestras recolectadas en la época de lluvia, donde las corrientes del río Huallaga vienen bien cargadas. Otra limitación es con respecto a la evaluación del efecto de número de variables del proceso de tratamiento, puesto que la técnica de electrocoagulación está influenciada por diversas variables significativas que se pudieran evaluar.

Otra limitación importante fue la parte económica, pues esta investigación se realizó sin ninguna ayuda económica exterior, eso limitó para aumentar la evaluación de otros parámetros microbiológicos y fisicoquímicos de la muestra analizada.

1.6. VIABILIDAD DE LA INVESTIGACIÓN

La presente investigación es viable en la medida que se logró construir el módulo experimental y además conseguir y analizarse las muestras antes y después de su tratamiento, con lo cual este estudio sí se pudo llevar adelante.

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

2.1. ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN

2.1.1. ANTECEDENTES INTERNACIONALES

Ndjomgoue-Yossa et al. (2022), desarrollaron una investigación con respecto a Effect of pH on Escherichia coli Removal by Electrocoagulation and Elimination Kinetics after Treatment. Universidad de Bamenda – Camerún. La investigación tuvo como objetivo analizar la efectividad y el mecanismo de eliminación de Escherichia coli (E. coli) mediante el proceso de electrocoagulación a diferentes condiciones de pH iniciales y evaluar la cinética de eliminación de E. coli en solución. La metodología consistió en un diseño cuantitativo experimental; la población y la muestra conformaron las aguas residuales artificiales contaminadas por el cultivo de E. coli preparadas a nivel laboratorio; la celda de electrocoagulación se trabajó con aluminio y acero ordinario como electrodos. Los resultados muestran que el pH inicial influye significativamente en la eficacia de la eliminación de E. coli. Por un lado, las mejores tasas de eliminación se obtienen para soluciones ligeramente ácidas (pH 5,5) y para un pH alcalino (8,5 y 10). Por otro lado, la eliminación disminuye para una solución neutra y para una solución muy ácida (pH 2,9). Concluyendo que para un tratamiento óptimo, la elección del material del electrodo depende del pH inicial. Además, el estudio de la cinética de eliminación de E. coli tras el tratamiento muestra el remanente poder del proceso de electrocoagulación.

Bicudo et al. (2021). Desarrollaron una investigación de “Low voltage iron electrocoagulation as a tertiary treatment of municipal wastewater: removal of enteric pathogen indicators and antibiotic-resistant bacteria” Universidad Técnica de Delft - Países Bajos. El objetivo de esta investigación fue analizar la viabilidad de la

electrocoagulación con hierro de bajo voltaje como medio de tratamiento de efluentes secundarios municipales con un enfoque en la eliminación de indicadores microbianos como las bacterias resistentes a los antibióticos (BRA) y nutrientes. Dentro de la metodología aplicada, utilizaron una unidad de dosificación a escala de laboratorio equipada con electrodos de hierro en efluentes secundarios sintéticos y reales de una planta de tratamiento de aguas residuales municipal. La dosificación de carga (CD) y la tasa de dosificación de carga (CDR) se utilizaron como los principales parámetros de control del proceso. Los resultados indicaron que con efluentes secundarios sintéticos mostraron una eliminación de $>4\log_{10}$ y $>5\log_{10}$ para el fango X174 y para *E. coli* WR1, respectivamente. En efluentes reales, la eliminación de indicadores bacterianos superó los $3,5 \log_{10}$, los ARB se eliminaron por debajo del límite de detección ($\geq 2,5 \log_{10}$), la eliminación de virus alcanzó los $2,3 \log_{10}$ y la eliminación de esporas de *C. perfringens* superó los $2,5 \log_{10}$. Los experimentos en aguas residuales reales y sintéticas mostraron que la eliminación de bacterias aumentó con el aumento de CD y la disminución de CDR. Llegando a la conclusión de que el proceso de Fe-EC de bajo voltaje es una tecnología prometedora para la reducción de patógenos de efluentes municipales secundarios, con remociones de $\log_{10}$ comparables a las logradas por métodos de desinfección convencionales como cloración, UV u ozonización.

Bicudo et al. (2022). En su publicación científica de "Disinfection during Iron Electrocoagulation: Differentiating between Inactivation and Floc Entrapment for *Escherichia coli* and Somatic Coliphage ØX174". Universidad Técnica de Delft - Países Bajos. En este estudio, el objetivo fue evaluar el proceso de electrocoagulación utilizando electrodo de hierro para conocer la eliminación física por sorción/atrapamiento de flóculos microbianos y la inactivación por especies reactivas de oxígeno (ROS) producidas por reacciones (semi)Fenton, usando como indicadores fecales *Escherichia coli* WR1 y somatic colifago ØX174 suspendido en una matriz de agua sintética. Para evaluar el proceso utilizaron la metodología de diseño completo al azar (DCA) tanto para el

pH y floculación, todos ellos se realizaron con ensayos por duplicado. Como resultado obtuvieron que el pH circumneutral, se encontró que las ROS eran altamente perjudiciales para E. coli, pero solo ligeramente dañino para el fago ØX174 (inactivación $\approx 3,9 \log_{10}$ y $\approx 0,8 \log_{10}$, respectivamente). Los indicadores aumentaron en condiciones ácidas (pH 5,5), superior a $5,1 \log_{10}$ para E. coli y $1,5 \log_{10}$ para el fago ØX174. La floculación ortocinética produjo una eliminación adicional de $3,1 \log_{10}$ y $4,4 \log_{10}$ para E. coli y el fago ØX174, respectivamente. Llegaron a la conclusión de que la producción de ROS no es un requisito previo para la eliminación de E. coli y el fago ØX174, sin embargo, ofrece una barrera de desinfección adicional, que aumenta la robustez de Fe-EC para el tratamiento del agua.

Ndjomgoue-Yossa et al. (2014), realizaron la publicación de “Effect of electrode material and supporting electrolyte on the treatment of water containing Escherichia coli by electrocoagulation”, Université de Yaoundé - Camerún. El objetivo de la investigación fue realizar la desinfección electroquímica de las aguas residuales sintéticas contaminadas por Echeria coli mediante la electrocoagulación. La parte metodológica consistió en un estudio cuantitativo del tipo experimental, tomando en cuenta como la población y muestra a una solución contaminada con E. coli preparada a nivel laboratorio. Además como electrodo de estudio se consideraron a hierro, aluminio y grafito de carbono y medio electrolito a cloruro de sodio, sulfato de sodio y nitrato de sodio. Como resultado obtuvieron que el electrodo de acero ordinario fue encontrado más eficiente para la destrucción de células de E. coli en comparación a electrodos de grafito de aluminio y carbono. Además el tipo de electrolito de soporte más favorable para este método de desinfección es el cloruro de sodio. Concluyendo que la electrocoagulación aplicada a la eliminación de E. coli procede mediante tres efectos combinados: el campo eléctrico, las acciones de oxidantes electrogenerados durante el proceso y la adsorción por los hidróxidos metálicos formados en solución.

Hashim et al. (2020), en su publicación de “Energy efficient electrocoagulation using baffle-plates electrodes for efficient *Escherichia coli* removal from wastewater”. Tuvo como objetivo evaluar el rendimiento del reactor EC con placas deflectoras a base de aluminio (BPECU) en términos de eliminación de *E. coli* de muestras de aguas residuales sintéticas. La metodología empleada para esta investigación fue del tipo experimental cuantitativo, además como muestra y población estudiada fue una muestra sintética que contiene *Escheria coli* preparada en laboratorio. Para ver el efecto de las variables se evaluaron en sus siguientes niveles: Tiempo de tratamiento (TT) (5–30 min), la densidad de corriente CD (0,5–2,5 mA/ cm²) y distancia entre electrodos del IED (0,5–1,5 cm). Los resultados del trabajo experimental confirmaron que el nuevo reactor elimina hasta el 96 % de la *E. coli* en 20 minutos de electrólisis con un IED de 0,5 cm y un CD de 1,5 mA/Cm². Además, se ha descubierto que el costo operativo del nuevo reactor es de 0,11 dólares estadounidenses/m³ (para la eliminación de *E. coli*), que es menor que el costo operativo de los reactores tradicionales. Finalmente, se ha comprobado que el efecto de los parámetros estudiados sobre la eliminación de *E. coli* siguió el orden: Tiempo de tratamiento, densidad de corriente y distancia de los electrodos. Concluyendo que el diseño nuevo de electrocoagulación tiene la capacidad de eliminar el 96 % de *E. coli* de aguas residuales sintéticas.

Simas et al. (2018), en su publicación de “Electrodisinfection of real swine wastewater for water reuse”, Universidade do Contestado – Brasil. El objetivo de la investigación fue evaluar el pH y la densidad de corriente en la celda de electrocoagulación utilizando electrodos de aluminio y hierro tomando como indicador *Escherichia coli* presente en agua residual porcina real. La metodología empleada consistió en una investigación del tipo experimental cuantitativo, tomando parte de la muestra y población a las aguas residuales porcinas reales, así mismo para evaluar la influencia de cada parámetro se utilizó el diseño factorial de 2². Los resultados muestran una reducción del 99,99% de *Escherichia coli* cuando la electrodesinfección se realizó durante 60

minutos a pH 3,0 y una densidad de corriente de 44 mA/cm² utilizando electrodos de hierro o aluminio. Concluyendo que la fracción líquida obtenida tras la electrodesinfección se puede reutilizar para la limpieza de naves porcinas, evitando así el uso de agua potable.

2.1.2. ANTECEDENTES NACIONALES

Gamero-Quijano et al. (2020). En su publicación de “Remoción de bacterias patógenas del agua mediante electrocoagulación con ánodos de aluminio”. Universidad Nacional de Ingeniería. Con su objetivo principal de evaluar la eficiencia de la electrocoagulación, usando ánodos de aluminio comercial obtenidos a partir de latas de bebidas convencionales (latas de refrescos o cerveza), tomando como indicador a tres tipos de bacterias: *Pseudomonas aeruginosa*, *Escherichia coli* y *Staphylococcus aureus*. Como parte de la metodología se caracterizó electroquímicamente el aluminio comercial y se comparó con aluminio de alta pureza. La caracterización electroquímica demostró que el aluminio comercial produce mayores cantidades de agentes coagulantes bajo las mismas condiciones experimentales. Por ello, el aluminio comercial se utilizó como material anódico para el tratamiento de aguas artificiales infectadas con tres tipos de bacterias. Como resultado llegaron a obtener una efectividad de remoción de 100% cuando las aguas están infectadas de *Pseudomonas aeruginosa* o *Escherichia coli*, mientras que las aguas infectadas con *Staphylococcus aureus* presentaron una eficiencia de remoción de 99.86%, a las condiciones de densidad de corriente de 2.5 A.dm⁻², área del electrodo 4 cm² y tiempo de tratamiento por 12 minutos. Como conclusión llegaron a que el tratamiento electroquímico genera un valor de UFC ml⁻¹ igual a cero para la mayoría de los casos, resaltando la efectividad del proceso de electrocoagulación con ánodos de aluminio reciclado.

Aguilar-Ascon (2019), en su publicación de “Removal of *Escherichia coli* from Domestic Wastewater Using Electrocoagulation”, Universidad de Lima – Lima. El objetivo se centró en evaluar la eficiencia de la electrocoagulación en la eliminación de *Escherichia coli* de aguas

residuales domésticas y urbanas y determinar los efectos de los principales parámetros operativos en el proceso. Como parte de la metodología se construyó un reactor de electrocoagulación con electrodos de aluminio y hierro. Para evaluar los factores en sus respectivos niveles como el amperaje (1, 2 y 3 A), tiempo de tratamiento (10, 20, 30, 40, 50 y 60 min) y el pH (7 y 8.5) se utilizó el diseño factorial completo. Los resultados demostraron que después de 20 minutos de tratamiento, la eficiencia de eliminación se llegó >97%. La alta eficiencia lograda de E. coli fue 99,9 % a las condiciones pH neutro de 7, amperaje de 3 A y tiempo de tratamiento 60 min. Sin embargo, también se logró una eficiencia cercana al 99% en aguas residuales naturales a pH 8,5. Por otra parte los tres factores probados afectaron significativamente el porcentaje de eliminación de E. coli ($p < 0,05$). Concluyendo que la electrocoagulación tiene un alto poder de desinfección en un reactor primario al eliminar los contaminantes del agua, así como eliminar simultáneamente los microorganismos patógenos en comparación con el tratamiento biológico.

2.1.3. ANTECEDENTES NACIONALES

No se encontraron antecedentes relacionados al tema de investigación en la ciudad de Huánuco.

2.2. BASES TEÓRICAS

2.2.1. CARGA MICROBIANA

Según L&R Prevent and Protect (2022), la carga microbiana se refiere al número de microorganismos (gérmenes), como bacterias, hongos y virus en o sobre una unidad definida de sustrato o en un área definida.

Según Agrario (n. d.), la carga microbiana es el número y tipo de microorganismos que contaminan un objeto.

Para Manning (2019), la carga microbiológica son esencialmente organismos microscópicos que de una forma u otra otros se ajustan a la

descripción de bacterias, hongos, protozoos, virus, y algas que se encuentran en casi todas partes de la Tierra. La mayoría de estos microbios sirven como inicio y fin de complicadas cadenas alimentarias a partir de las cuales se originan todas las formas de vida.

Según Naidoo & Olaniran (2014), muchos microbios patógenos potenciales podrían ser asociados con la contaminación del agua, entre los más conocidos tenemos a las bacterias, virus y protozoos.

Tabla 1

Diversas cargas microbianas presentes en las aguas superficiales

Tipo	Microorganismos	Fuentes
Bacterias	Salmonella enterica subsp. enterica serovar Typhi	Human faeces
	Salmonella enterica subsp. enterica serovar Paratyphi	Human faeces
	Salmonella enterica subsp. enterica serovar Enteritidis and Salmonella enterica subsp. enterica serovar Typhimurium	Human/animal
	Shigella sp. (Shigella dysenteriae, Shigella flexneri, Shigella boydii, Shigella sonnei)	Human faeces
	Vibrio cholera	Human faeces
	Vibrio parahaemolyticus	Human/animal
	E. coli (E. coli O:148; O:157; O:124)	Human faeces
	Campylobacter sp.	Human/animal
	Clostridium perfringens	Human/animal
	Faecal streptococci	Human/animal
Virus	Enterococci	Human/animal
	Poliovirus	Human faeces
	Rotavirus	Human faeces
	Adenovirus	Human faeces
	Norwalk virus	Human faeces
Protozoos	Hepatitis A Virus	Human faeces
	Cryptosporidium parvum	
	Entamoeba histolytica	
	Giardia lamblia cysts	

Nota. La tabla 1 contiene las diversas cargas microbiológicas presentes en el agua superficiales con sus respectivas fuentes generadoras (Naidoo & Olaniran, 2014).

Entre los contaminantes naturales del agua se encuentran virus, bacterias y otras formas de vida. La concentración de estos contaminantes naturales puede incrementarse o aún ser suplida por otros materiales producto de la tecnología industrial o agrícola.

A.- BACTERIAS

Según Sefton (2019), las bacterias son microorganismos procariotas unicelulares clasificados principalmente por su morfología, que puede incluir bacterias espirales/curvadas, bacilos/bacterias cilíndricas/en forma de vara, y cocos/bacterias esféricas.

Ingraham (2018) sugiere que las bacterias pueden dividirse en dos grupos principales según la cantidad de peptidoglicano en sus paredes celulares, conocidos como Gram-positivas y Gram-negativas. Mientras que las bacterias Gram-negativas como *Escherichia coli* O157: H7, *Salmonella* spp. y *Proteus mirabilis* son notorias por su capacidad de causar diversas enfermedades, las bacterias Gram-positivas típicas como *Bacillus cereus*, *Clostridium botulinum* y *Clostridium perfringens* son conocidas por ser responsables de intoxicaciones alimentarias.

Además, una amplia variedad de bacterias, enumeradas por Carr (2017), pueden causar infecciones y deterioro en los alimentos. Estas incluyen *Acinetobacter*, *Alcaligenes*, *Aeromonas*, *Flavobacterium*, *Arcobacter*, *Lactococcus*, *Pseudomonas*, *Serratia*, *Shigella*, *Listeria*, *Yersinia*, *Campylobacter*, *Citrobacter*, *Vibrio*, *Enterobacter*, *Micrococcus*, *Enterococcus*, *Paenibacillus*, *Corynebacterium*, *Staphylococcus* y *Weissella*.

Según CONAGUA (2016), en diversas fuentes de agua, tanto superficiales como subterráneas, se pueden encontrar distintos tipos de bacterias. Algunas de estas bacterias son nativas y pueden ser beneficiosas, ya que contribuyen al proceso de autodepuración del agua. Sin embargo, otras bacterias, provenientes de excretas humanas y animales, incluyendo animales domésticos, salvajes y aves, pueden ser patógenas y causar enfermedades al infectar a un huésped. El agua

puede servir como medio de transporte para estas bacterias, dando lugar a enfermedades transmitidas por el agua.

B.- INDICADORES DE LA PRESENCIA DE LA CARGA MICROBIANA EN EL AGUA

El examen microbiológico de las aguas para detectar la presencia de microorganismos indicadores (MI) es clave para determinar la calidad microbiológica y garantizar la seguridad de la salud pública. La presencia de indicadores representa la contaminación con patógenos y el deterioro de la calidad. La evaluación microbiológica de la calidad de las aguas superficiales se basa en la relación entre los indicadores y los patógenos (Saxena et al., 2015).

Según Maal-Bared et al. (2008), la presencia de patógenos entéricos en fuentes de agua es motivo de gran preocupación. Por lo tanto, la legislación en Europa, EE. UU. y otros países exigen un examen adecuado de los indicadores microbiológicos para determinar la calidad microbiológica. Por tanto, la herramienta más útil para detectar patógenos en el medio acuático es el análisis simultáneo de varios microorganismos clasificados como microorganismos 'indicadores'.

Estos indicadores se están utilizando para evaluar la calidad microbiológica del agua ambiental. Sin embargo, el criterio para que un indicador ideal indique la presencia de patógenos en ambientes acuáticos se ha discutido en muchos estudios. Para Verhille (2013), generalmente los indicadores no son en sí mismos patógenos humanos; ésta ha sido la base sobre la que se ha desarrollado la protección de la salud pública contra las enfermedades transmitidas por el agua. Los indicadores más utilizados son los coliformes (coliformes totales (CT)), coliformes fecales o termotolerantes, *Escherichia coli*, enterococos (estreptococos fecales o enterococos intestinales) y bacteriófagos. Para evitar ambigüedades en el término "Indicador microbiano", ahora se reconocen los siguientes tres grupos tal como se muestran en la tabla 2.

Tabla 2

Definiciones de microorganismos indicadores e índices de interés para la salud pública

Grupo	Definición
Indicador de proceso	• Un grupo de organismos que demuestra la eficacia de un proceso como bacterias heterótrofas totales o bacterias Coliformes totales para la desinfección con cloro.
Indicador fecal	• Un grupo de organismos que indica la presencia de contaminación como los grupos bacterianos de Coliformes termotolerantes o E. coli. Por lo tanto, sólo infieren que pueden estar presentes los patógenos.
Organismos índice y modelo	• Un grupo o especie indicativo de la presencia y el comportamiento de patógenos, respectivamente, como E. coli como índice de Salmonella y colifagos F-RNA como modelos de virus entéricos humanos.

Nota. La tabla 2 contiene los grupos y sus definiciones de los indicadores microbiológicos para las aguas (Ashbolt et al., 2001).

El microorganismo utilizado como indicador también debe elegirse en función de la aplicación particular de la información. Por lo tanto, la posible aplicación de un indicador debería ser indicar:

1. la contaminación fecal;
2. la presencia de aguas residuales domésticas;
3. la presencia de microbios patógenos;
4. la eficiencia de un proceso particular de tratamiento de agua o aguas residuales;
5. el destino ambiental de un patógeno objetivo;
6. el movimiento de partículas suspendidas en el agua durante el transporte subterráneo

C.- CONTAMINACIÓN DEL AGUA POR BACTERIAS FECALES

Según la WHO/UNICEF (2010) la contaminación fecal es considerada la principal amenaza para la salud pública. Por otra parte, para (WHO, 2011), la contaminación ambiental del agua se controla mediante bacterias indicadoras fecales.

La EPA (Agencia de Protección Ambiental) RWQC (Criterios de calidad del agua recreativa) recomienda utilizar las

bacterias Enterococci y *E. coli* como organismos indicadores para el agua dulce. Curiosamente, muchos de los estados han utilizado el RWQC de la EPA como base para la reutilización de aguas residuales. Por ejemplo, en Italia en cuanto a su calidad microbiológica del agua potable toman como indicador los Enterococchi y *Escherichia coli*, por otro lado, con respecto a las aguas residuales toman como único indicador de contaminación fecal la *Escherichia coli* (Collivignarelli et al., 2018).

Según Bachoon et al. (2010), se puede evaluar la calidad sanitaria de los recursos ambientales mediante la medición de bacterias indicadoras de contaminación fecal. Estas bacterias son útiles para evaluar la calidad de alimentos, sedimentos y aguas destinadas a diversos usos como el consumo humano, la agricultura, la industria y la recreación. Dado que no existe un indicador universal, es crucial seleccionar el más adecuado para cada situación específica en estudio.

Rossen et al. (2008) señalan que entre los indicadores de contaminación fecal más comúnmente empleados se encuentran los coliformes totales y termotolerantes, *Escherichia coli* y enterococos. Sin embargo, González et al. (2010) destacan diversas limitaciones asociadas con el uso de estos indicadores, como su breve supervivencia en cuerpos de agua y fuentes no fecales, su capacidad de multiplicación después de su liberación en el medio acuático y su susceptibilidad a los procesos de desinfección, entre otras. Por ello, se han propuesto como alternativas indicadores tales como bacterias anaerobias fecales (*Bacteroides* spp., *Bifidobacterium* spp., *Clostridium perfringens*), virus (colifagos) y componentes orgánicos fecales (coprostanol).

Por otro lado, Del Pilar et al. (2005) establecen criterios para identificar un microorganismo indicador de contaminación fecal como efectivo: debe ser un componente normal de la microbiota intestinal de individuos sanos, estar presente exclusivamente en las heces de animales de sangre caliente y en momentos en que los patógenos intestinales lo están, debe estar presente en números suficientemente

altos para permitir su aislamiento e identificación, debe ser incapaz de reproducirse fuera del tracto gastrointestinal humano o animal, su tiempo de supervivencia debe ser igual o mayor que el de los patógenos fecales, su resistencia a factores ambientales debe ser igual o mayor que la de los patógenos, y finalmente, debe ser fácil de aislar y cuantificar.

Los microorganismos que se han reportado como indicadores de contaminación fecal se resumen en la tabla 3, mientras que los indicadores microbiológicos que se han utilizado para establecer los criterios de desempeño para diversos usos del agua se enumeran en la tabla 4.

Tabla 3

Definiciones de Indicadores microbiológicos fecales clave

Organismos indicadores	Características
Coliformes totales	Bacterias anaeróbicas facultativas en forma de bastón, gramnegativas, no formadoras de esporas, oxidasa/indol negativas, que fermentan la lactosa (con β-galactosidasa) a ácido y gas.
Coliformes fecales	Coliformes termotolerantes que producen ácido y gas a partir de la fermentación de la lactosa.
<i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)	Coliformes termófilos que producen indol a partir de triptófano, pero que ahora también se definen como coliformes capaces de producir β-glucuronidasa.
Estreptococos fecales (FS)	Cocos grampositivos, catalasa negativos, no formadores de esporas, procedentes de medios selectivos.
Bacteroides	Se ha propuesto como indicador específico de los seres humanos un bacilo pleiomórfico, gramnegativo y anaeróbico, que no forma esporas.
Enterococos	El subconjunto de estreptococos fecales que crecen a pH 9,6, 10 y 45 °C y en NaCl al 6,5%.
<i>Clostridium perfringens</i>	Los bacilos grampositivos formadores de esporas, inmóviles, anaerobios estrictos, reductores de sulfito, fermentan la lactosa, la sacarosa y el inositol con la producción de gas, producen una fermentación tormentosa de coágulos con la leche, reducen los nitratos, hidrolizan la gelatina y producen lecitinasa y fosfatasa ácida.

Bifidobacterias	Bacilos grampositivos, anaeróbicos obligados, no acidorresistentes, no formadores de esporas y no móviles, que son altamente pleomórficos y pueden exhibir formas de bulbos ramificados (bífidos), mazas, cocoides, corineformes, Y y V.
Bacteriófagos (fagos)	Virus bacterianos omnipresentes en el medio ambiente y resistentes a la desinfección.

Nota. La tabla 3 contiene diversos indicadores microbiológicos de origen fecal con sus respectivas características (Saxena et al., 2015).

Tabla 4

Organismos indicadores utilizados para establecer los criterios de desempeño para diversos usos del agua.

Uso del agua	Organismos indicadores
Agua potable	<i>Coliformes totales</i>
Recreación en agua dulce	<i>Coliformes fecales (E. coli)</i>
Recreación en agua salada	<i>Coliformes fecales, coliformes totales y enterococos.</i>
Zonas de cultivo de mariscos	<i>Coliformes totales, coliformes fecales</i>
Riego agrícola (para agua regenerada)	<i>Coliformes totales</i>
Efluente de aguas residuales	<i>coliformes fecales</i>
Desinfección	<i>colifagos MS2</i>

Nota. La tabla 4 contiene diversos indicadores utilizados para diversos usos del agua (Saxena et al., 2015).

D.- ESCHERIA COLI

a) Generalidades

La *Escherichia coli* (*E. coli*) es reconocida actualmente por la OMS y el JMP como el mejor FIB para el monitoreo de la contaminación fecal en las aguas y los coliformes termotolerantes (TTC) se sugieren como una alternativa aceptable (WHO/UNICEF, 2010) y (WHO, 2011).

Según Larrea et al. (2009), *Escherichia coli* pertenece a la familia Enterobacteriaceae y es una bacteria Gram negativa facultativa anaerobia. Esta bacteria forma parte de la microbiota normal del intestino tanto en seres humanos como en animales de sangre caliente, siendo la más predominante entre las bacterias anaerobias facultativas intestinales. Es excretada diariamente a través de las heces en una

cantidad que oscila entre 10⁸ y 10⁹ Unidades Formadoras de Colonias (UFC) por gramo de heces. Dadas sus características, se ha convertido en uno de los principales indicadores de contaminación fecal en la actualidad.

E. coli se encuentra principalmente en la parte baja del intestino de los seres humanos y animales de sangre caliente, un entorno que proporciona una amplia gama de nutrientes para su crecimiento bacteriano. Su tiempo de supervivencia en este hábitat primario se estima en dos días. Se ha observado que aproximadamente la mitad de la población de *E. coli* reside en este hábitat primario del huésped, mientras que la otra mitad se encuentra en el entorno externo (hábitat secundario). Según esto, *E. coli* se reproduce y se multiplica en su hábitat primario, pero muestra una tasa neta de crecimiento negativa en el hábitat secundario, con una supervivencia de aproximadamente un día en agua, 1,5 días en sedimentos y tres días en el suelo. Estas estimaciones sugieren que *E. coli* no puede sobrevivir en entornos inertes, pero la continua introducción de fuentes humanas y animales mantiene una población estable fuera del huésped animal (Winfield & Grosman, 2003).

E.- COLIFORMES TERMOTOLERANTES

a) Generalidades

Según Santiago-Rodriguez et al. (2012), Las bacterias coliformes termotolerantes, a menudo denominadas coliformes fecales, son ampliamente empleadas como indicadores de contaminación fecal debido a su similitud en comportamiento con muchas bacterias patógenas en el entorno y a su facilidad de detección durante el proceso de tratamiento, donde su presencia es notable y clara.

Para Horan (2003), los primeros microbiólogos del agua definieron las bacterias coliformes como aquellas bacterias capaces de crecer a 37°C en presencia de sales biliares (usadas para inhibir bacterias no intestinales) y capaces de producir ácido y gas a partir de la lactosa. Se

consideraron coliformes fecales aquellos coliformes de origen exclusivamente fecal y, en consecuencia, capaces de crecer y fermentar lactosa a 44°C, y de producir indol a partir de triptófano. Sin embargo, la última edición de la bacteria coliforme Enterobacteriaceae que posee el gen que codifica la producción de β -galactosidasa, la enzima que escinde la lactosa en glucosa y galactosa Informe 71 (Departamento de Medio Ambiente, 1994). Esta nueva definición no depende de las técnicas de laboratorio (producción de ácido y gas a partir de lactosa) y reconoce que la expresión génica puede verse influida por las condiciones ambientales (incluido el laboratorio), es decir, en condiciones diferentes, una bacteria coliforme puede o no fermentar lactosa con la producción de ácido y gas.

Los coliformes termotolerantes forman parte del grupo de coliformes totales, aunque se distinguen por ser positivos en la prueba de indol y por su capacidad de crecimiento en un amplio rango de temperaturas (hasta 45 °C). Son indicadores más precisos de la calidad sanitaria de alimentos y agua. La detección de estos microorganismos sugiere la presencia de contaminación fecal, ya sea de origen humano o animal, dado que se encuentran en las heces, siendo la *Escherichia coli* la más común, representando entre el 90 % y el 100 % de estas bacterias (Winfield & Grosman, 2003).

2.2.2. UTILIZACIÓN DE LAS AGUAS SUPERFICIALES

La utilización de aguas superficiales consiste en el aprovechamiento y uso de las aguas que se encuentran en ríos, lagos, arroyos y otros cuerpos de agua en la superficie de la tierra. Estas aguas pueden ser utilizadas para diversos fines, como abastecimiento doméstico, riego agrícola, usos industriales, generación de energía, recreación y deportes, entre otros.

En el caso de la utilización de aguas superficiales, es importante tener en cuenta la regulación y los requisitos de calidad establecidos por las autoridades competentes, ya que muchas de estas aguas contienen

contaminantes como microorganismos, patógenos, nutrientes, químicos y materia orgánica. En muchos países, se requiere obtener una concesión para el aprovechamiento de aguas superficiales, y existen prioridades en la asignación de estas concesiones. Algunos usos, como el abastecimiento doméstico y el riego agrícola, suelen tener prioridad sobre otros usos.

Además, es importante considerar el impacto ambiental de la utilización de aguas superficiales. Por ejemplo, la construcción de embalses para la generación de energía hidroeléctrica puede alterar el equilibrio natural de los cuerpos de agua y generar controversia. Asimismo, las centrales térmicas pueden elevar la temperatura del agua superficial, lo que también puede tener efectos en el medio ambiente.

Por otra parte, la contaminación de estas aguas es un problema grave que afecta a la calidad del agua en ríos, lagos y otros cuerpos de agua en la superficie de la tierra. Las principales causas de la contaminación del agua superficial están asociadas con la actividad industrial, la gestión inadecuada de residuos humanos, industriales y agrícolas, y la falta de tratamiento adecuado de las aguas residuales.

Como es bien sabido, las aguas superficiales como de los ríos, en las zonas agrícolas son fuente vital para ser usados en riegos. Este uso tiene beneficios, ya que el agua del río puede considerarse una fuente de abonado debido a su aporte de nutrientes como nitrógeno, fósforo y materia orgánica, lo que puede aumentar la cosecha. Sin embargo, es importante tomar precauciones, ya que su uso continuado puede aumentar la salinidad del suelo.

Además, se debe realizar un control microbiológico y tener en cuenta el riesgo de aporte de metales pesados en ciertos casos. La utilización de aguas para riego agrícola es una estrategia que ha ganado aceptación en muchas partes del mundo, ya que contribuye a la economía circular y a la disponibilidad de recursos hídricos.

2.2.2.1. FITOTOXICIDAD

El análisis de fitotoxicidad en aguas residuales no se realiza de forma habitual en el riego agrícola. Sin embargo, la inclusión de este tipo de prueba biológica con semillas permitiría determinar si existe toxicidad para el material vegetal en laboratorio. Este análisis puede ayudar a predecir el comportamiento de los cultivos en el campo después de la aplicación de este tipo de agua para riego y evaluar si es adecuada o no su utilización.

Es relevante señalar que hay varios enfoques para evaluar la fitotoxicidad, incluyendo la evaluación de la germinación de semillas y la medición de la elongación radical. Estos métodos biológicos se emplean para determinar la toxicidad de diferentes tipos de compuestos, como sustancias puras solubles, aguas superficiales, aguas subterráneas, agua potable, así como aguas residuales provenientes de hogares e industrias. Además, se pueden aplicar en la evaluación de la toxicidad de fertilizantes orgánicos y otros residuos. Por lo tanto, para un análisis integral la calidad del agua tratada para ser usado en riego, se deben realizar la evaluación haciendo un análisis de fitotoxicidad como prueba biológica.

2.2.3. PRINCIPALES PROCESOS DE DESINFECCIÓN

Para garantizar la calidad microbiológica, el tratamiento de desinfección es de primordial importancia. Con el uso de desinfectantes, se pueden eliminar las bacterias patógenas del agua y hacer que el agua sea segura para los diversos usos.

Según Collivignarelli et al. (2018), las tecnologías convencionales son los procesos más utilizados para la desinfección del agua. Se clasifican en procesos químicos, entre ellos cloro, dióxido de cloro, ozono y ácido peracético. Además de los desinfectantes químicos, para la desinfección en el tratamiento de aguas residuales se utiliza desde hace muchos años la radiación UV.

Los procesos de oxidación avanzada (POA) que se pueden utilizar para la fase final de las ETAP o EDAR, se utilizan generalmente para la oxidación de una amplia gama y variedad de compuestos orgánicos e inorgánicos y se pueden aplicar para la desinfección del agua (Collivignarelli et al., 2018).

Para los investigadores Martínez-Huitle y Brillas (2008), la desinfección electroquímica (ECD) ha llamado mucho la atención debido a su compatibilidad ambiental, simplicidad y producción de especies oxidantes, el cual se fundamenta es el uso de un material de electrodo específico diseñado para formar iones in situ en el agua destinados a la eliminación de contaminantes microbiológicos.

2.2.4. ELECTROCOAGULACIÓN

Para Mollah et al. (2001), la electrocoagulación (CE) es similar a la coagulación tradicional, sin embargo, existen numerosas ventajas de la CE sobre la coagulación química, especialmente para pequeños sistemas de agua potable. Los coagulantes químicos como el sulfato de aluminio y el cloruro férrico causan múltiples problemas en los sistemas de tratamiento. Por ejemplo, la coagulación química puede disminuir el pH y consumir alcalinidad, lo que resulta en una mayor adición de químicos para restablecer un pH neutro antes de la distribución, por el contrario, la CE no consume alcalinidad.

Según Ghaffarian & Fallah (2020), la EC tiene ventajas sobre la coagulación tradicional sobre la separación rápida y eficiente de materia orgánica, además el control del pH sin productos químicos, menores costos operativos, menos contaminación secundaria y una automatización más sencilla. También produce burbujas de gas para facilitar la eliminación de contaminantes, flóculos más grandes y estables y puede eliminar incluso partículas coloidales pequeñas. En comparación con otros procesos electroquímicos/químicos, como la fotocátalisis (PC) y el electro-Fenton (EF), la EC es relativamente económica debido a sus menores costos de equipo y mantenimiento y

porque no se requieren productos químicos adicionales. Además, la EC puede funcionar en una amplia gama de condiciones, incluidos niveles elevados de sal y pH.

2.2.4.1. MECANISMOS DE ELECTROCOAGULACIÓN

Según Mollah et al. (2004), ambos mecanismos de eliminación (químico y físico) contribuyen a la eliminación de partículas durante la CE, de forma similar a la coagulación convencional. La principal diferencia es la adición de la dosis de metal coagulante durante la CE. La concentración dosificada, C (g/L) expresada como la ecuación 1, se puede determinar mediante la ecuación 2, correspondiente a la ley de Faraday, el cual establece que la dosis de metal coagulante ($M+[Al^{3+}/Fe^{2+}/Cu^{2+}]$) añadida al agua en función de una corriente y un tiempo específicos (Moussa et al., 2017):

$$C = \frac{m}{V} \dots\dots\dots(1)$$

$$m = \frac{I \cdot t \cdot Mw}{z \cdot F} \dots\dots\dots(2)$$

Donde m es la masa de disociación del metal (g), I es la corriente (A), t es el tiempo de tratamiento (s), Mw es el peso molecular del metal, z es el número de electrones (en este caso, $Mn^{+} = \#n^{-}$), F es la constante de Faraday (96,485 C/mol) y V es el volumen de agua tratada (L).

Para Ghernaout et al. (2011a), al igual que en los procesos tradicionales de coagulación y floculación, las especies M^{+} reaccionarán con el hidróxido para formar diversos complejos poliméricos de hidróxido. Dependiendo del pH, los hidróxidos poliméricos reaccionarán con partículas cargadas negativamente, como NOM, *E. coli* y otros microorganismos, a través de la

neutralización de la carga.

El precipitado de hidróxido metálico también puede generarse instantáneamente, provocando la aglomeración de partículas más pequeñas partículas más pequeñas mediante floculación por sedimentación diferencial (Mollah et al., 2004). A medida que disminuye el pH, la neutralización de la carga desempeñará un papel más importante, especialmente con concentraciones de coagulante más bajas.

Así mismo según Ghernaout et al. (2011a) Simultáneamente, en el cátodo se genera gas hidrógeno e iones hidróxido, lo que contribuye al aumento del pH en la celda. Así, los precipitados resultantes se eliminarán bien mediante electroflotación o floculación y sedimentación posterior.

Los mecanismos de floculación como la difusión, la advección o la sedimentación diferencial permiten a la CE eliminar numerosas partículas del agua, incluidos microbios, NOM e inorgánicos (Delaire et al., 2015).

Tabla 5

Reacciones simultáneas que ocurren en la celda de electrocoagulación para los cuatro electrodos diferentes

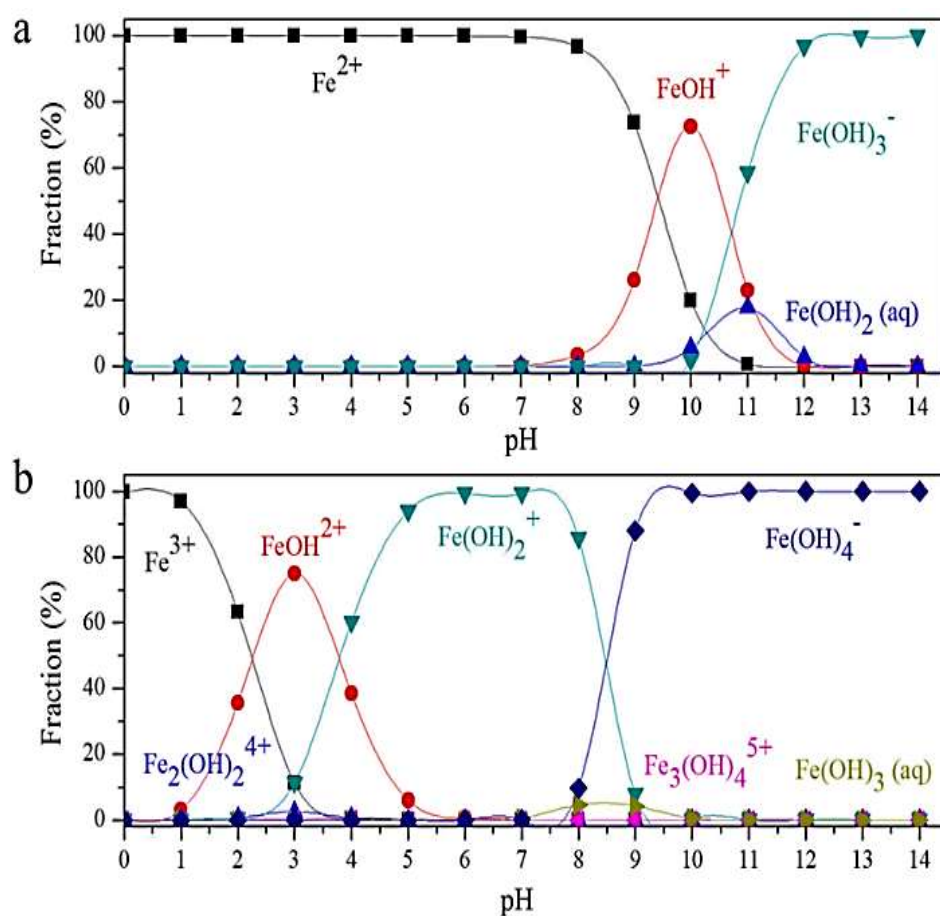
ELECTRODOS	ÁNODO	CÁTODO	AUTOR
	$Fe(s) \rightarrow Fe^{n+}(aq) + ne^{-1}$		
Hierro (Fe)	$4Fe^{2+}(aq) + 10H_2O + O_2(aq) \rightarrow 4Fe(OH)_3(s) + 8H^+$	$2e^{-1} + 2H_2O \rightarrow H_2 + 2OH^{-}$	(Moussa et al., 2017)
	$Fe^{2+}(aq) + 2OH^{-} \rightarrow Fe(OH)_2(s)$		
Aluminio (Al)	$Al(s) \rightarrow Al^{3+}(aq) + 3e^{-1}$	$2e^{-1} + 2H_2O \rightarrow H_2 + 2OH^{-}$	(Lakshmanan et al., 2009)
	$Al^{3+}(aq) + nH_2O \rightarrow Al(OH)_n^{3-n}(s) + nH^+$		
	$Cu(s) \rightarrow Cu_{(aq)}^{2+} + 2e^{-}$		
Cobre (Cu)	$Cu_{(aq)}^{2+} + 6H_3O_{(aq)}^{+} \rightarrow (Cu(H_2O)_6)_{(aq)}^{2+} + 6H_{(aq)}^{+}$	$2e^{-1} + 2H_2O \rightarrow H_2 + 2OH^{-}$	(Barrera-Díaz et al., 2014)
	$(Cu(H_2O)_6)_{(aq)}^{2+} + 2OH_{(aq)}^{-} \rightarrow Cu(OH)_{2s} + 6H_2O_{(aq)}$		
Acero inoxidable (SS)	$2H_2O \rightarrow O_{2g} + 4H_{(aq)} + 4e^{-}$	$2e^{-1} + 2H_2O \rightarrow H_2 + 2OH^{-}$	(Suen et al., 2017)

Nota. La tabla 5 contiene las diversas reacciones químicas que ocurren en el ánodo y cátodo para los diferentes electrodos evaluados en este estudio.

Según el pH del medio, Mn^{+} y OH^{-} dan lugar a diversas formas de cationes hidroxilados (Figura 1, 2 y 3). En medio ácido se observa el predominio del catión libre Al^{3+} , Fe^{2+} y Cu^{2+} , a medida que aumenta el pH, en la distribución participan diferentes hidroxocomplejos, incluidos monómeros y polímeros (De Mello Gabriel et al., 2021) (Picard et al., 2000) .

Figura 2

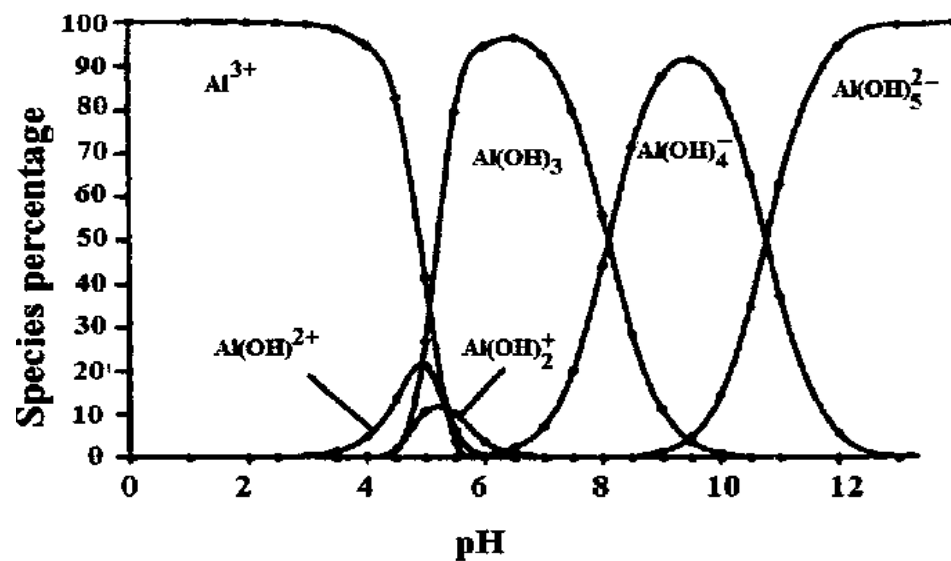
Distribución de especies químicas acuosas de Fe en función del pH



Nota. La figura nos muestra las diferentes especies de hierro formadas en solución a diferentes niveles de pH, tanto para Fe (II)(a) y Fe (III)(b). (De Mello Gabriel et al., 2021).

Figura 3

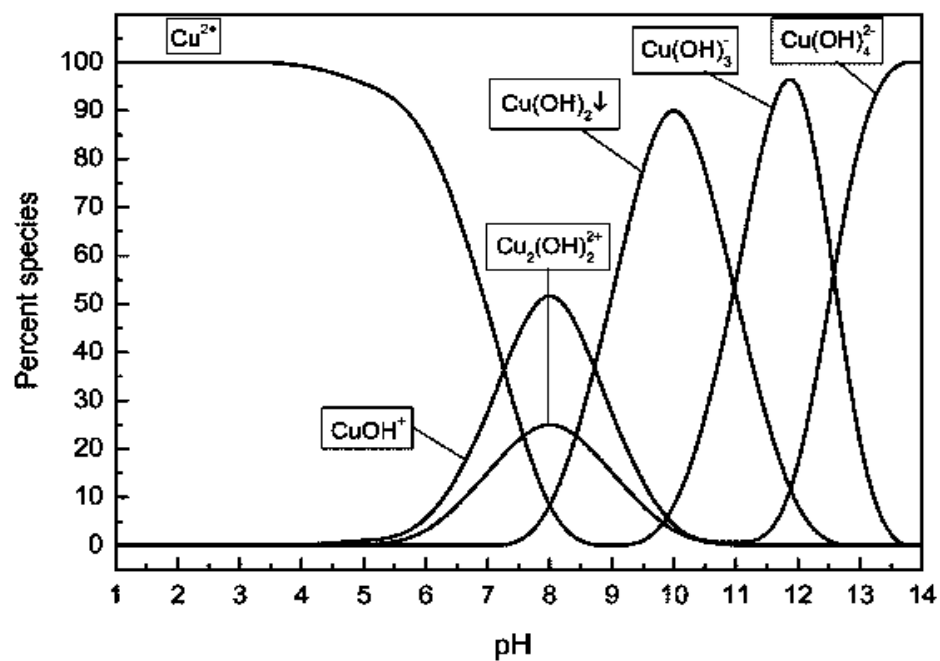
Distribución de especies de hidrólisis de aluminio en función del pH



Nota. La figura nos muestra las diferentes especies de Al que predominan en diversos niveles de pH (Picard et al., 2000).

Figura 4

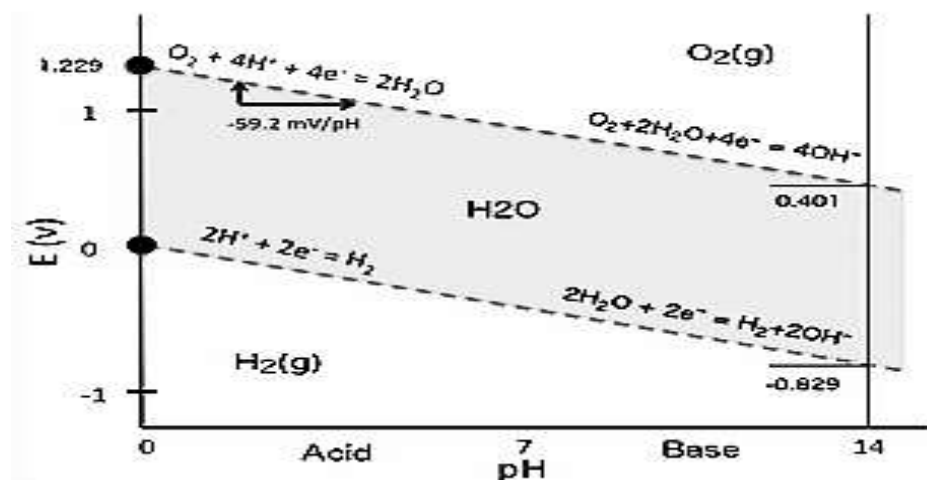
Distribución de especies de hidrólisis de cobre en función del pH



Nota. La figura nos muestra las diferentes especies de Cu que predominan en diversos valores de pH (Sočo & Kalemkiewicz, 2015).

Figura 5

Diagrama de Pourbaix en la hidrólisis del agua



Nota. La figura nos muestra las diferentes reacciones que predominan a diferentes voltajes para la hidrólisis del agua en el cátodo y ánodo (Pourbaix, 1974).

Ventajas y desventajas de la electrocoagulación

La electrocoagulación es una técnica utilizada para tratar aguas y aguas residuales mediante el uso de una corriente eléctrica que induce la coagulación de contaminantes. A continuación se presentan las ventajas y desventajas de este método, incluyendo una explicación de por qué, a pesar de las desventajas, la electrocoagulación puede ser una técnica ventajosa.

Entre las ventajas:

- La electrocoagulación es altamente efectiva para la eliminación de una amplia gama de contaminantes, incluyendo metales pesados, coloides, sólidos en suspensión, aceites, grasas y ciertos tipos de microorganismos.
- Es capaz de tratar contaminantes que otros métodos pueden no eliminar completamente.
- A diferencia de los métodos químicos tradicionales de coagulación/floculación, la electrocoagulación reduce la necesidad de añadir coagulantes químicos, lo que disminuye

el riesgo de introducir nuevos contaminantes al agua tratada.

- Esto también simplifica el manejo y almacenamiento de productos químicos.
- La electrocoagulación generalmente produce lodos que son más compactos y menos voluminosos en comparación con los lodos generados por procesos químicos.
- Esto facilita el manejo y disposición de lodos, reduciendo costos de operación.
- La técnica es flexible y puede adaptarse a diferentes tipos de agua y niveles de contaminación.
- Los parámetros operativos, como el voltaje y la intensidad de la corriente, pueden ajustarse para optimizar el rendimiento según las condiciones específicas del agua a tratar.
- Los sistemas de electrocoagulación pueden ser fácilmente automatizados y controlados, lo que permite un funcionamiento continuo y consistente.
- Esto puede llevar a una mayor eficiencia operativa y una mejor calidad del agua tratada.

Las desventajas:

- La electrocoagulación requiere un suministro constante de electricidad, lo que puede aumentar los costos operativos, especialmente en áreas con altos costos de energía.
- Sin embargo, el avance en fuentes de energía renovable puede mitigar este aspecto.
- Los electrodos, especialmente los ánodos de sacrificio, se consumen durante el proceso y necesitan ser reemplazados periódicamente, lo que implica costos adicionales y mantenimiento.
- La frecuencia de recambio depende del material del electrodo y la intensidad del uso.
- El proceso puede causar un aumento significativo del pH del agua tratada, requiriendo medidas adicionales para

neutralizar el pH antes de su disposición o uso.

- Esto puede implicar el uso de ácidos o bases adicionales, aumentando la complejidad del tratamiento.
- La electrocoagulación puede generar flotables que necesitan ser removidos físicamente del agua tratada, añadiendo un paso adicional al proceso de tratamiento.
- Esto puede requerir equipos adicionales como flotadores o separadores.

2.2.4.2. MITIGACIÓN DE INDICADORES MICROBIOLÓGICOS POR ELECTROCOAGULACIÓN

En los últimos años, la CE se muestra prometedora como una opción conveniente para la desinfección agua. Se ha demostrado que la CE es una tecnología prometedora para la eliminación de una amplia gama de microorganismos, desde bacterias hasta virus, de diferentes sistemas de agua, como agua potable o reutilizada (Bicudo et al., 2021).

En la mayoría de los estudios, *Escherichia coli* (*E. coli*) se considera una especie más específica como indicador de la desinfección de patógenos microbianos (Sruthi et al., 2018). Para propósitos de recuperación, el desempeño de remoción de otros indicadores de patógenos microbianos como los coliformes totales (Sruthi et al., 2018), enterococos, colifagos somáticos, eucariotas y *Clostridium* también se han evaluado, incluido las esporas de *perfringens* (Bicudo et al., 2021).

Con respecto a los mecanismos de la eliminación de patógenos y los efectos de algunos iones presentes en la muestra, también fueron estudiados por Delaire et al. (2016), donde sus resultados mostraron que en presencia de HCO_3^- los flóculos de precipitado de CE es el principal proceso de atenuación de las bacterias, que inhibió significativamente la inactivación. La adhesión de los precipitados a las paredes celulares mediante la

encapsulación de bacterias en flóculos, fue impulsada principalmente entre los precipitados de CE y los grupos funcionales fosfato fosfato en la superficie de las bacterias.

En otro estudio realizado por Tanneru (2013), compararon la eficiencia entre la electrocoagulación con electrodos de aluminio y la coagulación química con sulfato de aluminio tomando como indicador a la bacteria MS2, encontrándose mayor eliminación mediante la electrocoagulación, concluyeron que la floculación por barrido era el principal mecanismo de desestabilización del virus.

En el estudio realizado por Anfruns-Estrada et al. (2017) aplicaron la electrocoagulación de hierro para desinfectar efluentes primarios y secundarios de plantas municipales de tratamiento de aguas residuales. Con lo cual permitió una eliminación $> 5\log$ de *E. coli* y una concentración final del efluente inferior a 1 bacteria/mL de colifagos y eucariotas en 60 min. No obstante, las bacterias heterótrofas, los enterococos y las esporas fueron más resistentes. Así mismo, para Bicudo (2021) para un bajo voltaje como tratamiento terciario de aguas residuales municipales para la eliminación de *E. coli*, antibióticos y esporas, las membranas bacterianas se debilitaron por la interacción con los flóculos de hidróxido de hierro y los oxidantes generados en el proceso.

En general, la eficiencia de eliminación de microorganismos es relativamente alta ($\geq 1,4\log$, es decir, 96%), lo que da a entender la eficacia de la tecnología de la CE.

2.2.4.3. MECANISMOS DE REMOCIÓN DE LA CARGA MICROBIANA POR ELECTROCOAGULACIÓN

Según Heffron et al. (2019b), considera que el mecanismo de desinfección de la CE es parecido al de la coagulación química que implica la neutralización de la carga, la floculación de barrido, adsorción/adhesión y puente, y unión virus-floc debido a interacciones hidrofóbicas. La neutralización de la carga se

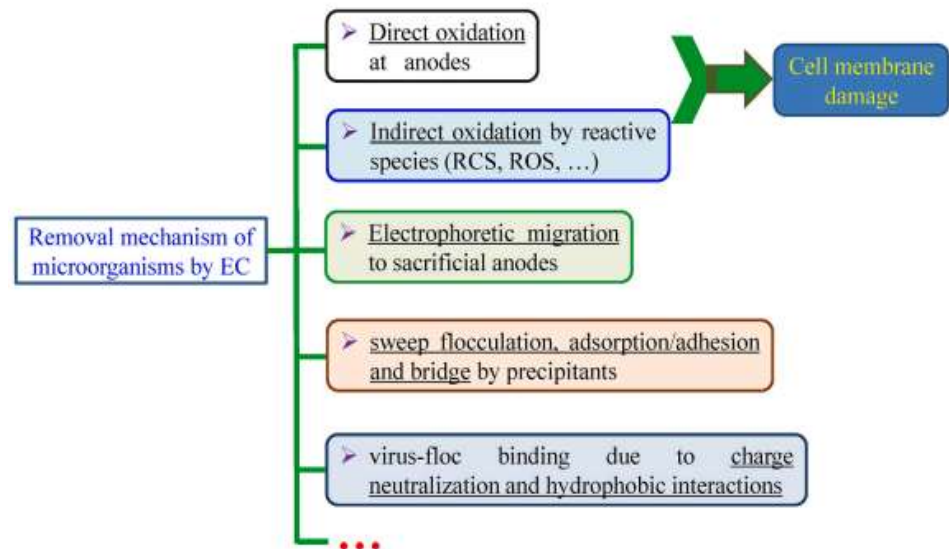
produce entre los iones metálicos con carga positiva/metal generados a partir del ánodo y los microorganismos cargados negativamente. Además, durante el proceso de CE, la inactivación de bacterias y virus también puede originarse a partir de la oxidación directa en los ánodos y/o la oxidación indirecta de especies oxidantes generadas in situ, a saber, RCS o ROS, etc.

Qian (2019) sostiene que cuando la CE se lleva a cabo en presencia de Cl^- , RCS como el ácido hipocloroso (HClO , Cl_2 , ClO^-) pueden formarse el ROS como el radical hidroxilo ($^{\circ}\text{OH}$), $\text{O}_2^{\circ-}$ y H_2O_2 también pueden generarse debido a la oxidación del hierro ferroso formado in situ. Por otro lado, en presencia de SO_4^{2-} , la formación de peroxodisulfatos ($\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$) puede desempeñar el papel de oxidante a través del ataque a las células microbianas. En aguas ligeramente ácidas ($\sim\text{pH } 6$), la inactivación de virus es más prevalente, mientras que a pH superiores a 7, la eliminación física de los virus desempeña el papel dominante en la CE del Fe.

Según Delaire et al. (2015), similar a la reducción de *E. coli* con Fe-EC y FeSO_4 (ambos a pH 6,6 y 7,5), indica que el campo eléctrico temporal durante la electrólisis, así como las posibles especies de cloro no contribuyen a la atenuación de las bacterias con Fe-EC en agua residuales municipales. En consecuencia, la reducción similar de *E. coli* con Fe-EC a pH 7,5 y con FeCl_3 apoya aún más que la eliminación con flóculos que es el principal mecanismo de atenuación de *E. coli*.

Figura 6

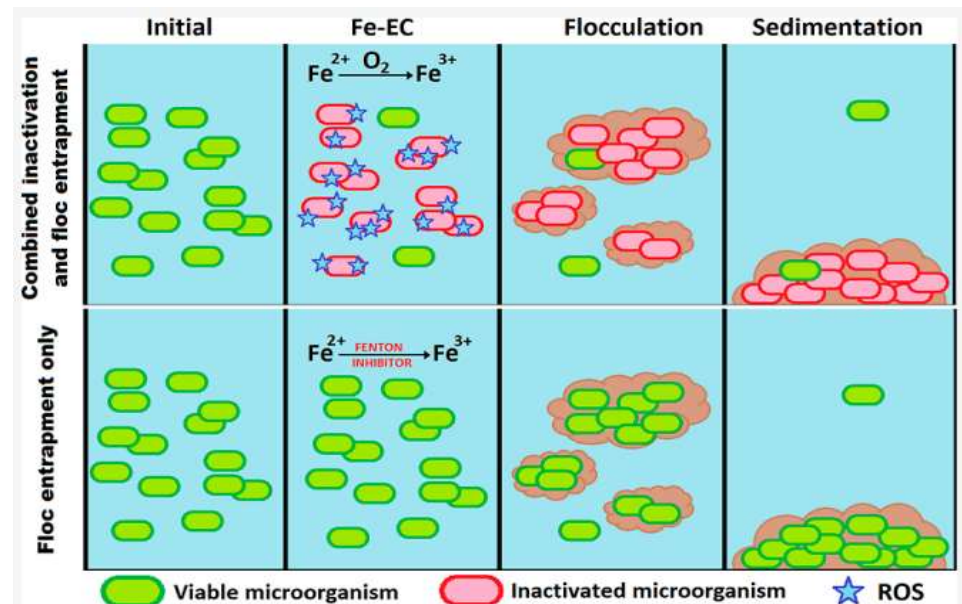
Posibles mecanismos de eliminación de microorganismos por CE.



Nota. La figura nos muestra los diversos procesos que intervienen en la atenuación de los microorganismos (Lu et al., 2021).

Figura 7

Mecanismos de desinfección durante la electrocoagulación para hierro



Nota. Las dos diversas etapas de atenuación de las bacterias mediante la electrocoagulación con electrodo de hierro (Bicudo et al., 2022).

2.3. DEFINICIONES CONCEPTUALES

2.3.1. DESINFECCIÓN

La desinfección es la reducción del número de bacterias, virus u hongos a una concentración deseada. La esterilización, o la eliminación completa de todos los microorganismos, generalmente no es necesaria o en la mayoría de los casos no es posible (Forney, 2008).

2.3.2. AGUAS SUPERFICIALES

Las aguas superficiales son aquellas que se hallan en la superficie terrestre. Su origen puede ser la escorrentía derivada de las precipitaciones o el afloramiento de fuentes subterráneas. Estas aguas pueden manifestarse en forma de corrientes, como ríos y arroyos, o en estado estacionario, como lagos, embalses, humedales, estuarios, océanos y mares. (Vidal & González-Abreu, 2013).

2.3.3. BACTERIAS

Las bacterias son células diminutas y primitivas que producen enfermedades de diversas formas. Todas las personas tienen una *flora* normal (bacterias no patógenas) que residen en varios sistemas corporales, especialmente en el tracto digestivo. Estas bacterias "amigables" brindan protección contra las enfermedades al competir por los nutrientes que las bacterias patógenas necesitan para crecer y multiplicarse. Las bacterias patógenas pueden segregar sustancias tóxicas que dañan los tejidos humanos; pueden actuar como parásitos dentro de las células humanas; o pueden formar colonias en el cuerpo que interrumpen las funciones humanas normales (Fritz et al., 2008).

2.3.4. DESINFECCIÓN ELECTROQUÍMICA

La desinfección electroquímica se basa principalmente en el poder de oxidación de los desinfectantes en la capa del electrodo o la mayor parte en los electrolitos. A menudo, el daño al sistema enzimático

intracelular se menciona como el principal motivo de la inactivación (Bruguera-Casamada et al., 2016).

2.3.5. ELECTROCOAGULACIÓN

La electrocoagulación es la coagulación de partículas coloidales en un medio acuoso con la aplicación de corriente eléctrica . Durante este proceso se van desestabilizando contaminantes suspendidos, emulsionados o disueltos. En el proceso, se aplica corriente eléctrica a los electrodos presentes en una celda electrolítica donde se generan un agente coagulante y burbujas de gas (El hidrógeno se genera en el cátodo y las burbujas ayudan en la eliminación adicional de contaminantes (Soni et al., 2020).

2.3.6. PARÁMETROS OPERACIONALES

Los parámetros operacionales de un proceso se refieren a los factores o variables específicos que influyen en el desempeño y comportamiento del proceso. Estos parámetros pueden variar según el tipo de proceso y los resultados deseados. Es importante tener en cuenta que los parámetros operativos específicos pueden variar según el contexto y la industria. Estos parámetros generalmente se monitorean, controlan y ajustan para garantizar un rendimiento óptimo y los resultados deseados (Fontes, 2005).

2.4. HIPÓTESIS GENERAL

2.4.1. HIPÓTESIS GENERAL

Hi: Existe un efecto significativo del voltaje y electrodo del proceso de electrocoagulación en la remoción de la carga microbiana presentes en las aguas del río Huallaga - Huánuco, 2024.

Ho: No existe un efecto significativo del voltaje y electrodo del proceso de electrocoagulación en la remoción de la carga microbiana presentes en las aguas del río Huallaga - Huánuco, 2024.

2.5. VARIABLES

2.5.1. VARIABLE DEPENDIENTE

Carga microbiana presentes en las aguas del río Huallaga

2.5.2. VARIABLE INDEPENDIENTE

Proceso de electrocoagulación

2.6. OPERACIONALIZACIÓN DE VARIABLES

“EFECTO DEL VOLTAJE Y ELECTRODO DEL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN EN LA REMOCIÓN DE LA CARGA MICROBIANA PRESENTE EN LAS AGUAS DEL RÍO HUALLAGA - HUÁNUCO, 2024”

Tabla 6
Operacionalización de las Variables

VARIABLES	DIMENSIONES	INDICADORES	VALOR FINAL	TIPO DE VARIABLE
VARIABLE INDEPENDIENTE		Voltaje	V	Numérica continua
Proceso de electrocoagulación	Parámetros operacionales	Electrodos anódicos	Al/Fe/Cu/SS	Nominal politómica
VARIABLE DEPENDIENTE		Coliformes Termotolerantes	NMP/100ml	Numérica discreta
Carga microbiológica en las aguas del río Huallaga	Parámetros microbiológicos	Escherichia coli	NMP/100ml	

CAPÍTULO III

METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN

3.1. TIPO DE INVESTIGACIÓN

La investigación realizada tiene las siguientes características: Con respecto a la planificación de la medición de las variables, este estudio es del tipo prospectivo, ya que los datos se obtuvieron yendo al campo. Con respecto al número de mediciones de la variable de estudio, este estudio es del tipo longitudinal, ya que las variables de estudio se midieron dos veces, antes y después del tratamiento. Con referente al número de variables analíticas, el presente estudio es del tipo analítico, ya que se trabajó con dos variables: la variable dependiente correspondiente a la carga microbiológica, y la variable independiente, correspondiente al proceso de electrocoagulación y finalmente con respecto al Intervención del investigador, el estudio es del tipo experimental, ya que se demostraron los efectos sobre la reducción de la carga microbiana (Supo y Zacarías, 2020).

3.1.1. ENFOQUE

De acuerdo con la revisión realizada por Supo y Zacarías (2020), el enfoque de investigación adoptado es de naturaleza cuantitativa. Los datos fueron recopilados mediante mediciones de campo. Para el análisis, se aplicará un método estadístico con el fin de identificar tendencias en el comportamiento del fenómeno o problema bajo estudio. Se registrarán datos numéricos de los análisis de agua realizados en el laboratorio, tanto antes como después de los procesos de tratamiento.

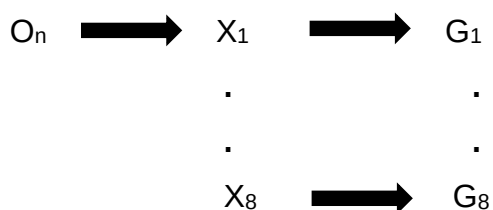
3.1.2. ALCANCE O NIVEL

Este análisis es de naturaleza explicativa, ya que busca comprender la relación entre variables, explorando causas y efectos y cumpliendo con los requisitos necesarios de control y criterios de causalidad (Supo y Zacarías, 2020). Bajo este criterio, al manipular las variables en diferentes niveles del proceso de electrocoagulación se ha

obtenido resultados diferentes en la reducción de la carga microbiológica y efectos fitotoxicológicos de la muestra tratada.

3.1.3. DISEÑO

El trabajo realizado con carácter experimental cuantitativo tiene un diseño del tipo prospectivo, longitudinal, analítico asimismo con intervención (Supo y Zacarías, 2020). Se recopilaron los datos mediante la aplicación de un diseño factorial completo en el software de Minitab. Para este estudio, el diseño se enfocó en la combinación de los dos y cuatro niveles correspondientes a voltaje y tipo de electrodos anódicos respectivamente. El siguiente esquema muestra de forma sencilla el diseño realizado en esta investigación:



Donde:

O_n : Muestra problema recopilada del río Huallaga.

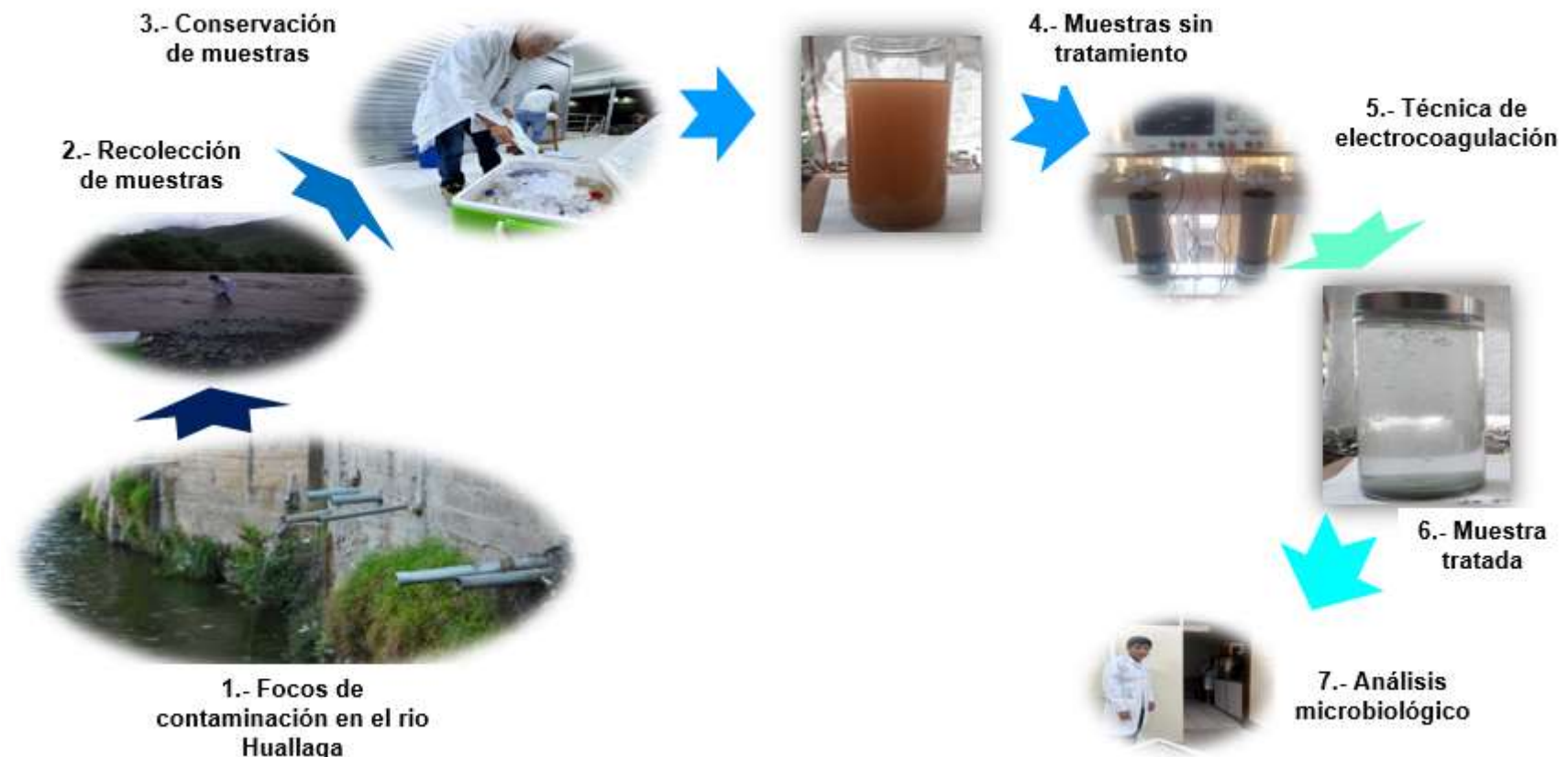
$X_1 \dots X_8$: Tratamientos mediante las 8 formas combinadas de los 2 factores (voltaje y tipo de electrodo) con sus respectivos niveles de cada factor, diseñados mediante el diseño factorial completo.

$G_1 \dots G_8$: Muestra tratada, medido sobre la reducción de la carga microbiana y la fitotoxicidad en lechuga.

Para lograr el objetivo de la investigación se siguió el siguiente procedimiento secuencial:

Figura 8

Secuencia de procedimientos realizados en la investigación



Nota. Secuencia de procedimientos realizados en la investigación

En la parte experimental del tratamiento, para poder llegar al objetivo se utilizó el Diseño Factorial Completo de Múltiples Niveles, con dos indicadores como variables, cada factor estudiado en más de un nivel correspondientes. Como corridas base se realizó 8 experimentos. En la tabla 7 se muestran los dos factores estudiados: el voltaje y el tipo de electrodo anódico. El voltaje se estudió en dos niveles: 10 V y 20 V. El tipo de electrodo anódico se estudió en cuatro niveles: aluminio (Al), hierro (Fe), cobre (Cu) y acero inoxidable (SS). La Tabla 8 presenta el diseño experimental correspondiente al factorial completo general, en el que se muestran las 8 corridas realizadas, tanto para el factor continuo y un factor categórico.

Tabla 7

Valores establecidos como niveles de los dos factores estudiados

No	Parámetros operacionales	Unidad	Niveles operacionales		
	Voltaje	V	20		
	Tipo electrodo anódico	(-)	Fe	Cu	SS

Nota. Factores estudiados con sus niveles establecidos.

Tabla 8

Diseño experimental factorial para esta investigación

Orden Corrida	Voltaje	Tipo de electrodo anódico
1	20	Fe
2	10	Al
3	20	SS
4	20	Cu
5	10	Fe
6	10	SS
7	20	Al
8	10	Cu

Nota. Un factor continuo (m=1) a dos niveles y un factor categórico (C=1) con 4 niveles, para el tratamiento con electrocoagulación.

3.2. POBLACIÓN Y MUESTRA

3.2.1. POBLACIÓN

Como parte de la población, La unidad de estudio de nuestra investigación se compone de las aguas de la Intercuenca alta del río Huallaga, ubicada en el Departamento de Huánuco, específicamente en la Provincia y Distrito de Huánuco. Es importante resaltar que estas aguas presentan una coloración marrón oscura debido a la alta concentración de sólidos suspendidos totales, lo cual genera una turbidez superior a lo normal. Esta característica se debe a que las muestras fueron recolectadas durante la temporada de lluvias en la provincia de Huánuco.

3.2.2. MUESTRA

La muestra utilizada en nuestro estudio consistió en 25 litros de agua recolectados del río Huallaga. Estas muestras fueron obtenidas en el punto de monitoreo RHual12, designado por la Autoridad Nacional del Agua (ANA) para evaluar la calidad del agua de manera anual. La recolección de la muestra tuvo lugar entre las 5 y las 6 pm de la tarde del día domingo, con el objetivo de brindar suficiente tiempo para su posterior tratamiento. Posteriormente, la muestra fue enviada a la Ciudad de Lima para su respectivo procesamiento.

Es importante resaltar que la cantidad de muestra recolectada se determinó en base a la capacidad de la celda de electrocoagulación utilizada en el experimento. En este caso, se trabajó con 1.5 litros de muestra.

Además, es relevante mencionar que la parte experimental se llevó a cabo en la ciudad de Lima. Esta decisión se basó en varios factores. En primer lugar, el costo del análisis microbiológico y toxicológico es más económico en comparación con la ciudad de Huánuco. En segundo lugar, la ciudad de Lima cuenta con los equipos necesarios para el desarrollo de la investigación, lo que facilitó el proceso experimental.

Tabla 9*Ubicación del punto de muestreo*

Cod: RHual12			
Río Huallaga, aproximadamente a 250 m aguas abajo del inicio de la pista de aterrizaje de Huánuco (mano derecha) - Sector San Andrés			
AAA: Huallaga		ALA: Alto Huallaga	
Dep: Huánuco	Pro: Huánuco	Dist: Huánuco	
Coordenadas: Zona: 18	Este: 367093	Norte: 8907020	Altitud: 1870
Clasificación: Categoría 3			
Cuenca: 49849 - Intercuenca Alto Huallaga			
Cuerpo de agua: Río Huallaga			
<i>Nota.</i> Coordenadas del lugar donde se realizó el muestreo.			

3.3. TÉCNICAS E INSTRUMENTOS DE RECOLECCIÓN DE DATOS

3.3.1. PARA LA RECOLECCIÓN DE DATOS

A.- Técnicas

Una de las técnicas familiares que se utilizaron fueron la observación y análisis, ya que la investigación fue monitoreada desde el inicio hasta el final, observando los diferentes fenómenos que ocurrieron en el proceso debido a la manipulación de los factores y que finalmente estos datos recogidos fueron analizados para su posterior conclusión.

B.- Instrumentos

Los instrumentos que se utilizaron para su caracterización, llenado de datos y su posterior análisis se muestran a continuación.

- Ficha de campo: Para llenar datos relacionados al lugar de muestreo de la muestra.
- Fichas de custodio: Para su envío al laboratorio.
- Etiquetas para la muestra del agua del río Huallaga: De acuerdo a la Guía metodológica para muestreo del agua.
- Ficha para recolección de datos en el lugar del experimento

C.- EJECUSIÓN DE LA TESIS

Identificación, recojo y acondicionamiento de las muestras

El proceso de identificación, recojo y acondicionamiento de las muestras del río es fundamental para obtener información precisa sobre la calidad del agua y los posibles contaminantes presentes. A continuación, se describen los pasos principales que se hicieron en este proceso:

Se seleccionó el punto estratégico a lo largo del río Huallaga donde se tomó las muestras. Este punto coincide con el lugar de referencia de RHual12, punto de dónde sacan algunas muestras la Autoridad de la ANA para el control de la calidad del agua superficial.

Se utilizan diferentes materiales para recolectar las muestras de agua del río. Esto incluye el uso de botellas, etc. Las muestras se tomaron tanto en la superficie del agua como en diferentes profundidades.

Con respecto a la manipulación, las muestras se manipularon correctamente para evitar la alteración de los parámetros en estudio. Esto implicó seguir procedimientos específicos para evitar la contaminación de las muestras y garantizar su representatividad.

Una vez recolectadas, las muestras se acondicionaron para su posterior análisis en el laboratorio y tratamiento. El acondicionamiento se realizó en función a las recomendaciones realizadas por el encargado del laboratorio de biología de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos, lugar donde se envió las muestras al final de su tratamiento, estas operaciones se hicieron con la finalidad de preservar las características originales del agua y evitar cambios en los parámetros analizados. Se agregaron hielo junto a la muestra con la finalidad de mantener la temperatura cercana a los 3° C, además la encargada del laboratorio nos indicó que la muestra conservada puede estar hasta las 30 horas antes de su análisis microbiológico, la cual nos dio tiempo tanto

para el traslado, tiempo de tratamiento y su posterior entrega al laboratorio de biología.

Las muestras se transportan al laboratorio de manera adecuada, siguiendo las normas, regulaciones establecidas y recomendaciones dadas por el analista del laboratorio. Esto incluye el uso de recipientes adecuados, el control de la temperatura y el tiempo de transporte para garantizar la integridad de las muestras.

Figura 9

Identificación, recojo y acondicionamiento de las muestras



Nota. Foto tomada del punto de identificación, recolección, llenado de fichas, conservación y envío de las muestras hacia la ciudad de Lima para su posterior análisis y tratamiento mediante la EC.

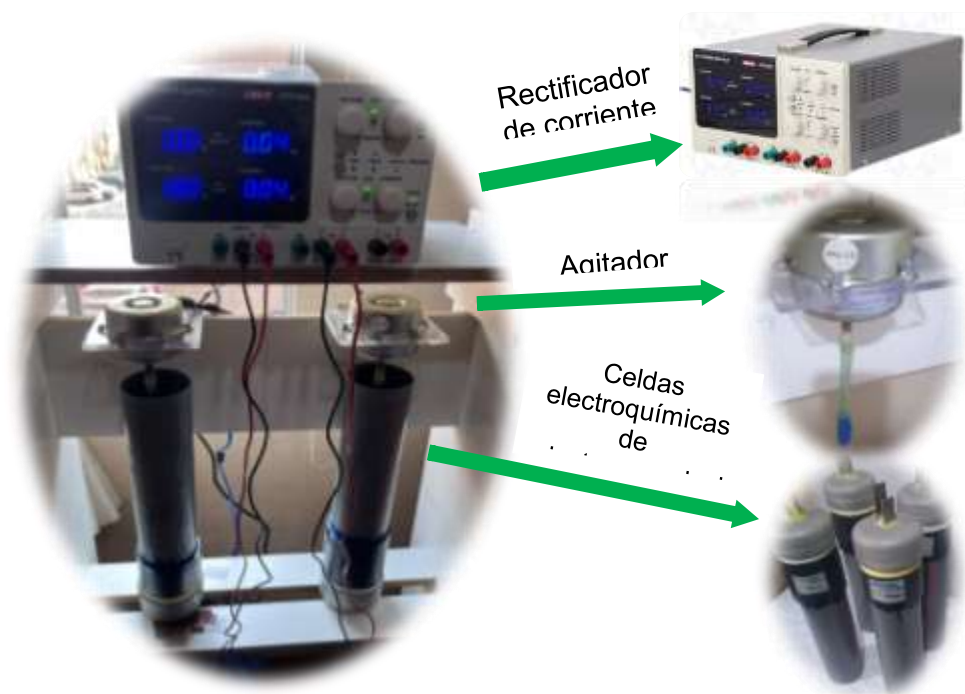
Tratamiento mediante la electrocoagulación

Descripción del equipo utilizado

El dispositivo utilizado para esta investigación fue una celda electroquímica de forma cilíndrica con una capacidad total de 1800 ml. Se construyeron cuatro celdas, cada una equipada con un electrodo anódico de diferente material: aluminio, hierro, cobre y acero inoxidable. Para el electrodo catódico, se utilizó el mismo material de acero inoxidable en todas las celdas electroquímicas. La fuente eléctrica de corriente continua fue empleada para alimentar la celda electrolítica, proporcionando energía a los dos electrodos (ánodo y cátodo). Además, se usó un agitador en cada celda para homogenizar las muestras durante el tratamiento. La Figura 10 ilustra las partes de la celda de electrocoagulación utilizada en el experimento.

Figura 10

El módulo experimental para esta investigación



Nota. Foto tomada del módulo electroquímico con sus respectivos partes

Parámetros operativos

Los principales parámetros operativos evaluados en esta investigación fueron el voltaje y el tipo de electrodo anódico. Se construyeron cuatro celdas con diferentes materiales para el electrodo anódico (aluminio, hierro, cobre y acero inoxidable), mientras que el electrodo catódico fue de acero inoxidable en todos los casos. El voltaje se seleccionó y ajustó de acuerdo con el diseño experimental, asegurando condiciones constantes y controladas para cada experimento.

En el proceso de electrocoagulación, la aplicación de un voltaje a los electrodos sumergidos en una solución provoca reacciones electroquímicas que son fundamentales para el tratamiento de la muestra. Aunque la densidad de corriente (corriente/unidad de área de electrodo) es un parámetro crítico en la electroquímica y está directamente relacionada con las Leyes de Faraday, el voltaje también juega un papel esencial en este contexto. A continuación se fundamenta el uso del voltaje:

- Según la Ley de Ohm, $V=I \times R$, donde V es el voltaje, I es la corriente y R es la resistencia del sistema.
- En una celda electroquímica, el voltaje aplicado controla la corriente que pasa a través del sistema, lo que a su vez afecta la densidad de corriente.
- La densidad de corriente es proporcional a la corriente total dividida por el área del electrodo. Dado que la corriente total es una función del voltaje aplicado y la resistencia del circuito, el voltaje es un parámetro fundamental para controlar la densidad de corriente.
- Las Leyes de Faraday establecen que la cantidad de sustancia depositada o disuelta en los electrodos es directamente proporcional a la cantidad de electricidad que pasa por el electrodo (carga eléctrica).
- La carga eléctrica (Q) se define como $Q=I \times t$, donde I es la corriente y t es el tiempo.

- Controlar el voltaje es esencial para mantener una corriente adecuada que permita la generación eficiente de especies reactivas necesarias para la coagulación de contaminantes en la solución.
- El voltaje aplicado afecta directamente el potencial de los electrodos, que determina las reacciones electroquímicas que ocurren en la superficie del electrodo.
- Diferentes voltajes pueden favorecer distintas reacciones secundarias, además de la principal, lo que puede influir en la eficiencia del proceso de electrocoagulación y en la formación de productos deseados o indeseados.
- La selección de un voltaje adecuado es crucial para optimizar las condiciones operativas y maximizar la eficiencia del proceso.

En la práctica, el voltaje es un parámetro más accesible y sencillo de ajustar en un equipo de laboratorio estándar (rectificador de corriente). Ajustar y medir la corriente directamente puede ser más complejo debido a variaciones en la resistencia del sistema, que pueden depender de factores como la conductividad de la solución y la acumulación de productos de reacción en los electrodos. Además para los que ya han trabajado anteriormente mediante la electrocoagulación, se sabe que a medida que transurre el tiempo de tratamiento, la densidad de corriente va disminuyendo, por varias razones y uno de ellos es por la pasivación de los electrodos tanto anódicos y catódicos, ello obliga a que constantemente se tiene que regular la intensidad si uno considera como factor de control la densidad de corriente, caso contrario sucede cuando se estudia el voltaje, no varía en el tiempo y eso facilita el trabajo.

Procedimiento experimental

Antes de iniciar cada experimento, se extraían 1500 ml de la muestra total y se depositaban en la celda electroquímica correspondiente, según el diseño factorial. Una vez llenadas las celdas, estas se colocaban en el módulo experimental junto con sus respectivos

agitadores. Los conectores de corriente del rectificador se unían a cada electrodo (positivo al ánodo y negativo al cátodo). Luego, se encendía el rectificador y se seleccionaba el voltaje según el diseño experimental. Simultáneamente, se activaban los agitadores para homogenizar las muestras. Este procedimiento se repetía para las 8 corridas experimentales, cada una de 30 minutos de duración. Al finalizar, las muestras se transferían a un depósito para sedimentar durante 30 minutos, tras lo cual se recogían para el análisis microbiológico.

Figura 11

Muestras antes y después de su tratamiento con EC



Nota. Foto de las muestras antes y después de su tratamiento mediante la EC.

Condiciones específicas

Para garantizar la consistencia y reproducibilidad de los experimentos, se implementaron varias condiciones específicas. Antes de cada nuevo experimento, las celdas se lavaban con abundante agua destilada. Los electrodos se lijaban con una lija fina y se limpiaban con una solución diluida de soda, seguida de un enjuague con agua destilada. Estas condiciones aseguraron que no hubiera contaminación cruzada entre experimentos y que los electrodos estuvieran en condiciones óptimas para cada prueba.

Tabla 10*Factores constantes en el proceso electroquímico*

Condiciones operacionales con los que se trabajó	Características
Volumen de trabajo	1500 ml
Tiempo de tratamiento	30 minutos
Distancia entre electrodos	1 cm
Área efectiva del electrodo	$10,5 \times 2 = 21 \text{ cm}^2$
Relación (S/V)	$1,4 \text{ m}^2/\text{m}^3$
Tiempo de sedimentación	30 min.

Nota. Esta tabla muestra algunos factores importantes que se mantuvieron constante durante la investigación

Insumos químicos

Sulfato de zinc pentahidratado, para preparar concentraciones de 1M, 0.5M, 0.125M, 0.0125M, 0.00195M y 0.000122M, utilizado para ver en qué concentración germina las semillas de lechugas; Hidróxido de sodio 0.1M, para lavar los electrodos y agua destilada para preparar y lavar el módulo experimental.

Materiales de laboratorio

Vasos precipitados de 50, 100 y 250 ml, pipetas graduadas de 5 y 10 mL, probetas, matraces, fioles, embudo, espátula, probetas, varilla de vidrio, mangueras, piseta, Papel filtro AP40 Millipore o equivalente a 934AH Whatman), vasos descartables y cuchara espátula dosificadora, tijera, guantes, lapicero, jeringas, lija, semillas de lechuga, placas de Petri estériles, termómetro, pinzas, toallas de papel y parafilm para sellar placas.

Equipos e instrumentos

Rectificador de corriente, Celdas electroquímicas, agitador, Balanza analítica Adventurer (OHAUS), Multiparámetro HI98195 (HANNA), Turbidímetro (HANNA), multímetro digital y cámara oscura termostatzada ($25 \pm 2 \text{ }^{\circ}\text{C}$).

Método analítico de Escherichia Coli y Coliformes termotolerantes

El método analítico utilizado para la detección de Escherichia coli y coliformes termotolerantes implica el uso de pruebas específicas para identificar y cuantificar estas bacterias en muestras de agua del río Huallaga. Existen diferentes métodos analíticos disponibles para este propósito, como el método de filtración por membrana y el método de tubos múltiples.

En nuestro estudio, se emplearon los siguientes métodos para la numeración de coliformes termotolerantes y Escherichia coli:

Numeración de Coliformes Termotolerantes (Fecales): 9221 E. Thermotolerant (Fecal) Coliform Procedure. SMEWW. APHA AWWA WEF 24th Edition. 2023.

Numeración de Escherichia coli: 9221 G.2. Other Escherichia coli Procedures. SMEWW. APHA AWWA WEF 24th Edition. 2023.

Estos métodos son ampliamente utilizados y reconocidos en la comunidad científica para la detección y cuantificación de estas bacterias en muestras de agua.

3.3.2. PARA LA PRESENTACIÓN DE DATOS

a.- Técnicas

Una de las técnicas utilizadas para la ostentación y ordenamiento de datos cuantitativos son las tablas y gráficas. Estas herramientas permiten analizar e interpretar los resultados obtenidos de manera clara y comprensible. Es importante destacar que las tablas deben estar correctamente ordenadas y las gráficas deben ser adecuadas para representar los datos de manera visual.

b.- Instrumentos

Se utilizaron herramientas como tablas y gráficos de barras para organizar y visualizar los datos de manera efectiva en el análisis de datos

recolectados en el campo.

3.3.3. PARA EL ANÁLISIS E INTERPRETACIÓN DE DATOS

Mediante el software de Excel, Minitab y software SPSS, los datos recabados del campo experimental en base al diseño factorial completo, fueron ordenados y analizados con la finalidad de conocer su naturaleza. Mediante la estadística descriptiva se formaron gráficas, tablas, media estadística, error estándar, límite inferior y superior estándar. Mediante la estadística inferencial se realizaron la prueba de la normalidad, también así para datos paramétricos se realizó las pruebas de DOE factorial y ANOVA con un factor Inter sujetos con la finalidad de analizar su influencia de los parámetros evaluados sobre la variable respuesta, por otro lado, se utilizaron el diagrama de Pareto para conocer el grado de influencia de los factores en estudio y el diagrama de efectos principales para conocer el orden de influencia sobre la reducción de la carga microbiológica.

CAPITULO IV

RESULTADOS

4.1. PROCESAMIENTO DE DATOS

4.1.1. CARACTERIZACIÓN DE LA MUESTRA PROBLEMA

Una vez recolectadas las muestras, estas fueron acondicionadas y enviadas a la ciudad de Lima. Antes de su tratamiento, se realizó una caracterización de una parte de las muestras para evaluar sus características físicas químicas. En cuanto a los parámetros microbiológicos, se enviaron al Laboratorio de Control de Calidad de Alimentos, Aguas y Ambientes de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

A continuación, se presentan los resultados del análisis inicial del agua del río Huallaga antes de su tratamiento, obtenidos en el punto de monitoreo RHual12, en la Tabla 11.

Tabla 11

Características fisicoquímicas y microbiológicas iniciales del agua del río Huallaga antes de su tratamiento

Parámetros microbiológicos y fisicoquímicos	Unidades	Valores
Numeración de Coliformes Termotolerantes	(NMP/100mL)	1100
Numeración de Escherichia coli	(NMP/100mL)	320
Turbiedad	NTU	327
pH		7,8
Conductividad	(ms/cm2)	0,21
Temperatura	(°C)	21,4
Sólidos disueltos totales (TDS)	(ppm)	158

Nota. Valores obtenidos de laboratorio y propios.

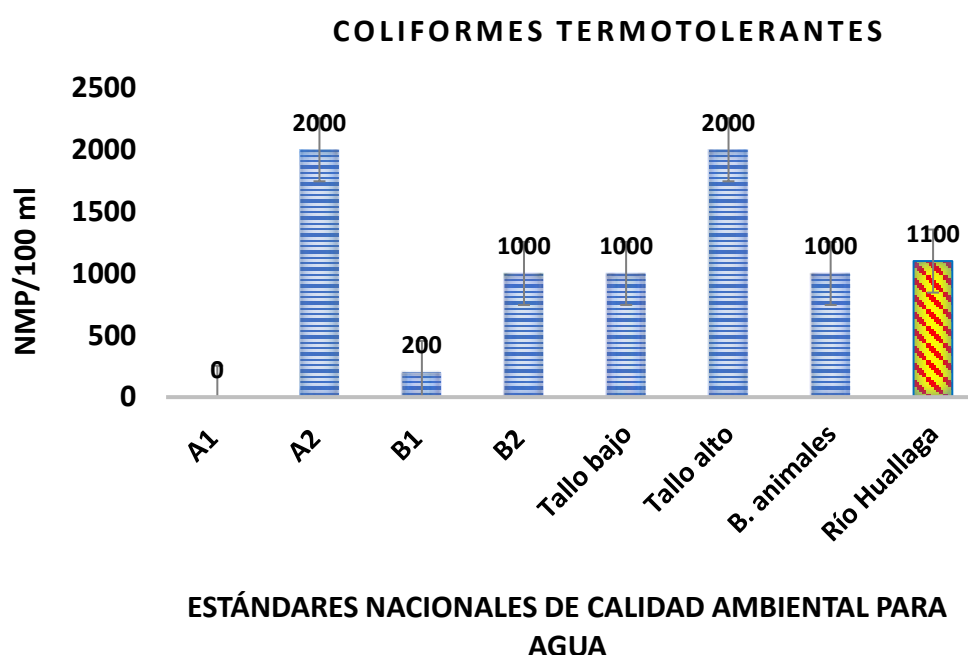
Análisis e interpretación

La tabla 11, muestra las características fisicoquímicas y microbiológicas iniciales del agua del río Huallaga antes de su tratamiento. La turbiedad del agua del río Huallaga es de 327 NTU (unidades de nefelometría de turbidez). Este valor es superior al estándar de calidad de agua para consumo humano establecido por la Organización Mundial de la Salud (OMS), que es de 5 NTU. Esto significa que el agua del río Huallaga es turbia y contiene una gran cantidad de partículas en suspensión. El pH del agua del río Huallaga es de 7,8. Este valor se encuentra dentro del rango aceptable para el consumo humano, que es de 6,5 a 8,5. La conductividad del agua del río Huallaga es de 0,21 mS/cm (milisiemens por centímetro). Este valor es ligeramente superior al estándar de calidad de agua para consumo humano establecido por la OMS, que es de 0,3 mS/cm. Sin embargo, este valor no es motivo de preocupación, ya que la conductividad es un indicador de la cantidad de sales disueltas en el agua y no tiene un impacto directo en la salud humana. La temperatura del agua del río Huallaga es de 21,4 °C. Esta temperatura no es motivo de preocupación para el consumo humano. Los sólidos disueltos totales (TDS) del agua del río Huallaga son de 158 ppm (partes por millón). Este valor es ligeramente superior al estándar de calidad de agua para consumo humano establecido por la OMS, que es de 500 ppm. Sin embargo, este valor no es motivo de preocupación, ya que los TDS son una medida de la cantidad de minerales disueltos en el agua y no tienen un impacto directo en la salud humana. La numeración de coliformes termotolerantes del agua del río Huallaga es de 1100 NMP/100 mL (número más probable por cada 100 mililitros). Este valor es muy superior al estándar de calidad de agua para consumo humano establecido por la OMS, que es de 0 NMP/100 mL. La presencia de coliformes termotolerantes indica que el agua está contaminada con bacterias fecales, lo que la hace no apta para el consumo humano sin un tratamiento adecuado. La numeración de *Escherichia coli* del agua del río Huallaga es de 320 NMP/100 mL. Este valor también es muy

superior al estándar de calidad de agua para consumo humano establecido por la OMS, que es de 0 NMP/100 mL. La presencia de *Escherichia coli* indica que el agua está contaminada con bacterias fecales, lo que la hace no apta para el consumo humano sin un tratamiento adecuado.

Figura 12

*Comparación de niveles de *C. termotolerantes* del río Huallaga con los estándares nacionales de calidad ambiental para agua*



Nota. Las barras azules representan los niveles permitidos de coliformes termotolerantes para diferentes usos según los estándares de Calidad Ambiental (ECA), mientras que la barra amarilla muestra los niveles de coliformes termotolerantes en el río Huallaga. Agua potabilizable con desinfección (A1), Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional (A2), Contacto directo para recreación (B1), Contacto indirecto para recreación (B2).

Análisis e interpretación

En la Figura 12 se presenta una comparación entre los niveles de coliformes termotolerantes en el río Huallaga y los límites establecidos por los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para el agua para las categorías: población-recreación y riego de vegetales y bebida de animales. El nivel de coliformes termotolerantes en el río Huallaga, que es de 1100 NMP/100 ml, supera los valores estándares establecidos por las ECA correspondientes a las diferentes categorías. Estos valores

incluyen:

Agua potabilizable con desinfección (A1) con un límite de 0 NMP/100 ml.

Contacto directo para recreación (B1) con un límite de 200 NMP/100 ml.

Contacto indirecto para recreación (B2) con un límite de 1000 NMP/100 ml.

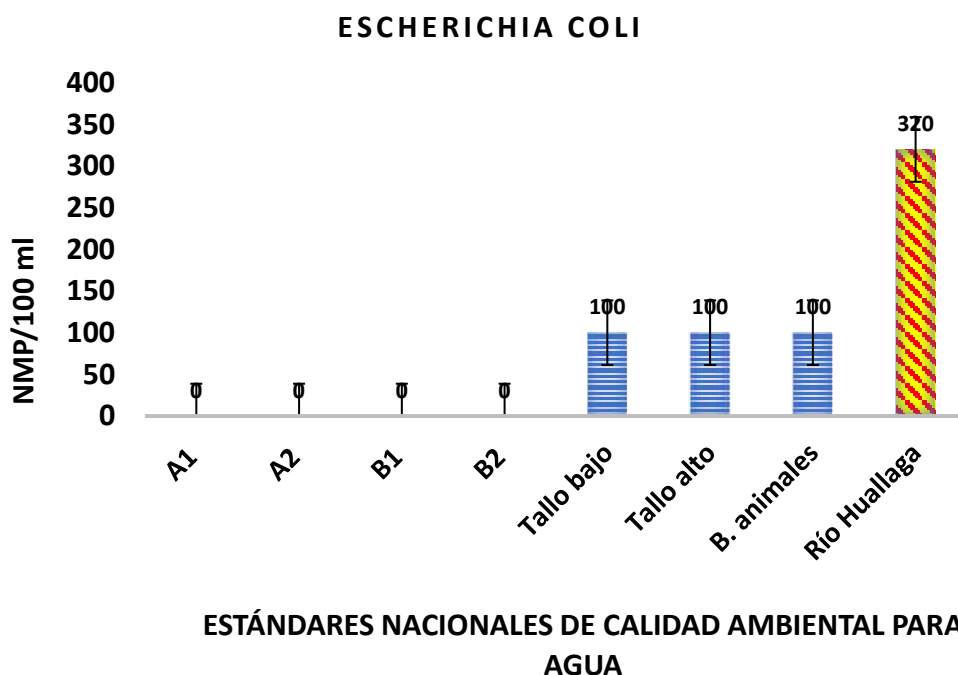
Riego de vegetales de tallo corto con un límite de 1000 NMP/100 ml.

Bebida de animales con un límite de 1000 NMP/100 ml.

Sin embargo, destinadas tanto para aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional como para el riego de vegetales de tallos altos, los valores encontrados de la carga microbiológica de termotolerantes en el río Huallaga se encuentran por debajo de los límites establecidos. Por lo tanto, estas aguas requieren un tratamiento previo de desinfección para ciertos usos, mientras que para otros se encuentran dentro de los niveles permitidos.

Figura 13

Comparación de niveles de Escherichia Coli del río Huallaga con los estándares nacionales de calidad ambiental para agua



Nota. Las barras azules representan los niveles permitidos de Escherichia Coli para diferentes usos según los estándares de Calidad Ambiental (ECA), mientras que la barra amarilla muestra los niveles de Escherichia Coli en el río Huallaga. Agua potabilizable con desinfección (A1), Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional (A2), Contacto directo para recreación (B1), Contacto indirecto para recreación (B2).

Análisis e interpretación

Según se puede apreciar en la figura 13, la carga microbiológica de Escherichia Coli en el río Huallaga es de 320 NMP/100 ml, lo cual está muy por encima de los valores recomendados para los diferentes usos, de acuerdo a los estándares establecidos por las ECA. Estos valores recomendados son los siguientes:

Agua potabilizable con desinfección (A1): límite de 0 NMP/100 ml.

Contacto directo para recreación (B1): límite de 0 NMP/100 ml.

Contacto indirecto para recreación (B2): límite de 0 NMP/100 ml.

Riego de vegetales de tallo corto: límite de 100 NMP/100 ml.

Bebida de animales: límite de 100 NMP/100 ml.

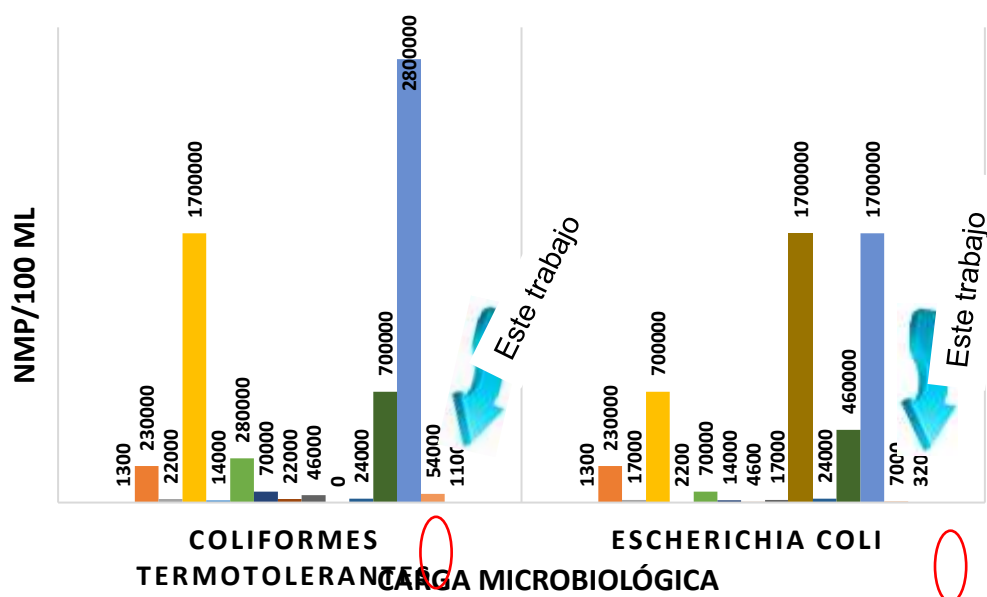
Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional (A2): límite de 0 NMP/100 ml.

Riego de vegetales de tallo alto: límite de 100 NMP/100 ml.

En conclusión, debido a los altos niveles de Escherichia Coli encontrados en el río Huallaga, es necesario aplicar un tratamiento de desinfección a esta agua para garantizar su seguridad y cumplir con los estándares establecidos por las ECA. Este tratamiento de desinfección debe ser realizado antes de utilizar el agua para diversos usos, como consumo humano, recreación, bebida de animales y riego de cultivos, de acuerdo con las recomendaciones de las ECA.

Figura 14

Comparativa de la carga microbiológica del río Huallaga entre 2015 y 2021



Nota. Las barras de diferentes colores representan los valores de los dos indicadores microbiológicos más comunes utilizados por la Autoridad Nacional del Agua (ANA), determinados para los periodos de 2015 hasta 2021.

Análisis e interpretación

Los resultados obtenidos en la caracterización microbiológica del río Huallaga en relación a Escherichia coli y coliformes termotolerantes son significativamente más bajos que los valores registrados entre 2015

y 2021 por la Autoridad Nacional del Agua (ANA). Esta disminución en los valores puede atribuirse a la temporada de lluvias en la que se recolectaron las muestras de agua del río Huallaga. Durante este período, el aumento en el caudal del río debido a las precipitaciones afectaría en una disminución de la carga microbiológica. Por otro lado, durante las estaciones de verano en Huánuco, el flujo del río Huallaga disminuye, lo que llevaría a un aumento en la carga microbiana. En consecuencia, se registraron valores de coliformes termotolerantes de hasta 2800000 NMP/100 ml, mientras que para *Escherichia coli* los valores alcanzaron hasta 1700000 NMP/100 ml registrados en la base de datos de la ANA. Es importante tener en cuenta que estos resultados se basan en la caracterización microbiológica específica del río Huallaga en el punto de monitoreo (RHuall12) y pueden variar en diferentes momentos y ubicaciones.

4.1.2. RESULTADOS DESPUÉS DEL TRATAMIENTO MEDIANTE LA TÉCNICA DE ELECTROCOAGULACIÓN

Tabla 12

Reducción de la carga microbiológica y otros parámetros después de la EC

Muestras tratadas por EC	Numeración de Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	Numeración de <i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL)	Turbiedad (NTU)	pH	Conductividad (ms/cm2)
M1 (Cu 10V)	7,8	< 1,8	46,1	8,4	0,25
M2 (Acero 20V)	330	<1,8	267	7,9	0,19
M3 (Al 20V)	33	< 1,8	10,87	8	0,22
M4 (Fe 20V)	31	< 1,8	34,9	7,9	0,23
M5 (Cu 20V)	< 1,8	< 1,8	16,71	9,1	0,19
M6 (Acero 10V)	640	4,5	285	8,1	0,2
M7 (Al 10V)	92	2	27,87	7,8	0,21
M8 (Fe 10V)	35	< 1,8	54,3	7,9	0,22

Nota. Valores obtenidos de laboratorio y propios después del tratamiento por electrocoagulación.

Análisis e interpretación

Según la tabla 12, la turbiedad del agua del río Huallaga después de los 8 experimentos mediante la EC se llegó hasta un valor mínimo de 10.87 NTU, valor recogido para el tratamiento correspondiente al (Al 20V). Este valor es significativamente inferior al valor de turbiedad inicial, que era de 327 NTU. Esto indica que la EC ha sido eficaz para eliminar las partículas en suspensión del agua. La conductividad del agua del río Huallaga después de los 8 experimentos mediante EC es de 0.23 mS/cm. Este valor es ligeramente superior al valor de conductividad inicial, que era de 0,21 mS/cm. Sin embargo, este aumento no es significativo y no tiene un impacto directo en la calidad del agua. El pH del agua del río Huallaga después de la EC llegó hasta 9.1. Este valor no se encuentra dentro del rango aceptable para el consumo humano, que es de 6,5 a 8,5. La numeración de coliformes termotolerantes del agua del río Huallaga después de la EC llegó hasta $< 1,8$ NMP/100 mL. Este valor es significativamente inferior al valor de numeración de coliformes termotolerantes inicial, que era de 1100 NMP/100 mL. Esto indica que la EC ha sido eficaz para eliminar las bacterias fecales del agua. La numeración de *Escherichia coli* del agua del río Huallaga después de la EC es de $< 1,8$ NMP/100 mL. Este valor también es significativamente inferior al valor de numeración de *Escherichia coli* inicial, que era de 320 NMP/100 mL. Esto indica que la EC ha sido eficaz para eliminar las bacterias fecales del agua.

Tabla 13*Porcentaje de reducción de la carga microbiológica y turbiedad*

Muestras	% Reducción de Coliformes Termotolerantes	% de reducción de Escherichia coli	% de Turbiedad (NTU)
M1 (Cu 10V)	99,291	100.0	85,902
M2 (Acero 20V)	70.0	100.0	18,349
M3 (Al 20V)	97.0	100.0	96,676
M4 (Fe 20V)	97,182	100.0	89,327
M5 (Cu 20V)	100.0	100.0	94,89
M6 (Acero 10V)	41,818	98,594	12,844
M7 (Al 10V)	91,636	99,375	91,477
M8 (Fe 10V)	96,818	100.0	83,394

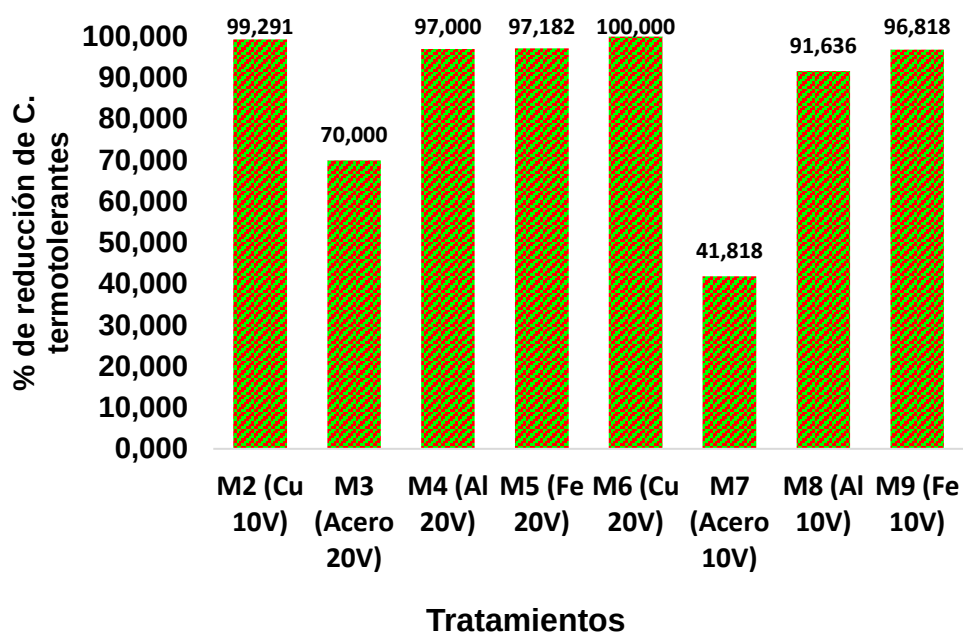
Nota. Porcentaje de valores alcanzados después del tratamiento para la carga microbiológica y turbiedad.

Análisis e interpretación

La tabla 13, muestra que el tratamiento de electrocoagulación (EC) fue eficaz para reducir la carga microbiológica y la turbiedad de las muestras de agua. El porcentaje de reducción de las bacterias coliformes osciló entre el 91,64% y el 99,29%. El porcentaje de reducción de Escherichia coli osciló entre el 100,00% y el 100,00%. El porcentaje de reducción de la turbiedad osciló entre el 12,84% y el 96,68%. Los resultados de este estudio sugieren que la EC es una tecnología prometedora para el tratamiento de aguas residuales contaminadas con bacterias coliformes y Escherichia coli. El tratamiento con EC pudo reducir significativamente los niveles de estas bacterias en las muestras de agua. El tratamiento con EC también fue eficaz para reducir la turbiedad de las muestras de agua.

Figura 15

Porcentaje de reducción de Coliformes termotolerantes para los diferentes tratamientos.



Nota. Las barras representan los niveles de reducción de C. termotolerantes, después del tratamiento por EC.

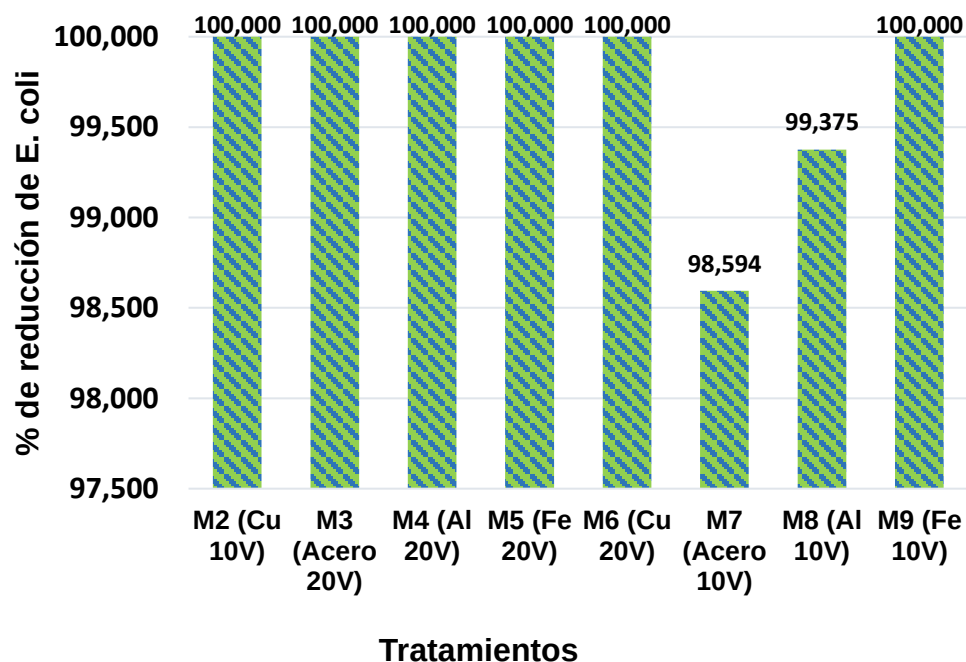
Análisis e interpretación

Según la figura 15, se observa una reducción significativa de la carga de coliformes termotolerantes en todos los tratamientos realizados. Sin embargo, los niveles más bajos de reducción se obtuvieron utilizando el acero inoxidable como ánodo a 10V. Por otro lado, se logró una reducción del 100% utilizando el cobre como ánodo a 20V. Estos resultados sugieren que todos los tratamientos realizados bajo diferentes condiciones permitieron alcanzar los límites permisibles para el uso del agua sin problemas, exclusivamente con referente al indicador estudiado.

Es importante destacar que los coliformes termotolerantes son indicadores de contaminación fecal y su reducción es fundamental para garantizar la calidad del agua, por lo tanto, estos hallazgos son importantes para garantizar la calidad del agua y proteger la salud pública.

Figura 16

Porcentaje de reducción de Escherichia coli para los diferentes tratamientos.



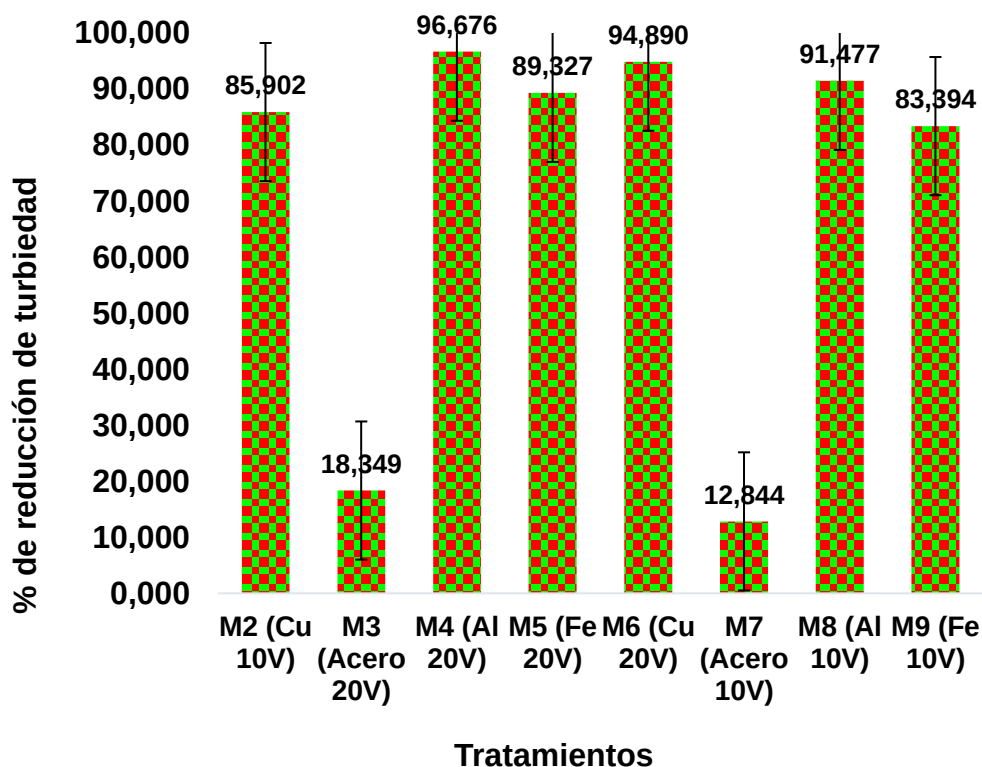
Nota. Las barras representan los niveles de reducción de escherichia Coli, después del tratamiento por EC.

Análisis e interpretación

En la figura 16, se evidencia que, en todos los tratamientos llevados a cabo, se logró una reducción casi completa de la carga microbiana de Coli, llegando a un nivel cercano al 100%. No obstante, se observa una excepción en el tratamiento realizado con acero inoxidable, donde se obtuvo una reducción del 98.59% a 10V, y en el tratamiento con aluminio, donde se alcanzó una reducción del 99.37% a 10V. En contraste, en los demás tratamientos, se logró una reducción del 100% de Escherichia coli. Estos resultados indican que el agua obtenida luego del tratamiento cumple con los requisitos establecidos para su uso en ciertos propósitos, de acuerdo con las normativas de la Entidad Competentes de Agua (ECA).

Figura 17

Porcentaje de reducción de la turbiedad en los tratamientos realizados por EC.



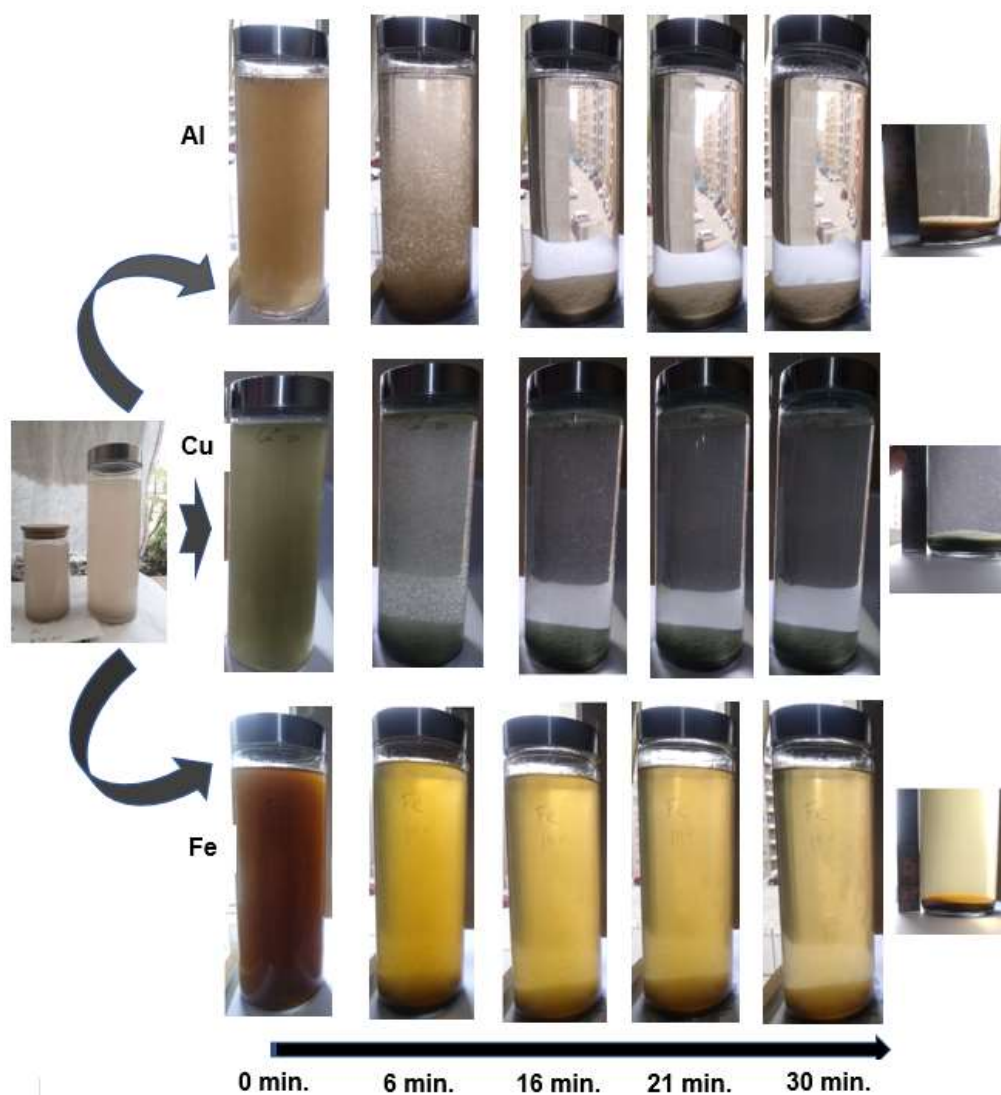
Nota. Las barras representan los niveles de reducción de la turbiedad, después del tratamiento por EC.

Análisis e interpretación

Mediante la figura 17, se puede observar que la disminución de la turbidez utilizando los cuatro tipos de ánodos diferentes en todos los tratamientos ha superado el 12%. En la mayoría de los tratamientos, se ha logrado una reducción superior al 83%. Es importante tener en cuenta que, en relación al tipo de electrodo, el aluminio como material anódico ha demostrado una eficiencia notable, alcanzando un porcentaje de reducción de 96.676%, le sigue el cobre, con una reducción del 94.89%, luego el hierro con un 89.327% y, finalmente, el acero inoxidable que alcanza un 18.349% de reducción. Estos valores obtenidos indican que, en casi todos los casos, se cumple con los Estándares De Calidad del Agua establecidos por la Autoridad certificadora de Agua (ECA), excepto para la categoría 1, correspondiente a las aguas que requiere potabilización mediante desinfección.

Figura 18

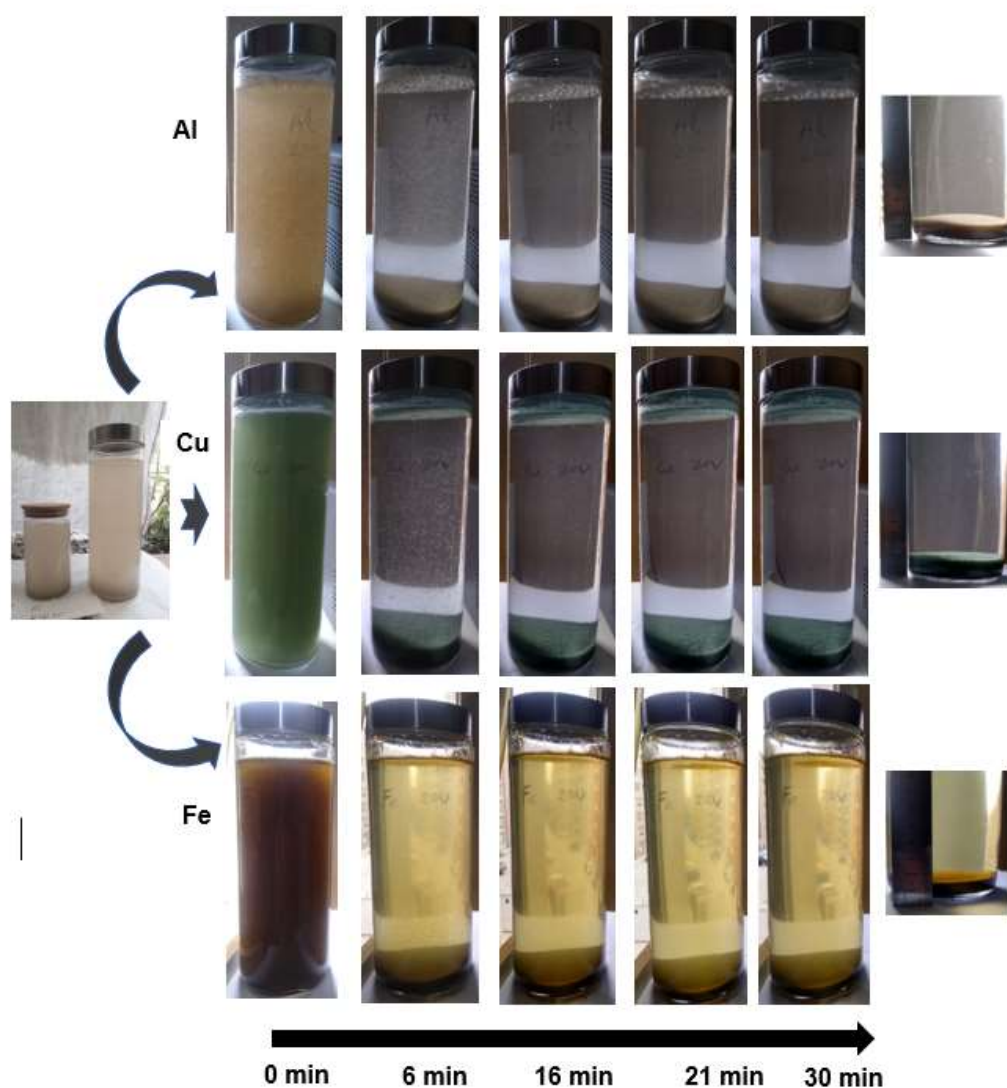
Sedimentación de muestra tratada por EC para ánodos de (Al, Cu y Fe) a 10V



Nota. La figura 18 muestra el proceso de sedimentación de la muestra una vez tratada mediante la técnica de electrocoagulación a 10V en función del tiempo para para los diferentes electrodos anódicos (aluminio, cobre y hierro).

Figura 19

Sedimentación de muestra tratada por EC para ánodos de (Al, Cu y Fe) a 20V



Nota. La figura 19 muestra el proceso de sedimentación de la muestra una vez tratada mediante la técnica de electrocoagulación a 20V en función del tiempo para los diferentes electrodos anódicos (aluminio, cobre y hierro).

Según las figuras 18 y 19, podemos extraer varias conclusiones importantes. Primero, cuando se realiza un tratamiento electroquímico a 10 voltios, se observa que el tiempo necesario para que los flóculos formados in situ sedimenten se encuentra en un rango de >6 y <16 minutos. Por otro lado, al aumentar el potencial eléctrico a 20 voltios, el tiempo requerido para la sedimentación se reduce significativamente, llegando a alrededor de 7 minutos.

Con respecto a la coloración de los coagulantes y floculantes formados, se observan cambios notables en la tonalidad. Cuando se emplea electrodo de aluminio como ánodo, se forma un coagulante de color blanquecino. Sin embargo, es importante tener en cuenta que la presencia del color marrón en la muestra de agua afecta la tonalidad del coagulante, cambiándola a un marrón claro.

Por otro lado, al utilizar cobre como electrodo anódico, se forma un coagulante y floculante de tonalidad verde azulada. En este caso, el color marrón de la muestra de agua tiene un impacto mínimo en la tonalidad final. Es interesante destacar que este efecto del color generado por el electrodo de cobre es más pronunciado cuando se trabaja a 20 voltios.

En el caso del electrodo anódico de hierro, se observa la formación de un coagulante y floculante de color rojizo marrón. Además, se observa que a medida que se incrementa el voltaje, la intensidad de este color se hace más pronunciada.

Después de la sedimentación, las muestras tratadas tienen un color característico. Cuando se utiliza un electrodo de aluminio, la muestra se vuelve transparente. Con el cobre como ánodo, la muestra adquiere una tonalidad ligeramente verdosa. Por último, cuando se utiliza hierro como ánodo, la muestra presenta un color amarillo rojizo.

Estas observaciones demuestran la influencia significativa que tienen los electrodos utilizados en el proceso de electrocoagulación en la formación del coagulante y floculante, así como en los cambios de color que sufren las muestras tratadas.

4.1.3. RESULTADOS INFERENCIALES

Prueba de normalidad

Con el fin de verificar la normalidad de los datos generados experimentalmente mediante el diseño factorial completo, se llevó a cabo la prueba estadística de normalidad de los residuos utilizando el método de Anderson-Darling. Esta prueba es una de las varias pruebas disponibles para determinar si los datos de una muestra provienen de una distribución normal. La aplicación de pruebas de normalidad es importante para garantizar la robustez de los análisis estadísticos.

Con respecto al porcentaje de reducción de coliformes termotolerantes, *escherichia coli* y fitotoxidad:

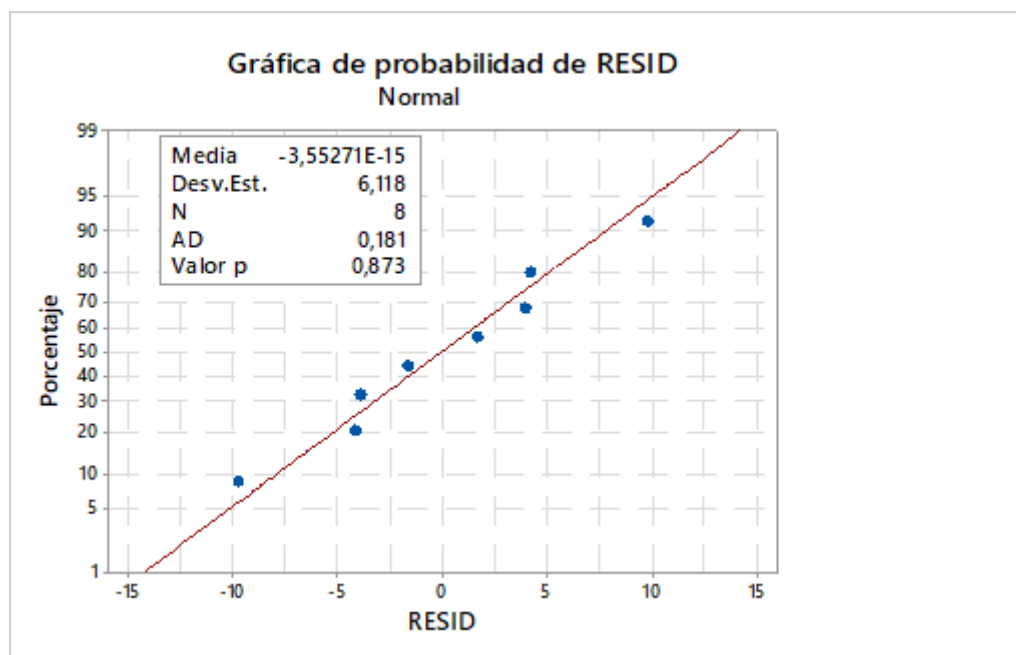
H0: Los datos tienen una distribución normal

H1: Los datos NO tienen una distribución normal

Con un nivel de significancia: 5%

Figura 20

Prueba de normalidad para coliformes termotolerantes



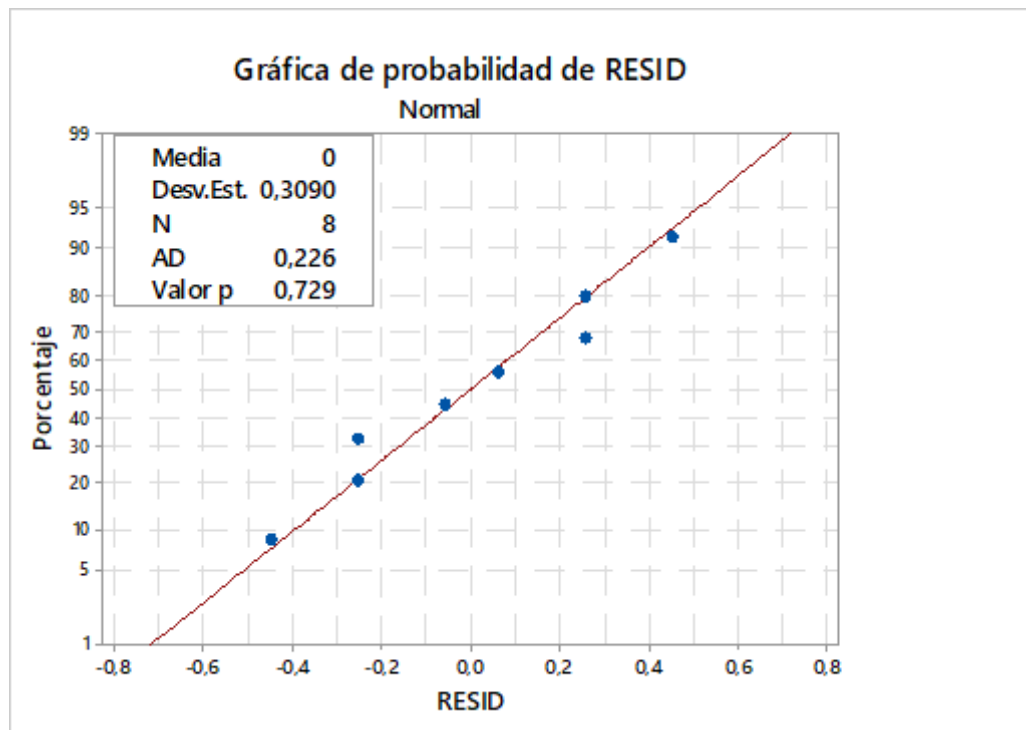
Nota. La gráfica representa el comportamiento normal de los datos experimentales

Análisis e interpretación

En base a la figura 22, obtenida mediante la prueba de Anderson-Darling, con los valores de AD: 0.181 y valor p: 0.873, al comparar con el valor p (0.873) con un nivel de significancia (0.05), se toma la decisión de no rechazar la hipótesis nula (H_0). Por lo tanto, se concluye que, con una significancia del 5%, los datos tienen una distribución normal.

Figura 21

Prueba de normalidad para escherichia coli



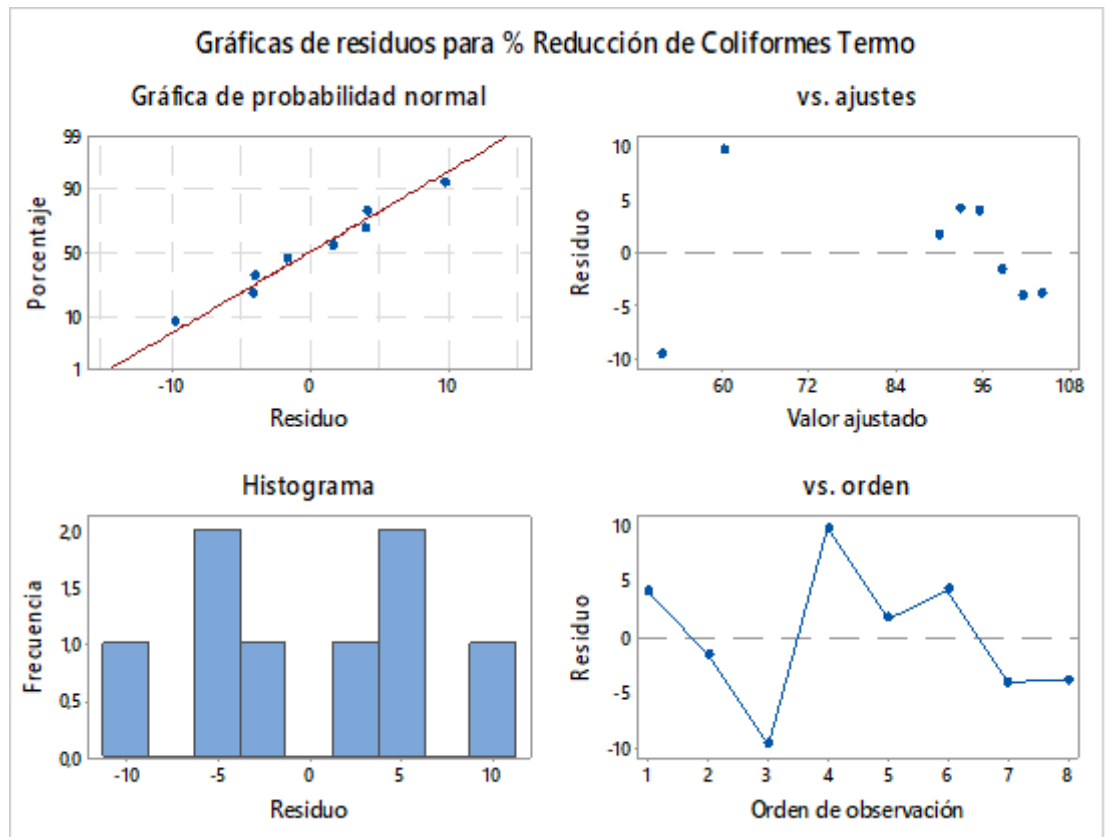
Nota. La gráfica representa el comportamiento normal de los datos experimentales con respecto a escherichia coli.

Análisis e interpretación

En base a la figura 23, obtenida mediante la prueba de Anderson-Darling, con los valores de AD: 0.226 y valor p: 0.729, al comparar con el valor p (0.729) con un nivel de significancia (0.05), se toma la decisión de no rechazar la hipótesis nula (H_0). Por lo tanto, se concluye que, con una significancia del 5%, los datos tienen una distribución normal.

Figura 24

Diagramas de los residuos para el % de reducción de coliformes termotolerantes.



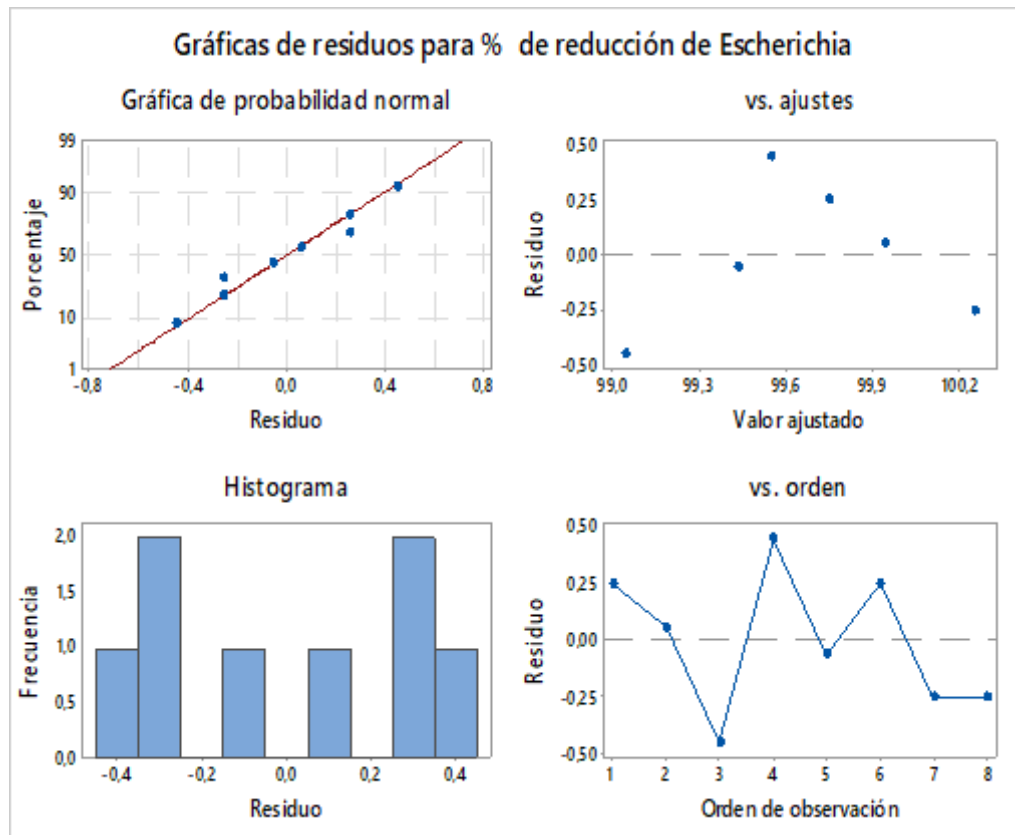
Nota. La gráfica de residuos para la normalidad, varianza constante e independencia evaluados mediante el software estadístico Minitab.

Análisis e interpretación

En la figura 24, se observa que los datos experimentales se encuentran cerca de la distribución de la línea normal, con un valor de $P = 0.873 > 0.05$. Esto nos lleva a concluir que los datos siguen una distribución de comportamiento normal. Además, los residuos se distribuyen de forma aleatoria y, en cada uno de los tratamientos, los valores de la varianza son iguales. Por último, los residuos no muestran patrones ni tendencias en función del tiempo.

Figura 25

Diagramas de los residuos para el % de reducción de escherichia coli



n. La gráfica de residuos para la normalidad, varianza constante e independencia evaluados mediante el software estadístico Minitab.

Análisis e interpretación

En la figura 25, se observa que los datos experimentales se encuentran cerca de la distribución de la línea normal, con un valor de $P = 0.729 > 0.05$. Esto nos lleva a concluir que los datos siguen una distribución de comportamiento normal. Además, los residuos se distribuyen de forma aleatoria y, en cada uno de los tratamientos, los valores de la varianza son iguales. Por último, los residuos no muestran patrones ni tendencias en función del tiempo.

4.2. CONTRASTACIÓN DE HIPÓTESIS Y PRUEBA DE HIPÓTESIS

Hipótesis general

Hi: Existe un efecto significativo del voltaje y electrodo del proceso de electrocoagulación en la remoción de la carga microbiana presentes en las aguas del río Huallaga - Huánuco, 2024.

Ho: No existe un efecto significativo del voltaje y electrodo del proceso de electrocoagulación en la remoción de la carga microbiana presentes en las aguas del río Huallaga - Huánuco, 2024.

Se consideró un nivel de significancia convencional del 5%.

La prueba estadística utilizada fue análisis de varianza para el diseño de experimentos (DOE).

Se calculó el p-valor utilizando esta prueba estadística.

Con respecto a coliformes termotolerantes:

Tabla 14

Resultados del análisis de varianza

Fuente	GL	SC Sec.	Contribución	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	7	2971,4	100,00%	2971,4	424,48	7,76	0,045
Lineal	4	2709,4	91,18%	2709,4	677,35	78,96	0,035
Voltaje	1	149,8	5,04%	149,8	149,8	1,72	0,282
Tipo de electrodo	3	2559,6	86,14%	2559,6	853,19	9,77	0,047
Interacciones de 2 términos	3	262	8,82%	262	87,34	5,42	0,075
Voltaje*Tipo de electrodo	3	262	8,82%	262	87,34	5,42	0,075
Error	8	93,42	0,13%	57.36	23.45		
Total	7	2971,4	100,00%				

Nota. La tabla muestra los valores del análisis de la varianza para %R. coliformes termotolerantes.

Análisis e interpretación

Para evaluar la hipótesis general, se analizaron los valores de p correspondientes al voltaje, tipo de electrodo anódico y la interacción entre tipo de electrodo y voltaje, los cuales se presentan en la tabla 14. A partir de estos resultados, se obtuvieron las siguientes conclusiones:

El valor de p para potencial aplicado fue de 0,282, lo cual indica que es mayor al nivel de significancia establecido ($p < 0,05$). Por lo tanto, se puede inferir que no existen diferencias estadísticamente significativas en el voltaje aplicado, lo cual no tiene efecto en el porcentaje de reducción de coliformes termotolerantes.

Del mismo modo, el valor de p para el tipo de electrodo anódico fue de 0,047, siendo menor al nivel de significancia ($p < 0,05$). Esto nos lleva a determinar que el tipo de electrodo utilizado ejerció un efecto significativo en el porcentaje de reducción de coliformes termotolerantes.

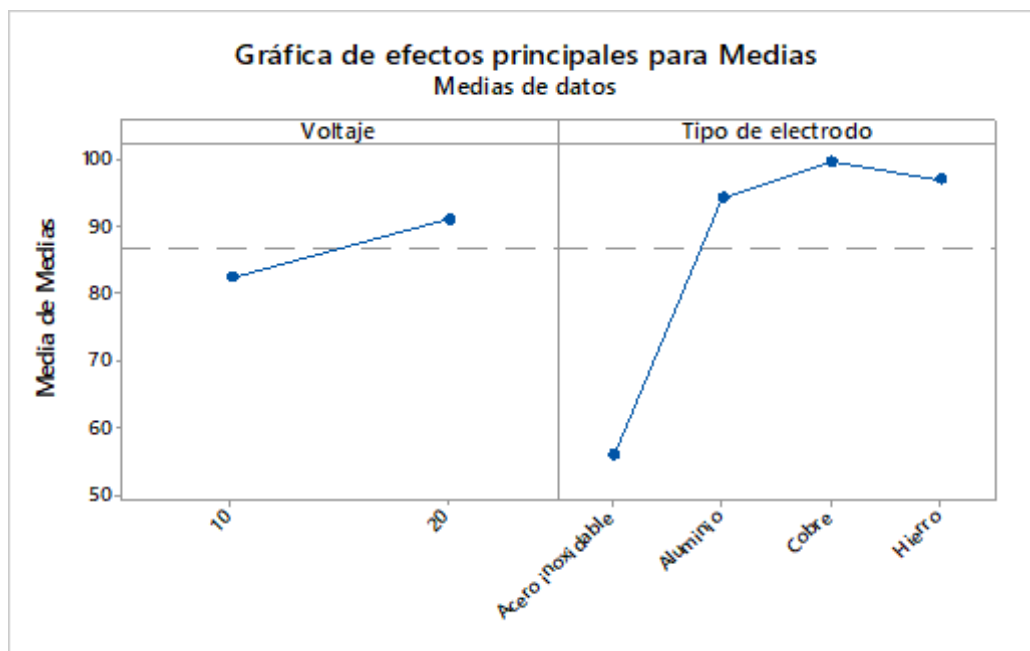
Además, se identificó que la interacción entre el tipo de electrodo y el voltaje también no tuvo efecto en la variable dependiente. Esto se evidencia por el valor de p igual a 0,075.

Estos hallazgos respaldan la idea de que el tipo de electrodo anódico utilizado desempeñan un papel significativo en el porcentaje de reducción de coliformes termotolerantes. Sin embargo, tanto el voltaje como la interacción entre ellos muestran un efecto no significativo en la reducción del contaminante.

Se concluye que con relación al tipo de electrodo utilizado se acepta la hipótesis alterna, en cambio con respecto al potencial aplicado se acepta la hipótesis nula.

Figura 27

Efectos principales para % reducción de coliformes termotolerantes



Nota. La gráfica de efectos principales para medias, evaluados mediante el software estadístico Minitab.

En la figura 27 se pueden observar los porcentajes de reducción de coliformes termotolerantes obtenidos al emplear diferentes voltajes eléctricos: 10 y 20 V. Al utilizar 10 V, solo se logró un porcentaje de electrodesinfección inferior al 82%. Sin embargo, al suministrar 20 V a las celdas electrolíticas, el porcentaje de electrodesinfección llegó a 93%. Esto indica que el efecto del potencial eléctrico es mínimo en comparación con los tipos de electrodos anódicos empleados.

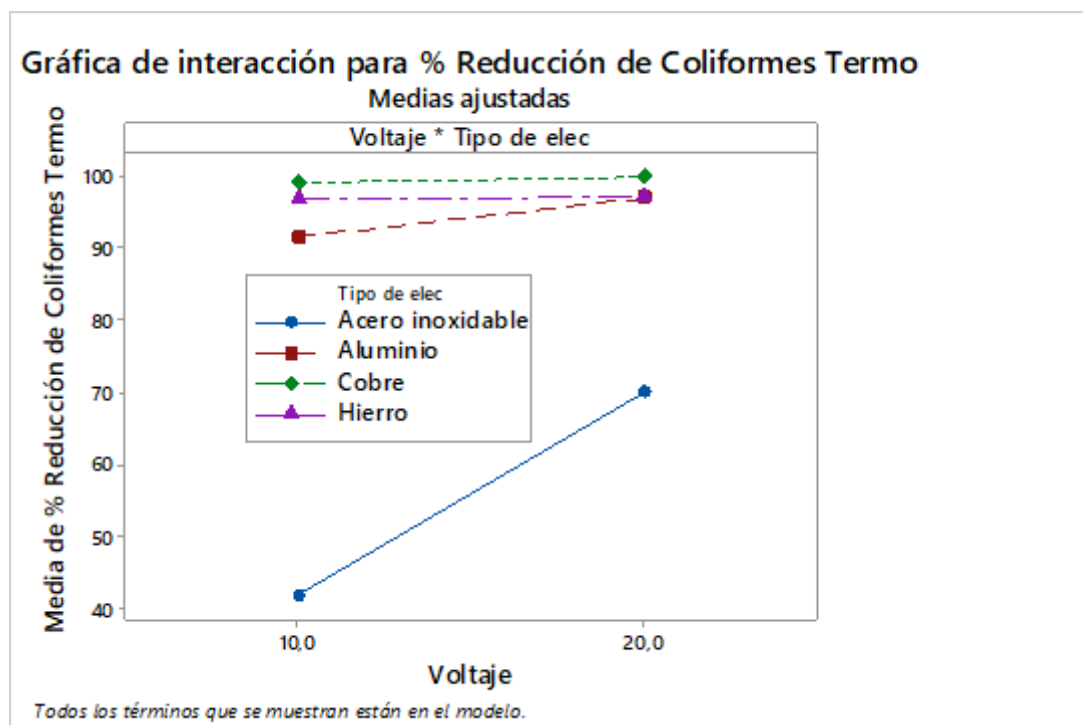
Es importante destacar que estos resultados respaldan la idea de que el voltaje eléctrico ejerce un efecto importante para sus valores bajos en el proceso de electrodesinfección. Al observar los datos, se puede notar que a medida que se aumenta el voltaje, el efecto generado se vuelve menos pronunciado, ya que la carga microbiana restante en la muestra era casi inexistente.

Esto sugiere que el voltaje eléctrico es un factor crucial en la eficacia de la electrodesinfección cuando se trata de muestras con una carga microbiana más alta. Sin embargo, en situaciones donde la carga microbiana es mínima,

incrementar el voltaje no tiene un impacto significativo en el proceso.

Figura 28

Efectos de interacción en % reducción de coliformes termotolerantes



Nota. La gráfica de efectos de interacción, evaluados mediante el software estadístico Minitab.

La figura 28 proporciona una evidencia adicional del impacto limitado del voltaje cuando la carga microbiana residual es casi nula, al menos para los electrodos aluminio, cobre y hierro. Solo se observa un efecto significativo cuando se utiliza el electrodo de acero inoxidable. En contraste, con los materiales de aluminio, cobre y hierro, se ha eliminado más del 90% de la carga microbiana con el primer nivel de potencial aplicado. Esto indica que la carga microbiana restante no será suficiente para ver el efecto generado con el nivel del potencial 20V.

Por otra parte, tanto en la figura 15 como en la figura 16, se puede apreciar que el tipo de electrodo utilizado tiene un efecto en la reducción de la carga microbiana, especialmente al comparar el acero inoxidable con los otros materiales anódicos empleados.

Estos hallazgos respaldan la importancia de seleccionar

cuidadosamente el tipo de electrodo y el nivel de voltaje adecuados para lograr los mejores resultados en la reducción de la carga microbiana.

Con respecto a *Escherichia coli*:

Tabla 15

Resultados del análisis de varianza

Fuente	GL	SC Sec.	Contribución	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	7	1,8524	100,00%	1,8524	0,2646	1,33	0,424
Lineal	4	1,1841	63,92%	1,1841	0,296	5,86	0,326
Voltaje	1	0,5157	27,84%	0,5157	0,5157	2,32	0,225
Tipo de electrodo	3	0,6683	36,08%	0,6683	0,2228	1	0,5
Interacciones de 2 términos	3	0,6683	36,08%	0,6683	0,2228	1,45	0,425
Voltaje*Tipo de electrodo	3	0,6683	36,08%	0,6683	0,2228	1,45	0,425
Error	8	0,687	0,22%	0,998	0,789		
Total	7	1,8524	100,00%				

Nota. La tabla muestra los valores del análisis de la varianza para %R. *escherichia coli*.

Análisis e interpretación

Con respecto al indicador de *Escherichia coli*, se analizaron los valores de p correspondientes al voltaje, tipo de electrodo anódico y la interacción entre tipo de electrodo y voltaje, los cuales se presentan en la tabla 15. A partir de estos resultados, se obtuvieron las siguientes conclusiones:

El valor de p para potencial aplicado fue de 0, 0,225, lo cual indica que es mayor al nivel de significancia establecido ($p < 0,05$). Por lo tanto, se puede inferir que no existen diferencias estadísticamente significativas en el voltaje aplicado, lo cual no tiene efecto en el porcentaje de reducción de *Escherichia coli*.

Del mismo modo, el valor de p para el tipo de electrodo anódico fue de 0, 5, siendo igual al nivel de significancia ($p < 0,05$). Esto nos lleva a determinar que el tipo de electrodo utilizado ejerció un efecto no tan significativo en el porcentaje de reducción de *Escherichia coli*.

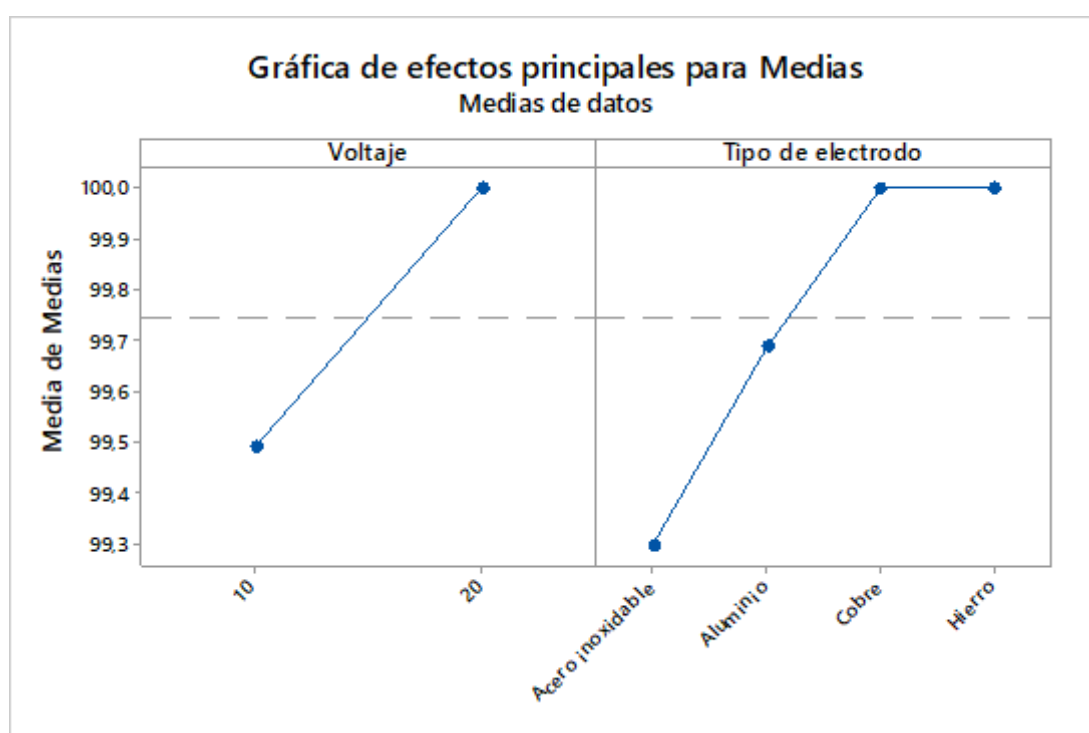
Además, se identificó que la interacción entre el tipo de electrodo y el

voltaje también no tuvo efecto en la variable dependiente. Esto se evidencia por el valor de p igual a 0,425.

Estos hallazgos respaldan la idea de que tanto el tipo de electrodo anódico utilizado, el voltaje como la interacción entre ellos desempeñan un efecto no significativo en la reducción del contaminante. Se concluye, que tanto para el tipo de electrodo utilizado y voltaje empleado se acepta la hipótesis nula con respecto al *Escherichia coli*.

Figura 29

Efectos principales para % reducción de Escherichia coli



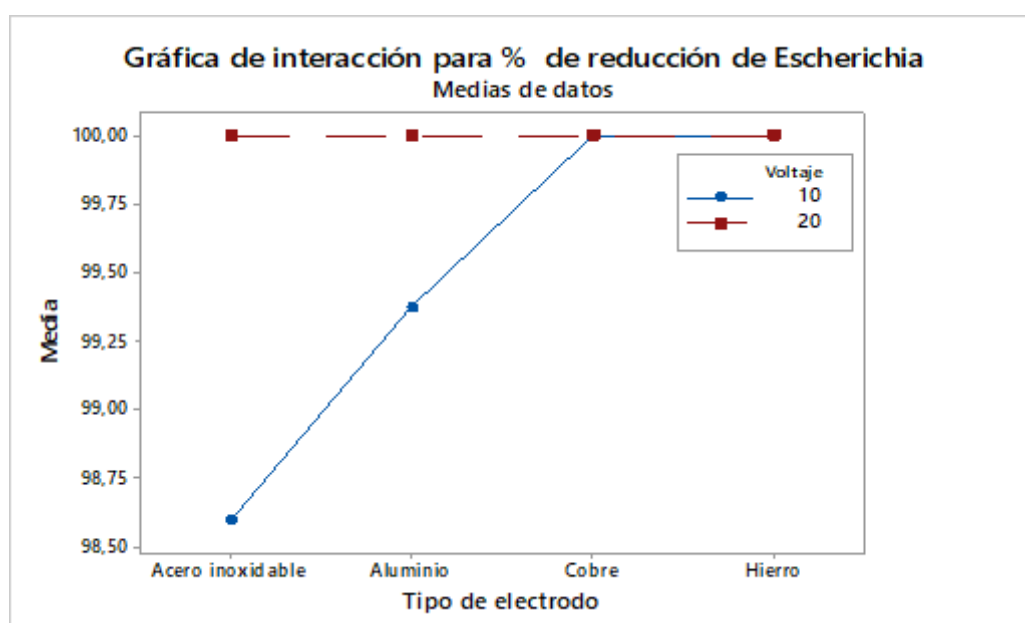
Nota. La gráfica de efectos principales para medias, evaluados mediante el software estadístico Minitab.

En la figura 29 se pueden observar los porcentajes de reducción de *Escherichia coli* obtenidos al emplear diferentes potenciales eléctricos: 10 y 20 V. Al utilizar 10 V, se logró un porcentaje de electrodesinfección inferior al 99.5%. Sin embargo, al suministrar 20 V a las celdas electrolíticas, el porcentaje de electrodesinfección llegó a 100%. Esto indica que el efecto generado del potencial eléctrico al subir de nivel, no es muy significativo, ya que la diferencia entre la reducción del primer y segundo nivel es de 0.5%.

Al observar los datos, se puede notar que a medida que se aumenta el voltaje, el efecto generado se vuelve menos pronunciado, ya que la cantidad de carga microbiana presente en la muestra para un tiempo de tratamiento de 20 minutos sería suficiente con 10V. Una vez más se sugiere que el voltaje eléctrico es un factor crucial en la eficacia de la electrodesinfección cuando se trata de muestras con una carga microbiana más alta. Sin embargo, en situaciones donde la carga microbiana es mínima, incrementar el voltaje no tiene un impacto significativo en el proceso, tal como se vio para reducir los coliformes termotolerantes.

Figura 30

Efectos de interacción en % reducción de escherichia coli



Nota. La gráfica de efectos de interacción, evaluados mediante el software estadístico Minitab.

La figura 30 proporciona una evidencia adicional del efecto limitado entre los niveles del voltaje para cada electrodo cuando la carga microbiana residual es poca y cuando los valores del potencial se encuentran entre los niveles de 10 a 20V. En contraste, con los materiales de cobre y hierro, se ha eliminado al 100% de la carga microbiana con el primer nivel de potencial aplicado. Por lo tanto, el efecto adicional generado con el potencial de 20V no se va poder observar ya que la carga residual de la bacteria con el primer nivel ha sido mitigada al 100%.

Igualmente, estos hallazgos respaldan de la importancia de seleccionar cuidadosamente el tipo de electrodo y el nivel de voltaje adecuados para lograr los mejores resultados sobre el efecto que generan en la reducción de la carga microbiana.

CAPÍTULO V

DISCUSIÓN DE RESULTADOS

5.1. CONTRASTACIÓN DE LOS RESULTADOS

La electrocoagulación es un método alternativo para el tratamiento de aguas. Consiste en un proceso de desestabilización de los contaminantes del agua, ya sea que estén en suspensión, emulsionados o disueltos, mediante la acción de corriente eléctrica directa de cierto voltaje y la acción de electrodos metálicos de sacrificio, generalmente de aluminio, cobre y hierro.

En el presente estudio, se realizó una investigación en el río Huallaga con el objetivo de evaluar el efecto del voltaje y el tipo de electrodo anódico en el proceso de electrocoagulación para la remoción de carga microbiana. Se llevaron a cabo experimentos utilizando dos niveles de potencial eléctrico (10V y 20V) y cuatro materiales anódicos diferentes (Aluminio, Cobre, Hierro y Acero Inoxidable). Los resultados obtenidos revelaron que el tipo de electrodo anódico tuvo un efecto significativo en la remoción de la carga microbiana en relación a los coliformes termotolerantes. En cuanto al indicador de *Escherichia coli*, se observó que el primer nivel de voltaje, correspondiente a 10V, fue suficiente para reducir más del 98.5% de la carga bacteriana. Por otro lado, al trabajar con 20V, se logró una eliminación del 100% de la carga microbiana para los cuatro electrodos utilizados. Esto indica que, en el caso de *Escherichia coli*, el efecto del voltaje en ambos niveles y los diferentes tipos de electrodo no tuvieron un impacto significativo en la eficiencia de remoción. Además, se evaluó la fitotoxicidad de las aguas tratadas en semillas de lechuga. Los resultados revelaron que el tipo de electrodo anódico tuvo un efecto significativo en el índice de germinación de las semillas de lechuga. Se observó un aumento significativo en el índice de germinación, lo que indica que el proceso de electrocoagulación tiene un efecto positivo en la fitotoxicidad de las aguas tratadas.

En el estudio llevado a cabo por Ndjongoue-Yossa et al. (2022), se investigó el impacto del tipo de electrodo en la remoción de *E. coli*. Los

resultados revelaron que el hierro comercial fue el material más efectivo en la reducción, seguido por el aluminio y finalmente el grafito carbónico. Además, se concluyó que aumentar la densidad de corriente mejoró la reducción de *E. coli*, todos los experimentos se realizaron durante un período de tratamiento de 30 minutos. Al comparar estos hallazgos con los resultados de nuestra propia investigación, también confirmamos que el electrodo de mayor rendimiento en la reducción de *E. coli* fue el hierro, seguido por el cobre, luego el aluminio y finalmente el acero inoxidable. Asimismo, también confirmamos que, al aumentar el voltaje, la eliminación de la carga microbiana se redujo aún más para ciertos electrodos, alcanzando una eliminación del 100%.

En el estudio realizado por Simas et al. (2018), centrándose en muestras reales de aguas residuales de cerdos, evaluaron el efecto del pH, la densidad de corriente y el tipo de electrodo en la reducción de *E. coli*. Llegaron a la conclusión de que el electrodo más eficaz para reducir esta bacteria para un tiempo de tratamiento de 20 minutos y una eliminación mayor a 99% era el hierro, seguido del aluminio. También observaron que aumentar la densidad de corriente mejoraba la eficiencia del proceso de electrodesinfección. Estos hallazgos se alinean con los resultados obtenidos en nuestro estudio. Sin embargo, es importante señalar que nuestra investigación se realizó a un pH característico del agua del río Huallaga, mientras que Simas et al. realizaron su estudio en tres niveles de pH diferentes, observándose el rendimiento más alto a un pH ligeramente ácido. Cabe mencionar que el estudio de Simas et al. (2018) se centró en muestras de aguas residuales de cerdos, mientras que nuestra investigación se centró específicamente en la carga microbiana presente en las aguas del río Huallaga. A pesar de estas diferencias en las fuentes de muestra y las condiciones de pH, los hallazgos consistentes sobre la efectividad de los electrodos de hierro y aluminio para reducir *E. coli* resaltan la aplicabilidad potencial de la electrocoagulación como un método viable para la eliminación de microbios en diversos escenarios de tratamiento de agua.

En el estudio realizado por Bicudo et al. (2021), se evaluó el efecto de la densidad de corriente en la reducción de *E. coli* en las aguas de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales (PTAR) y aguas residuales

sintéticas. Llegaron a la conclusión de que la eliminación microbiana aumenta con la densidad de corriente en los dos tipos de efluentes, estos resultados concuerdan con el trabajo que realizamos, aunque el efecto del segundo nivel 20V con respecto al primero 10V no fue muy significativo, esto se debe a que con el primer nivel de voltaje ya se había eliminado casi el 99% y para el segundo nivel lo único que se esperaba fue llegar al 100%, esto evidenció que el margen de diferencia en el aumento en la reducción de *E. coli* no fue muy significativo.

En los estudios realizados por Gamero-Quijano et al. (2020) y Aguilar-Ascon (2019), se investigó la viabilidad del uso de aluminio como electrodo anódico para la desinfección de microorganismos, como *Escherichia coli*, en diferentes fuentes de agua. Gamero-Quijano et al. (2020) emplearon latas de bebida convencionales como fuente de aluminio, mientras que Aguilar-Ascon (2019) utilizó un electrodo a base de aluminio industrial. Ambos estudios concluyeron que el uso del aluminio como electrodo permitió una reducción cercana al 100% de la carga microbiológica. Los resultados obtenidos con el aluminio mayores de 99% en los dos niveles de voltaje en nuestro estudio son consistentes con los resultados obtenidos de los dos autores citados.

En el estudio realizado por Hashim et al. (2020), se evaluó el rendimiento de una celda de electrocoagulación con diseño perforado de electrodos para la reducción de *Escherichia coli* en agua residual sintética a nivel de laboratorio. Los investigadores concluyeron que a medida que se aumenta la densidad de corriente, se observa una mayor eficacia en la reducción de *Escherichia coli*. Además, se observó que este efecto se intensifica a medida que se prolonga el tiempo de tratamiento. Específicamente, se logró una eliminación del 100% de *Escherichia coli* después de 15 minutos de tratamiento. Los resultados obtenidos en este estudio son consistentes con los hallazgos de nuestra propia investigación. Sin embargo, es importante destacar que el efecto del segundo nivel de voltaje no fue tan pronunciado. Esto se debe a que la carga microbiana con respecto al voltaje final es poca.

Estos resultados sugieren que, una vez alcanzado un cierto nivel de voltaje, el impacto adicional en la reducción de la carga microbiana puede ser

insignificante. Es posible que el umbral de eficacia ya se haya alcanzado, lo que explica la falta de diferencias notables en la carga microbiana entre los dos niveles de voltaje aplicados.

En relación al indicador de coliformes termotolerantes, no se encontraron estudios previos que aborden específicamente este tema. La falta de investigaciones anteriores resalta la necesidad de investigaciones futuras para comprender mejor el impacto de los coliformes termotolerantes y su relación con los procesos de desinfección.

Dada la falta de investigaciones existentes en ambos temas, se abre una oportunidad para llevar a cabo investigaciones futuras para llenar esta brecha de conocimiento.

CONCLUSIONES

Las conclusiones llegadas en esta investigación con respecto a los objetivos planteados son las siguientes:

Al evaluar el proceso de electrocoagulación en la remoción de la carga microbiológica presente en las aguas del río Huallaga, se encontraron resultados significativos en cuanto a la reducción de coliformes termotolerantes. El tipo de electrodo anódico utilizado demostró tener un efecto significativo, logrando una reducción de carga microbiana que varió entre el 55% y el 100%. Sin embargo, en relación al voltaje aplicado, no se encontró un efecto significativo, ya que el aumento en la reducción por cada nivel de potencial eléctrico fue mínimo. En el caso de *Escherichia coli*, tanto el voltaje aplicado como el tipo de electrodo utilizado no mostraron un efecto significativo en la reducción de la carga microbiana. Esto se debe a que, tanto con el primer nivel de voltaje como con el segundo nivel, la reducción obtenida con cada tipo de electrodo fue prácticamente igual.

La aplicación de la técnica de electrocoagulación, controlando los factores de voltaje y tipo de electrodos, demostró una reducción significativa de la carga microbiológica en el agua del río Huallaga. Para *Escherichia coli*, se observó una disminución de 320 NMP/100mL a 0 NMP/100mL al utilizar el acero inoxidable como electrodo, así como también al emplear hierro, cobre y aluminio. Estos resultados indican que la electrocoagulación fue efectiva en la eliminación de *Escherichia coli*, independientemente del tipo de electrodo utilizado. En cuanto a los coliformes termotolerantes, se obtuvo una reducción de 1100 NMP/100mL a 31 NMP/100mL al utilizar hierro comercial como electrodo. Además, al emplear acero inoxidable, aluminio y cobre como electrodos, se lograron reducciones de 1100 NMP/100mL a 330 NMP/100mL, 33 NMP/100mL y 0 NMP/100mL, respectivamente.

RECOMENDACIONES

Aunque no se encontró un efecto significativo en la reducción de la carga microbiana en relación al voltaje aplicado, se sugiere investigar este mismo parámetro a niveles bajos de voltaje, por otra parte, evaluar otros parámetros de operación, como la duración del tratamiento, la distancia entre electrodos y la concentración de electrolitos, para determinar su influencia en la eficiencia del proceso de electrocoagulación.

Si bien se menciona que tanto el voltaje aplicado como el tipo de electrodo utilizado no generaron efectos significativos en la reducción de la carga microbiana de *Escherichia coli*, se recomienda ampliar el estudio a otros microorganismos para evaluar su respuesta al proceso de electrocoagulación y su influencia al medio ambiente.

Para futuros trabajos de investigación, se sugiere realizar estudios de optimización del proceso de electrocoagulación, con el objetivo de determinar las condiciones óptimas de operación que maximicen la reducción de la carga microbiológica en las aguas del río Huallaga.

En el estudio que realizamos hemos utilizado el acero inoxidable, hierro, cobre y aluminio como electrodos en el proceso de desintoxicación de muestras. Se recomienda investigar y probar otros materiales de electrodo para evaluar su eficacia en la reducción de la fitotoxicidad. Esto permitirá ampliar el conocimiento sobre los diferentes materiales y sus efectos en la desintoxicación de muestras.

Para obtener resultados más precisos y comprender mejor el proceso de desintoxicación, se sugiere realizar experimentos con diferentes concentraciones de muestras y tiempos de tratamiento. Esto ayudará a determinar las condiciones óptimas para lograr una reducción significativa en la fitotoxicidad.

En base al uso de índices de germinación como indicadores de fitotoxicidad. Se recomienda realizar pruebas de fitotoxicidad en diferentes especies vegetales para evaluar la respuesta de cada una a los diferentes

electrodos y condiciones de tratamiento. Esto proporcionará una visión más completa de los efectos de la desintoxicación en diferentes cultivos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agrario, B. (. (s.f.). *CARGA MICROBIANA*. Obtenido de ¿Qué es carga microbiana? Significado, definiciones y traducciones para carga microbiana. Boletín Agrario: <https://boletinagrario.com/glosario/1692/carga+microbiana.html>
- Aguilar-Ascon, E. (2019). Eliminación de *Escherichia coli* de aguas residuales domésticas. *Journal of Ecological Engineering*, Volume 20, Issue 5, 42 - 51.
- Anfruns-Estrada, E., Bruguera-Casamada, C., Salvado, H., Brillas, E., Sirés, I., & Araujo, R. (2017). Inactivation of microbiota from urban wastewater by single and sequential electrocoagulation and electro-Fenton treatments. *Water Res.* 126, 450–459.
- Ashbolt, N., Grabow, O., & Snozzi, M. (2001). *Indicators of microbial water quality. In: Water Quality: Guidelines, Standards and Health*. London, UK, pp. 289–316.: (L. Fewtrell & J. Barthram, eds). IWA Publishing.
- Bachoon, D., Markand, S., Otero, E., Perry, G., & Ramsubaugh, A. (2010). Assessment of non-point sources of fecal pollution in coastal waters of Puerto Rico and Trinidad. *Marine Pollution Bulletin*. 60, 1117–1121.
- Barrera-Díaz, C., Frontana-Urbe, B., & Bilyeu, B. (2014). Removal of organic pollutants in industrial wastewater with an integrated system of copper electrocoagulation and electrogenerated H₂O₂. *Chemosphere* 105 , 160 - 164.
- Bhunja, A. K. (2018b). *Foodborne Microbial Pathogens: Mechanisms and Pathogenesis*. Berlin, Germany: Springer.
- Bicudo, B., Halem, D., Trikanad, S. A., Ferrero, G., & Medema, G. (2021). Low voltage iron electrocoagulation as a tertiary treatment of municipal wastewater: removal of enteric pathogen indicators and antibiotic-resistant bacteria. *Water Research*, Volume 188, 116500.
- Bicudo, B., Van der Werff, B., Medema, G., & Halem, D. (2022). Disinfection during Iron Electrocoagulation: Differentiating between Inactivation and Floc Entrapment for *Escherichia coli* and Somatic Coliphage ØX174. *ACS EST Water* 2, 1707–1714.
- Bruguera-Casamada, C., Sirés, I., Prieto, M., Brillas, E., & Araujo, R. (2016).

- The ability of electrochemical oxidation with a BDD anode to inactivate Gram-negative and Gram-positive bacteria in low conductivity sulfate medium,. *Chemosphere*, Volume 163, 516-524.
- Carneiro, L. C., da Silva, N. S., Padilha, B. R., Biondo, A. L., Baltazar, F. R., dos Santos, L. M., & da Costa, R. (2023). Influence of Anthropogenic Activities on the Water Quality of an Urban River in an Unplanned Zone of the Amazonian Coast. *Limnol. Rev.* 23, 108–125.
- Carr, F. (2017). Microbiology: a fundamental introduction. *EC Microbiology*, vol. 8, no. 3, 123–183.
- Castro, M. F., Cárdenas, I. R., Colmenares, R. F., Montenegro, C. E., Diaz, Y. E., Escobar, D., & Pérez, P. A. (2022). Multitemporal Total Coliforms and Escherichia coli Analysis in the Middle Bogotá River Basin, 2007–2019. *Sustainability*,14, 1769.
- Collivignarelli, M., Abbà, A., Benigna, I., Sorlini, S., & Torretta, V. (2018). Overview of the Main Disinfection Processes for Wastewater and Drinking Water Treatment Plants. *Sustainability* 10, 86;.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2016). *Manual de agua potable, alcantarrillado y saneamiento: Desinfección para sistemas de agua potable y saneamiento*. Coyoacán, México: SGAPDS-1-15-Libro23.pdf.
- De Mello Gabriel, G., Pitombo, L., Rosa, L., Navarrete, A., Botero, W., Carmo, J., & De Oliveira, L. (2021). The environmental importance of iron speciation in soils: evaluation of classic methodologies. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(2).
- Del Pilar, M., Ávila, S., Mónica, S., & Gómez, A. (2005). Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua. *NOVA - Publicación Científica*. 3(4), 1794-2470.
- Delaire, C., van Genuchten, C., Amrose, C., & Gadgil, A. (2016). Bacteria attenuation by iron electrocoagulation governed by interactions between bacterial phosphate groups and Fe(III) precipitates. *Water Res.* 103, 74–82.
- Delaire, C., Van Genuchten, C., Nelson, K., Amrose, S., & Gadgil, A. (2015). Escherichia coli Attenuation by Fe Electrocoagulation in Synthetic Bengal Groundwater: Effect of pH and Natural Organic Matter. *Environmental Science and Technology*.

- Devesa-Rey, R., Moldes, A., Díaz-Fierros, F., & Barral, M. (2008). Toxicity of Anillo's River Sediment Extracts Using Microtox and the Zucchini Phytotoxicity Test. *Bull Environ Contam Toxicol* 80:, 225–230.
- Fontes, J. (2005). CHAPTER 20 - Temperature Sensors. En J. Wilson, *Sensor Technology Handbook* (págs. 531-561). Newnes.
- Forney, L. (2008). 25 - Advances in disinfection techniques for water reuse. En J. Klemesš, R. Smith, & J. Kim, *In Woodhead Publishing Series in Food Science, Technology and Nutrition Handbook of Water and Energy Management in Food Processing* (págs. 700-719). Woodhead Publishing.
- Fritz, S., Chaitow, L., & Hymel, G. (2008). CHAPTER 7 - Sanitation. En S. Fritz, L. Chaitow, & G. Hymel, *Clinical Massage in the Healthcare Setting* (págs. 196-207). Mosby.
- Gamero-Quijano, A., García, P., & La Rosa-Toro-Gómez, A. (2020). Remoción de bacterias patógenas del agua mediante electrocoagulación con ánodos de aluminio. *Instituto Mexicano de Tecnología del Agua* 11(4), 136-178.
- Ghaffarian, K. A., & Fallah, N. (2020). Comparison of Electrocoagulation and Photocatalytic Process for Treatment of Industrial Dyeing Wastewater: Energy Consumption Analysis. *Environ. Prog. Sustain. Energy*, 39, 13288.
- Gheraout, D., Naceur, M., & Aouabed, A. (2011a). On the dependence of chlorine by-products generated species formation of the electrode material and applied charge during electrochemical water treatment. *Desalination*.
- González, M. A., Paranhos, R., & Lutterbach, M. S. (2010). Relationships between fecal indicators and pathogenic microorganisms in a tropical lagoon in Rio de Janeiro, Brazil. *Environ Monit Assess.* 164b(1), 207-219.
- Hashim, K., Kot, P., Zubaidi, S., Alwash, R., Khaddar, R., Shaw, A., . . . Aljefery, M. (2020). Energy efficient electrocoagulation using baffle-plates electrodes for efficient Escherichia coli removal from wastewater. *Journal of Water Process Engineering, Volume* 33, 101079.
- Heffron, J., Ryan, D. R., & Mayer, B. K. (2019b). *Water Res.* 160, 435–444.

- Horan, N. J. (2003). 7 - Faecal indicator organisms. En D. Mara, & N. Horan, *Handbook of Water and Wastewater Microbiology* (págs. 105-112). Academic Press.
- Ingraham, S. (2018). Microorganisms: an introduction. *Microreviews in Cell and Molecular Biology*, vol. 4, no. 2.
- L&R Prevent and Protect. (14 de abril de 2022). *Microbial load*. Obtenido de Pathogens: <https://prevent-and-protect.com/glossary/microbial-load/>
- Lakshmanan, D., Clifford, D. A., & Samanta, G. (2009). Ferrous and ferric ion generation during iron electrocoagulation. . *Environ. Sci. Technol.* 43, 3853–3859.
- Larrea, J., Rojas, M., Heydrich, M., Romeu, B., Rojas, N., & Lugo, D. (2009). Evaluación de la calidad microbiológica de las aguas del Complejo Turístico Las Terrazas, Pinar del Río (Cuba). *Hig Sanid Ambient.* 9, 492-504.
- Lu, J., Zhang, P., & Li, J. (2021). Electrocoagulation technology for water purification: An update review on reactor design and some newly concerned pollutants removal . *Journal of Environmental Management* 296 , 113259.
- Maal-Bared, R., Bartlett, K., & Bowie, W. (2008). Dealing with waterborne disease in Canada: challenges in the delivery of safe drinking water. *Reviews on environmental health*, 23(2), 119-134.
- Manning, A. (2019). Food micro biology and food processing. *sci-entific e-resources*.
- Mañas, P., & De las Heras, J. (2018). Phytotoxicity test applied to sewage sludge using *Lactuca sativa* L. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 15., 273–280.
- Martínez-Huitle, C., & Brillas, E. (2008). Electrochemical alternatives for drinking water disinfection. *Electrochemical Water Purification*, 47, 1998 – 2005.
- Mecina, G., Santos, V., Andrade, A., Dokkedal, A., Saldanha, L., Silva, L., & Silva, R. (2016). Fitotoxicidad de *Tridax procumbens* L. *South African Journal of Botany* , 102., 130-136.
- Mollah, M., Morkovsky, P., Gomes, J., Kesmez, M., Parga, J., & Cocke, D. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of

- electrocoagulation . *Journal of Hazardous Materials* .
- Mollah, M., Schennach, R., Parga, J., & Cocke, D. (2001). Electrocoagulation (EC) — science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, 84(1), 29 – 41.
- Moussa, D., El-Naas, M., Nasser, M., & Al-Marri, M. (2017). A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of Environmental Management*.
- Naidoo, S., & Olaniran, A. O. (2014). Treated Wastewater Effluent as a Source of Microbial Pollution of Surface Water Resources . *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 11, 249-270.
- Ndjomgoue-Yossa, A. C., Nanseu-Njiki, C. P., & Ngameni, E. (2022). Effect of pH on Escherichia coli Removal by Electrocoagulation and Elimination Kinetics after Treatment. *Journal of Chemistry. Volume 2022*.
- Ndjomgoue-Yossa, A., Nanseu-Njiki, C., Kengne, I., & Ngameni, E. (2014). Effect of electrode material and supporting electrolyte on the treatment of water containing Escherichia coli by electrocoagulation. *Int. J. Environ. Sci. Technol*.
- Nhantumbo, C., Vaz, N. C., Rodrigues, M., Manuel, C., Rapulua, S., Langa, J., . . . Juízo, D. (2023). Assessment of Microbial Contamination in the Infulene River Basin, Mozambique. *Water*, 15, 219.
- O., A. N. (2023). *alidad de agua del río Huancabamba mediante el análisis de algunos parámetros fisicoquímicos y microbiológico, causas y alternativa de solución, 2020*. Piura: Universidad Católica Sedes Sapientiae.
- Ouali, N., Belabed, B. E., & Chenchouni, H. (2018). Modelling environment contamination with heavy metals in flathead grey mullet *Mugil cephalus* and upper sediments from north African coasts of the Mediterranean Sea. *Sci Total Environ* 639, 156–174.
- Picard, T., Cathalifaud-Feuillade, G., Mazet, M., & Vandensteendam, C. (2000). Cathodid dissolution in the electrocoagulation process using aluminium electrodes. *J. Environ. Monit.*, 2, 77.
- Pourbaix, M. (1974). *Atlas de equilibrios electroquímicos en soluciones acuosas (2ª ed.)*. Asociación Nacional de Ingenieros de Corrosión. ISBN 9780915567980.

- Qayoom, U., Islam, J., Sabha, I., Bhat, S., & Dar, S. (2023). Coliform pollution mapping in major watersheds along Jhelum River Basin of Kashmir Himalaya. *Environ Sci Pollut Res* 30, 7930–7941.
- Qayoom, U., Islam, S. T., Sabha, I., Bhat, S., & Dar, S. (2023). Coliform pollution mapping in major watersheds along Jhelum River Basin of Kashmir Himalaya. *Environ Sci Pollut Res* 30, 7930–7941.
- Qian, A., Yuan, S., Xie, S., Tong, M., Zhang, P., & Zheng, Y. (2019). Oxidizing capacity of iron electrocoagulation systems for refractory organic contaminant transformation. *Environ. Sci. Technol.* 53 (21), 12629 – 12638.
- Rossen, A., Rodríguez, M., Ruibal, A., Fortunato, M., Bustamante, A., Ruiz, M., . . . Korol, S. (2008). Indicadores bacterianos de contaminación fecal en el embalse San Roque (Córdoba, Argentina). *Hig Sanid Ambient.* 8, 325-330.
- Santiago-Rodriguez, M., Tremblay, R., Toledo-Hernandez, C., Gonzalez-Nieves, J., Ryu, H., Santo Domingo, J., & Toranzos, G. (2012). Microbial quality of tropical inland waters and effects of rainfall events. *Appl and Environ Microbiol.* 78(15), 5160-5169.
- Saxena, G., Bharagava, R., Kaithwas, G., & Raj, A. (2015). Microbial indicators, pathogens and methods for their monitoring in water environment. *Journal of Water and Health* , 319 - 339.
- Sayaverde Bautista, E. (2022). *Determinación de la calidad de las aguas de los ríos Chotano y Doña Ana, ChotaCajamarca*. Chota: Universidad Nacional Autónoma de Chota.
- Sefton, A. (2019). *The biology of bacteria*. Oxford University Press, Oxford, UK: Tutorial Topics in Infection for the Combined Infection Training Programme, Vol. 1.
- Simas, A., Mores, R., Stefens, J., Dallago, R., Kunz, A., Michelon, W., . . . Viancelli, A. (2018). Electrodisinfection of real swine wastewater for water reuse. *Environmental Chemistry Letters*.
- Sočo, E., & Kalembkiewicz, J. (2015). Removal of Copper(II) and Zinc(II) Ions From Aqueous Solution by Chemical Treatment of Coal Fly Ash. *Croat. Chem. Acta*, 88(3), 267–279.
- Soni, R., Bhardwaj, S., & Shukla, D. P. (2020). Chapter 14 - Various water-

- treatment technologies for inorganic contaminants: current status and future aspects. En P. Devi, P. Singh, & S. Kansal, *Inorganic Pollutants in Water* (págs. 273-295). Elsevier.
- Sruthi, G., Ahammed, M., & Makwana, A. (2018). Effect of source water/wastewater quality on bacterial removal during electrocoagulation. *Water Sci. Technol.* 77 (5), 1460–1468.
- Suen, N., Hung, S., Quan, Q., Zhang, N., Xu, Y., & Chen, H. (2017). Electrocatalysis for the oxygen evolution reaction: recent development and future perspectives. *Chemical Society Reviews*, 46(2), 337-365.
- Supo y Zacarías. (2020). *Metodologías para la investigación científica*. Obtenido de <https://n9.cl/ckf9>
- Swanson, M., Reguera, G., Schaechter, M., & Neidhardt, F. C. (2016). *Microbe*. NJ, USA: John Wiley & Sons, Hoboken.
- Tanneru, C., Rimer, J., & Chellam, S. (2013). Sweep flocculation and adsorption of viruses on aluminum flocs during electrochemical treatment prior to surface water microfiltration. *Environ. Sci. Technol.* 47 (9), 4612–4618.
- Tiquia, S. (2000). Evaluating phytotoxicity of pig manure from the pig on litter system. In: Warman PR, Taylor BR (ed) Proceedings of the international composting symposium. *CBA Press Inc. Truro, NS.*, 625–647.
- Verhille, S. (2013). *Comprensión de los indicadores microbianos para la evaluación del agua potable: interpretación de los resultados de las pruebas y su importancia para la salud pública*. Obtenido de Centro colaborador nacional de salud ambiental. 1–12: https://www.ncceh.ca/sites/default/files/Microbial_Indicators_Jan_electroniclink2013_0.pdf
- Vidal, V., & González-Abreu, R. (2013). Aguas superficiales y subterráneas en el Gran Humedal del Norte de Ciego de Ávila. *RIHA vol.34 no.3 La Habana sep.-dic.*
- Visor por Cuencas - ANA. ((s. f.)). *Autoridad Nacional del Agua*. Obtenido de <https://snirh.ana.gob.pe/VisorPorCuenca/>
- Wan , Y., Schoups, G., & van de Giesen , N. (2017). Organic pollution of rivers: Combined threats of urbanization, livestock farming and global climate

change. *Sci Rep* 7, 43289.

WHO. (2011). *Guidelines for Drinking-Water Quality*. . Geneva: 4th ed. vol.1 .

WHO/UNICEF. (2010). *JMP Technical Task Force Meeting on Monitoring Drinking-water Quality*. Villé-Morgon, France. Retrieved from.

Winfield, M. D., & Grosman, E. A. (2003). Role of Nonhost Environments in the Lifestyles of Salmonella and Escherichia coli. *Appl Environ Microbiol.* 69, 3687-3694.

COMO CITAR ESTE TRABAJO DE INVESTIGACIÓN

Ureta Soto, A. (2024). *Efecto del voltaje y electrodo del proceso de electrocoagulación en la remoción de la carga microbiana presente en las aguas del río Huallaga – Huánuco, 2024* [Tesis de pregrado, Universidad de Huánuco]. Repositorio Institucional UDH. <http://...>

ANEXOS

ANEXO 1

RESOLUCIÓN DE APROBACIÓN DEL PROYECTO DE INVESTIGACIÓN

UNIVERSIDAD DE HUÁNUCO

Facultad de Ingeniería

RESOLUCIÓN N° 2833-2023-D-FI-UDH

Huánuco, 29 de noviembre de 2023

Visto, el Oficio N° 999-2023-C-PAIA-FI-UDH, mediante el cual el Coordinador Académico de Ingeniería Ambiental, remite el dictamen de los jurados revisores, del Trabajo de Investigación (Tesis) intitulado: "EFECTO DEL VOLTAJE Y ELECTRODO DEL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN EN LA REMOCIÓN DE LA CARGA MICROBIANA PRESENTE EN LAS AGUAS DEL RÍO HUALLAGA - HUÁNUCO, 2023", presentado por el (la) Bach. Alejandro URETA SOTO.

CONSIDERANDO:

Que, mediante Resolución N° 006-2001-R-AU-UDH, de fecha 24 de julio de 2001, se crea la Facultad de Ingeniería, y;

Que, mediante Resolución de Consejo Directivo N° 076-2019-SUNEDU/CD, de fecha 05 de junio de 2019, otorga la Licencia a la Universidad de Huánuco para ofrecer el servicio educativo superior universitario, y;

Que, mediante Resolución N° 1368-2023-D-FI-UDH, de fecha 22 de junio de 2023, perteneciente al Bach. Alejandro URETA SOTO se le designó como ASESOR(A) al Mg. Elmer Riveros Agüero, docente adscrito al Programa Académico de Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería, y;

Que, según Oficio N° 999-2023-C-PAIA-FI-UDH, del Coordinador Académico quien informa que los JURADOS REVISORES del Trabajo de Investigación (Tesis) intitulado: "EFECTO DEL VOLTAJE Y ELECTRODO DEL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN EN LA REMOCIÓN DE LA CARGA MICROBIANA PRESENTE EN LAS AGUAS DEL RÍO HUALLAGA - HUÁNUCO, 2023", presentado por el (la) Bach. Alejandro URETA SOTO, integrado por los siguientes docentes: Mg. Herman Atilio Tarazona Mirabal (Presidente), Mg. Frank Erick Camara Llanos (Secretario) y Mg. Milton Edwin Morales Aquino (Vocal), quienes declaran APTO para ser ejecutado el Trabajo de Investigación (Tesis), y;

Estando a las atribuciones conferidas al Decano de la Facultad de Ingeniería y con cargo a dar cuenta en el próximo Consejo de Facultad.

SE RESUELVE:

Artículo Primero. - APROBAR, el Trabajo de Investigación (Tesis) y su ejecución intitulado: "EFECTO DEL VOLTAJE Y ELECTRODO DEL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN EN LA REMOCIÓN DE LA CARGA MICROBIANA PRESENTE EN LAS AGUAS DEL RÍO HUALLAGA - HUÁNUCO, 2023", presentado por el (la) Bach. Alejandro URETA SOTO para optar el Título Profesional de Ingeniero(a) Ambiental, del Programa Académico de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Huánuco.

Artículo Segundo. - El Trabajo de Investigación (Tesis) deberá ejecutarse hasta un plazo máximo de 1 año de su Aprobación. En caso de incumplimiento podrá solicitar por única vez la ampliación del mismo (6 meses).

REGÍSTRESE, COMUNÍQUESE Y ARCHÍVESE



UNIVERSIDAD DE HUÁNUCO
FACULTAD DE INGENIERÍA
Ing. Eitel Augusto Muñoz Lozano
SECRETARÍA DOCENTE



UNIVERSIDAD DE HUÁNUCO
Mg. Bertha Campos Ríos
DECANA DE LA FACULTAD DE INGENIERÍA

Distribución:

Fac. de Ingeniería - PAIA - Asesor - Exp. Graduando - Interesado - Archivo.
BCR/EJML/nto.

ANEXO 2

RESOLUCIÓN DE CAMBIO DE TITULO

UNIVERSIDAD DE HUÁNUCO *Facultad de Ingeniería*

RESOLUCIÓN N° 2806-2023-D-FI-UDH

Huánuco, 27 de noviembre de 2023

Visto, el Oficio N° 990-2023-C-PAIA-FI-UDH presentado por el Coordinador del Programa Académico de Ingeniería Ambiental y el Expediente N° 454798-0000007877, del Bach. Alejandro URETA SOTO, quien solicita cambio de Asesor de Tesis.

CONSIDERANDO:

Que, de acuerdo a la Nueva Ley Universitaria 30220, Capítulo V, Art. 45° inc. 45.2, es procedente su atención, y;

Que, según el Expediente N° 454798-0000007877, presentado por el (la) Bach. Alejandro URETA SOTO, quien solicita cambio de Asesor de Tesis, para desarrollar su trabajo de investigación, y;

Que, con Resolución N° 1398-2023-D-FI-UDH, de fecha 22 de junio de 2023, en la cual se designa como Asesor de Tesis del Bach. Alejandro URETA SOTO al Mg. Elmer Riveros Agüero, quien no tiene vínculo laboral con esta universidad, y;

Que, según lo dispuesto en el Capítulo II, Art. 31 del Reglamento General de Grados y Títulos de la Universidad de Huánuco vigente, es procedente atender lo solicitado, y;

Estando a las atribuciones conferidas al Decano de la Facultad de Ingeniería y con cargo a dar cuenta en el próximo Consejo de Facultad.

SE RESUELVE:

Artículo Primero. - DEJAR SIN EFECTO, la Resolución N° 1398-2023-D-FI-UDH, de fecha 22 de junio de 2023.

Artículo Segundo. - DESIGNAR, como nuevo Asesor de Tesis del Bach. Alejandro URETA SOTO al Mg. Jonathan Oscar Bonifacio Munguia, Docente del Programa Académico de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería.

Artículo Tercero. - El interesado tendrá un plazo máximo de 6 meses para solicitar revisión del Trabajo de Investigación (Tesis). En todo caso deberá de solicitar nuevamente el trámite con el costo económico vigente.

REGÍSTRESE, COMUNÍQUESE Y ARCHÍVESE



UNIVERSIDAD DE HUÁNUCO
FACULTAD DE INGENIERIA
Ing. Elmer Riveros Munguia
SECRETARIO DOCENTE



UNIVERSIDAD DE HUÁNUCO
Mg. Bertha Campesino Ríos
DECANA DE LA FACULTAD DE INGENIERIA

Distribución:
Fac. de Ingeniería - PAIA- Asesor- Mat. y Reg.Acad. - Interesado - Archivo.
BCR/EJML/nto

ANEXO 3

MATRIZ DE CONSISTENCIA

PROBLEMA	OBJETIVOS	HIPÓTESIS	VARIABLES	Metodología
Problema General	Objetivo General	Hipótesis General	Dependiente	Tipo de investigación: Con intervención, analítico, prospectivo y longitudinal. Enfoque: Cuantitativo Nivel: Aplicada/experimental Diseño: Experimento verdadero.
¿Cuál es el efecto del voltaje y electrodo del proceso de electrocoagulación en la remoción de la carga microbiana presentes en las aguas del río Huallaga - Huánuco, 2024??	Demostrar el efecto del voltaje y electrodo del proceso de electrocoagulación en la remoción de la carga microbiana presentes en las aguas del río Huallaga - Huánuco, 2024.	Hi: Existe un efecto significativo del voltaje y electrodo del proceso de electrocoagulación en la remoción de la carga microbiana presentes en las aguas del río Huallaga - Huánuco, 2024.	Carga microbiana presentes en las aguas del río Huallaga	
P. Específicos	O. Específicos		Independiente	Metodología
¿Cuáles son los parámetros microbiológicos de las aguas del río Huallaga antes y después de su tratamiento con el proceso de electrocoagulación en la remoción de la carga microbiana presentes en las aguas del río Huallaga?	Describir los parámetros microbiológicos de las aguas del río Huallaga antes y después de su tratamiento con el proceso de electrocoagulación en la remoción de la carga microbiana presentes en las aguas del río Huallaga.		Procesos de electrocoagulación	Población: La población de estudio se enfocará a las aguas del río Huallaga, ubicadas en el punto de monitoreo RHuall12 Muestra. Las muestras se sacarán en un sólo punto correspondientes al río Huallaga. Técnicas e instrumentos para la recolección de datos: Diseño y armado del reactor electroquímico con sus respectivas celdas electroquímicas, Acondicionado de muestras recolectadas y Procedimiento del proceso de

desinfección.

Instrumentos de recolección de

datos: Ficha de recolección de datos y empleo de tablas y gráficos resultantes del análisis estadístico.

Instrumento de procesamiento y

análisis de datos: Software estadístico Minitab 18 y programa Microsoft Excel.

ANEXO 4 **FICHA DE RECOLECCIÓN DE DATOS DE CAMPO**

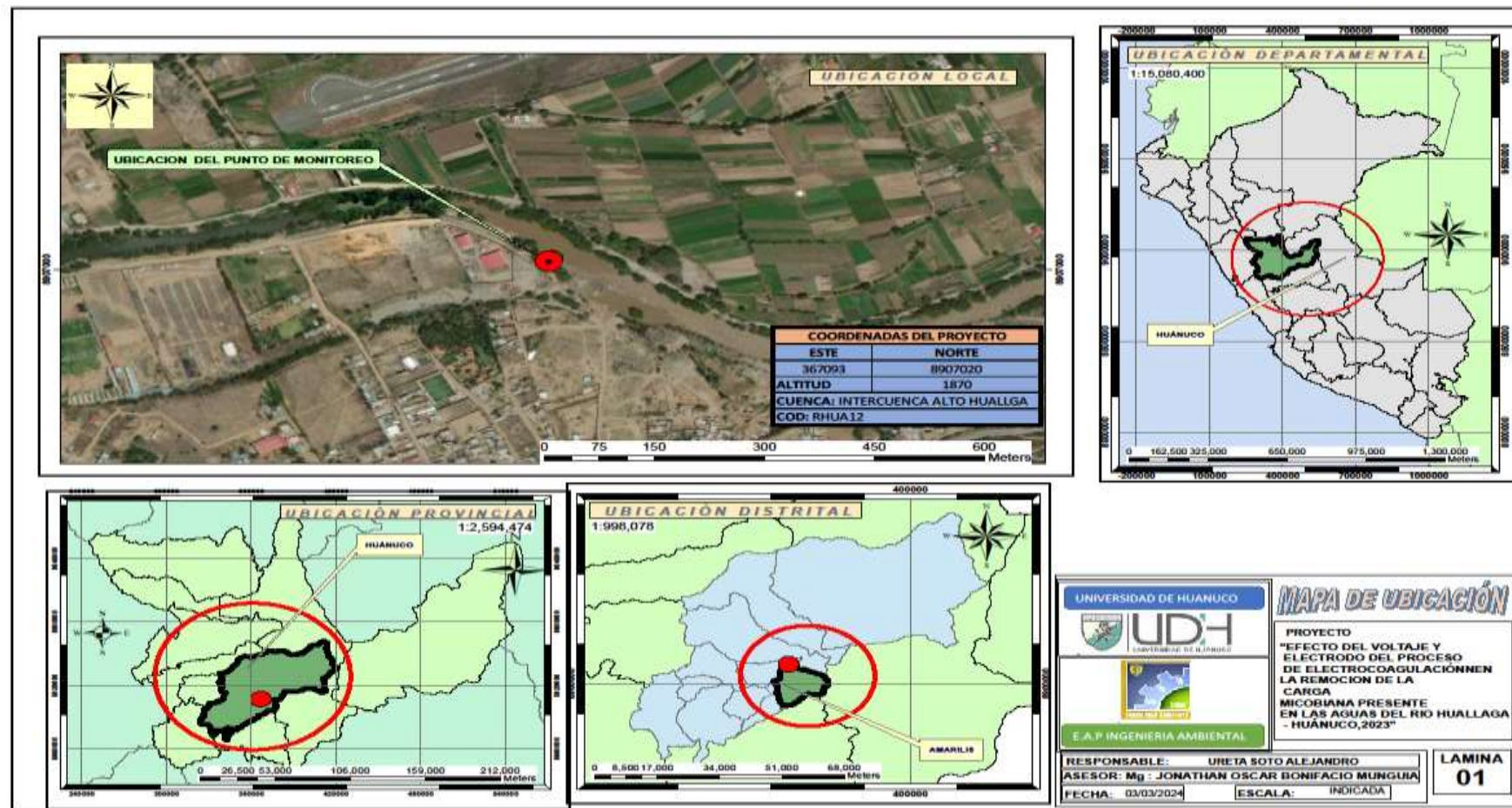
MESES RECOLECCIÓN DE DATOS

Meses: Julio, Agosto, Septiembre, Octubre, Noviembre, Diciembre
 Año: 2018

Nº	CO	Localidad	Coordenadas (lat, longitud)	Altura (m)	Temperatura (°C)	Humedad (%)	Velocidad del viento (km/h)	Presión (hPa)	Estado del cielo	Observaciones
1	1	La Cruz	10° 15' N, 75° 15' W	100	25.5	85	15	1015	Parcialmente nublado	
2	2	La Cruz	10° 15' N, 75° 15' W	100	25.5	85	15	1015	Parcialmente nublado	
3	3	La Cruz	10° 15' N, 75° 15' W	100	25.5	85	15	1015	Parcialmente nublado	
4	4	La Cruz	10° 15' N, 75° 15' W	100	25.5	85	15	1015	Parcialmente nublado	
5	5	La Cruz	10° 15' N, 75° 15' W	100	25.5	85	15	1015	Parcialmente nublado	
6	6	La Cruz	10° 15' N, 75° 15' W	100	25.5	85	15	1015	Parcialmente nublado	
7	7	La Cruz	10° 15' N, 75° 15' W	100	25.5	85	15	1015	Parcialmente nublado	
8	8	La Cruz	10° 15' N, 75° 15' W	100	25.5	85	15	1015	Parcialmente nublado	
9	9	La Cruz	10° 15' N, 75° 15' W	100	25.5	85	15	1015	Parcialmente nublado	
10	10	La Cruz	10° 15' N, 75° 15' W	100	25.5	85	15	1015	Parcialmente nublado	
11	11	La Cruz	10° 15' N, 75° 15' W	100	25.5	85	15	1015	Parcialmente nublado	
12	12	La Cruz	10° 15' N, 75° 15' W	100	25.5	85	15	1015	Parcialmente nublado	

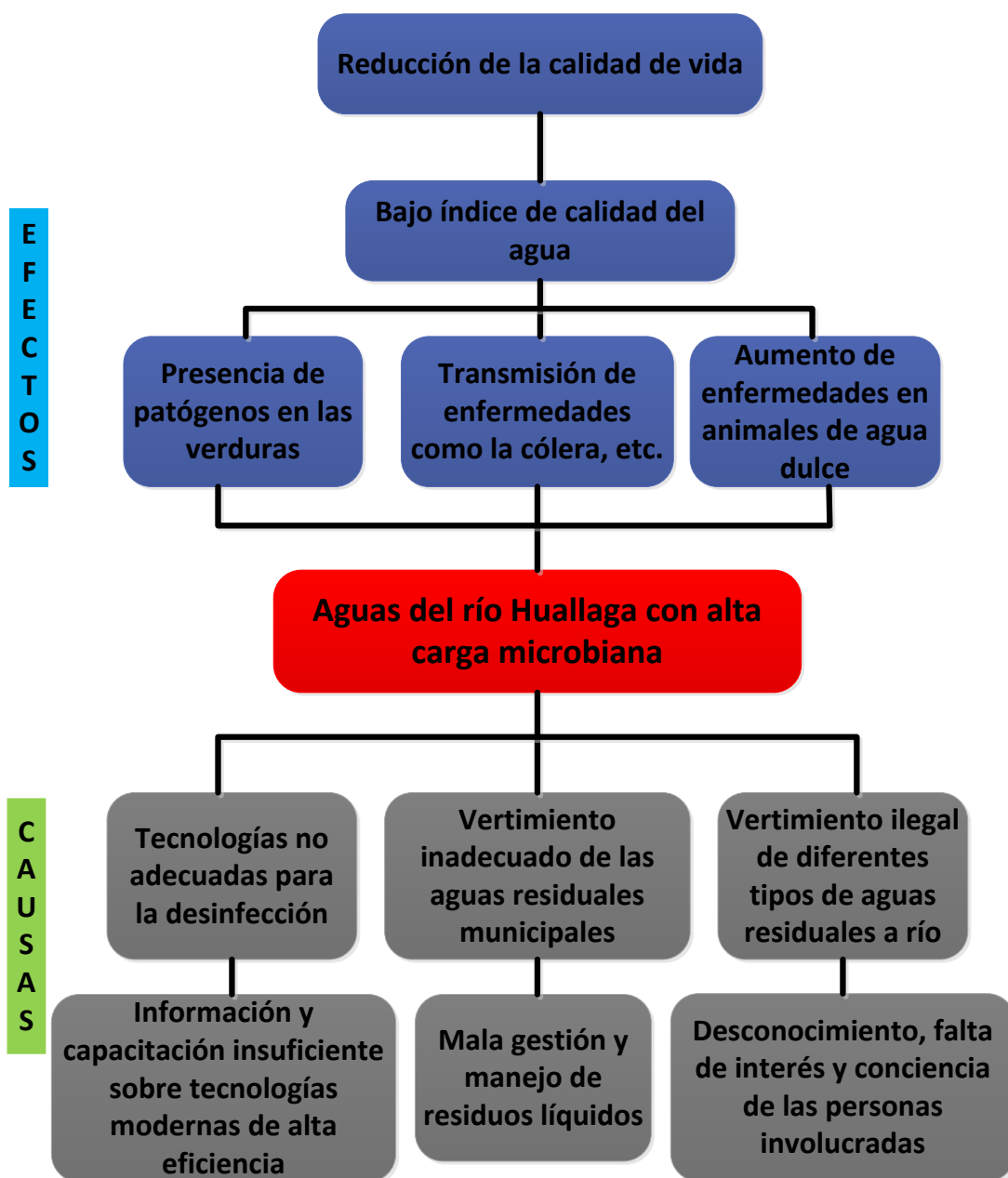
ANEXO 5

MAPA DE LOCALIZACIÓN Y UBICACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO



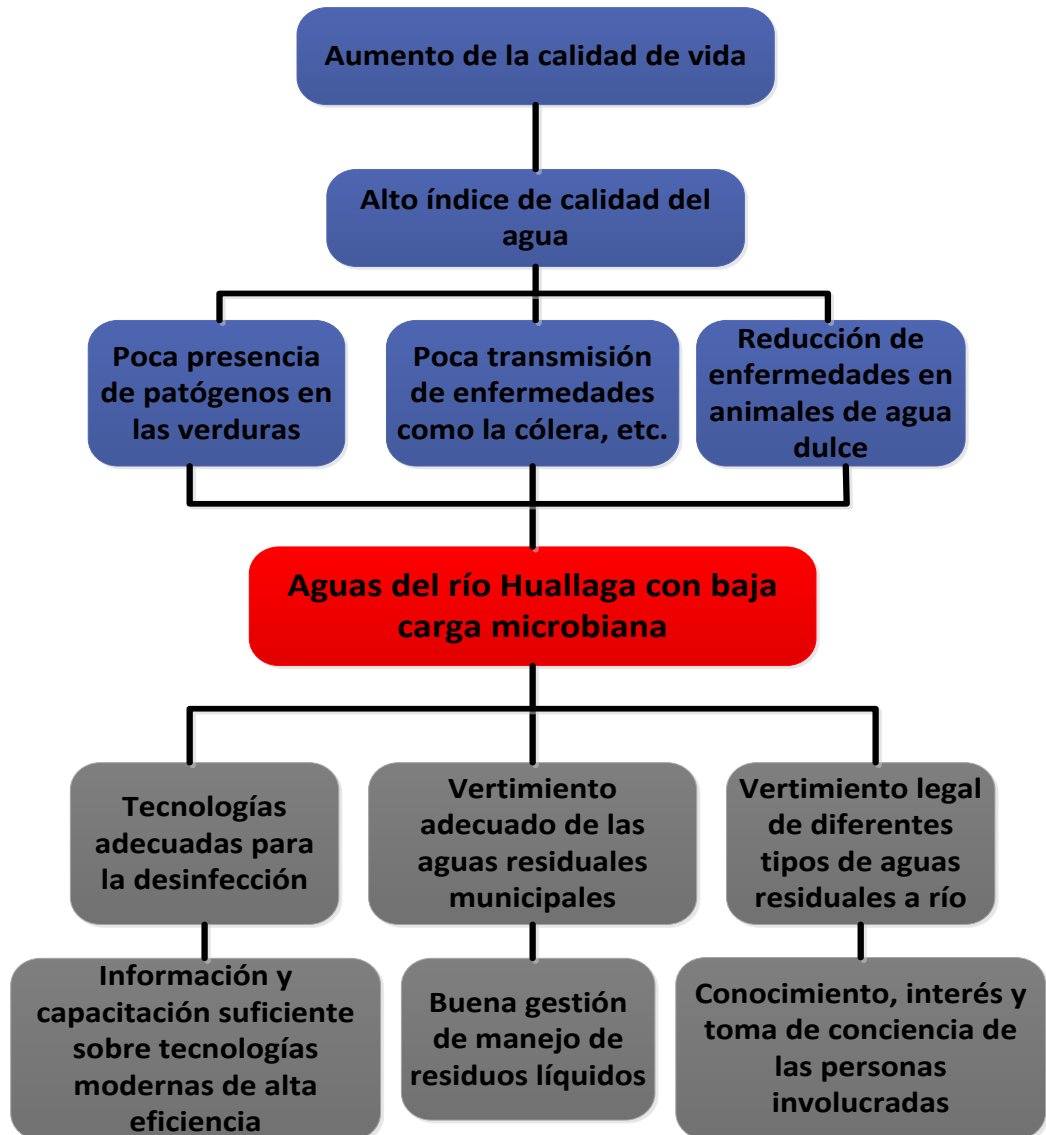
ANEXO 6

ÁRBOL DE CAUSAS Y EFECTOS



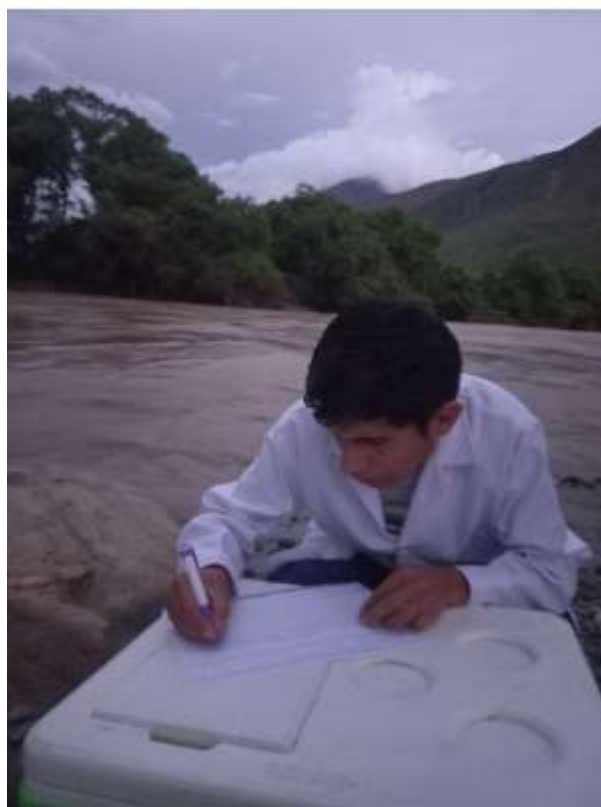
ANEXO 7

ÁRBOL DE MEDIOS Y FINES



ANEXO 8
PANELES FOTOGRÁFICOS DEL DESARROLLO DEL
PRESENTE ESTUDIO

**a.- Imágenes de la recolección de las muestras del río Huallaga en el punto de
monitoreo RHuall12**



b.- Acondicionado de las muestras para su envío



c.- Manipulación del equipo experimental



d.- Envío al laboratorio de la Universidad Nacional Mayor de San



e.- Análisis de la carga microbiológica en la UNMSM



ANEXO 9

RESULTADOS DEL LABORATORIO DE MICROBIOLOGÍA



UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

LABORATORIO DE CONTROL DE CALIDAD DE ALIMENTOS, AGUAS y
AMBIENTES

1 de 2

INFORME No 220-2024

ENSAYO REALIZADO	: Análisis Microbiológico
SOLICITANTE	: ALEJANDRO URETA SOTO RUC: 10602610352 Correo: ureta1507s@gmail.com
DIRECCION	: AAHH. SEÑOR BURGOS- PILLCOMARCA. HUANUCO
EMPRESA:	: AUS IMPORTACIONES JR. HUALLAYCO 945 - STAND D4. HUANUCO
PROCEDENCIA DE MUESTRA(*)	: AGUA - RIO HUALLAGA
IDENTIFICACION MUESTRA(*)	: M1 – agua no tratada Rio Huallaga M2 – agua tratada: Cu10V M3 – agua tratada: Acero inoxidable 20V M4 – agua tratada: Al 20V M5 – agua tratada: Fe 20V M6 – agua tratada: Cu 20V M7 – agua tratada: Acero inoxidable 10V M8 – agua tratada: Al 10V M9 – agua tratada: Fe 10 V
PRESENTACION	: En frasco de poliestireno de 500 mL.
CONDICIONES DE RECEPCION	: Temperatura de 4°C.
FECHA DE RECEPCION	: 04-03-2024 Hora: 14.27
FECHA DE ANALISIS	: 04-03-2024 Hora: 16.30
FECHA DE TERMINO	: 08-03-2024 Hora: 20.00

I. RESULTADOS. –

Ciudad Universitaria -AV. VENEZUELA CDRA. 34 - LIMA Tel. 619-7000 Anexo 1535, Cel. 972625116



UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

**LABORATORIO DE CONTROL DE CALIDAD DE ALIMENTOS, AGUAS y
AMBIENTES**

2 de 2

Muestras (*)	Numeración de Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	Numeración de Escherichia coli (NMP/100mL)
M1 – sin tratar	1,100	320
M2 (Cu 10V)	7,8	< 1,8
M3 (Acero 20V)	330	< 1,8
M4 (Al 20V)	33	< 1,8
M5 (Fe 20V)	31	< 1,8
M6 (Cu 20V)	< 1,8	< 1,8
M7 (Acero 10V)	640	4,5
M8 (Al 10V)	92	2,0
M9 (Fe 10V)	35	< 1,8

Metodología:

- Numeración de Coliformes Termotolerantes (Fecales): 9221 E. Thermotolerant (Fecal) Coliform Procedure. SMEWW. APHA AWWA WEF 24th Edition. 2023.
- Numeración de Escherichia coli: 9221 G.2. Other Escherichia coli Procedures. SMEWW. APHA AWWA WEF 24th Edition. 2023

Observaciones:

- (*): Datos proporcionados por el solicitante.

-----FIN-----

Lima, 18 de Marzo del 20224

Dr. Germán Vergaray Ulffe
Director del Laboratorio