



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA



**OPTIMIZACIÓN EN LA REMOCIÓN DE ZINC POR
COAGULACIÓN CON SULFATO DE ALUMINIO EN EL RÍO
ANTAUTA DEL DISTRITO DE ANTAUTA**

TESIS

PRESENTADA POR:

LUCILA TURPO TRUJILLO

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO QUÍMICO

PUNO – PERÚ

2024



NOMBRE DEL TRABAJO

OPTIMIZACIÓN EN LA REMOCIÓN DE ZINC POR COAGULACIÓN CON SULFATO DE ALUMINIO EN EL RÍO ANTAUTA DEL DI

AUTOR

Lucila Turpo Trujillo

RECuento DE PALABRAS

13346 Words

RECuento DE CARACTERES

70279 Characters

RECuento DE PÁGINAS

86 Pages

TAMAÑO DEL ARCHIVO

12.4MB

FECHA DE ENTREGA

May 10, 2024 7:44 AM GMT-5

FECHA DEL INFORME

May 10, 2024 7:45 AM GMT-5

● **18% de similitud general**

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

- 17% Base de datos de Internet
- Base de datos de Crossref
- 11% Base de datos de trabajos entregados
- 2% Base de datos de publicaciones
- Base de datos de contenido publicado de Crossref

● **Excluir del Reporte de Similitud**

- Material bibliográfico
- Material citado
- Material citado
- Coincidencia baja (menos de 12 palabras)


Ing. Mg. Higinio Alberto Zuñiga Sanchez
DOCENTE PRINCIPAL DE
FACULTAD DE INGENIERIA QUIMICA
UNA - PUNO




D. Sc. German Quille Calizaya
DIRECTOR DE LA UNIDAD DE INVESTIGACIÓN
FIQ-UNA - PUNO

Resumen



DEDICATORIA

Dado que han estado a mi lado emocional y moralmente a lo largo de mi trayectoria académica, quisiera dedicar mi tesis a mi familia.

Mis hijos, que me han inspirado a tener éxito académico y a darles un buen ejemplo, también merecen mi gratitud.

Desde arriba, me inspira a seguir trabajando en mis creaciones mi madre, Benedicta Trujillo Tipo..

Lucila Turpo Trujillo



AGRADECIMIENTOS

Mi más profunda gratitud a Dios, que ha sido mi roca y mi fuente de fortaleza en las buenas y en las malas.

Gracias a mi familia por apoyarme tanto en mis actividades académicas y por estar siempre ahí para escucharme y darme palabras de aliento.

A lo largo del proceso de escribir mi tesis y desarrollar mis habilidades de investigación, mi tutor ha sido una increíble fuente de ánimo, perspicacia y apoyo; le estoy profundamente agradecida por todo esto y más.

También quiero dar las gracias a todos los que me ayudaron de alguna manera mientras trabajaba en mi tesis.

Lucila Turpo Trujillo



ÍNDICE GENERAL

	Pág.
DEDICATORIA	
AGRADECIMIENTOS	
ÍNDICE GENERAL	
ÍNDICE DE TABLAS	
ÍNDICE DE FIGURAS	
ÍNDICE DE ANEXOS	
RESUMEN	12
ABSTRACT.....	13
CAPÍTULO I	
INTRODUCCIÓN	
1.1. OBJETIVOS.....	16
1.1.1. Objetivo general	16
1.1.2. Objetivos específicos	16
CAPÍTULO II	
REVISIÓN DE LITERATURA	
2.1. ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN.....	17
2.2. MARCO TEÓRICO	22
2.2.1. Metales pesados	22
2.2.1.1. Importancia del análisis de los metales pesados	23
2.2.1.2. Contaminación de aguas superficiales por metales pesados	24
2.2.1.3. Factores abióticos.....	24
2.2.1.4. Vías de entrada y origen de los metales pesados en los sistemas acuáticos.....	26



2.2.1.5. Origen antropogénico.....	27
2.2.1.6. Origen natural.....	28
2.2.2. El zinc	29
2.2.2.1. Fuentes de Zinc	30
2.2.2.2. Propiedades físico-químicas del Zinc	31
2.2.2.3. Efectos del zinc sobre la salud	31
2.2.3. Adsorción	32
2.2.3.1. Características de un adsorbente.	33
2.2.4. Coagulación.....	34
2.2.4.1. Mecanismos de la coagulación.....	35
2.2.4.2. Principales coagulantes	36
2.2.4.3. Sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$).....	37
2.2.4.4. Cloruro de aluminio (AlCl_3).....	38
2.2.4.5. Reacciones de aluminato sódico	38
2.2.4.6. Sulfato ferroso (FeSO_4).....	38
2.2.4.7. Sulfato férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$)	39
2.2.4.8. Cloruro férrico (FeCl_3).....	39
2.2.5. Floculación.....	40
2.2.5.1. Factores que influyen en la floculación	41
2.2.5.2. Tipos de floculantes	41

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. LUGAR DE EJECUCIÓN	46
3.2. MATERIALES.....	47
3.2.1. Materia prima	47



3.2.1.1. Materiales de laboratorio.....	47
3.2.1.2. Equipos de laboratorio	48
3.2.1.3. Reactivos	48
3.3. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL	48
3.3.1. Técnicas de muestreo	48
3.4. CARACTERIZAR LA CONCENTRACIÓN DE ZINC DE LAS AGUAS DEL RIO ANTAUTA.	49
3.4.1. Caracterización del agua del rio Antauta contaminado con zinc	49
3.4.2. Análisis químico de las aguas del rio Antauta	50
3.5. DETERMINAR LOS PARÁMETROS ÓPTIMOS DE pH, CONCENTRACIÓN DEL COAGULANTE Y TIEMPO DEL PROCESO DE REMOCIÓN DE ZINC POR COAGULACIÓN CON SULFATO DE ALUMINIO.	51
3.5.1. Proceso de coagulación	51
3.6. DETERMINAR EL MODELO MATEMÁTICO PARA EL PROCESO DE REMOCIÓN DE ZINC DE LAS AGUAS DEL RIO ANTAUTA.	53
3.6.1. Modelo matemático.....	53
3.6.2. Variables de trabajo.....	54
3.6.3. Rendimiento de remoción de zinc.....	55
CAPÍTULO IV	
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	
4.1. RESULTADOS.....	58
4.1.1. Caracterización del agua del rio antauta contaminado con zinc.	58
4.1.2. Parámetros óptimos de Ph., concentración del coagulante y tiempo del proceso de remoción de zinc por coagulación con sulfato de aluminio..	60



4.1.3. Modelo matemático para el proceso de remoción de zinc de las aguas del rio antauta.....	61
4.2. DISCUSIÓN	62
V. CONCLUSIONES.....	64
VI. RECOMENDACIONES	65
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	66
ANEXOS.....	70

Área: Medio ambiente.

Tema: Tecnología ambiental y recursos naturales.

Fecha de sustentación: 31/01/24



ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Concentración de metales pesados en varios tipos de rocas (mg/g).....	29
Tabla 2. Propiedades físico-químicas del zinc	31
Tabla 3. Valores límite de las aguas residuales destinadas a la descarga con zinc en ríos y lagos.....	50
Tabla 4. Análisis químico de 8 muestras de agua del río Antauta.....	50
Tabla 5. Condiciones de operación en los experimentos de coagulación.....	52
Tabla 6. Variables para el diseño factorial	54
Tabla 7. Número de pruebas y variables	55
Tabla 8. Cálculo del porcentaje de rendimiento del diseño factorial para el zinc ...	55
Tabla 9. Matriz del diseño factorial para el modelo matemático	56
Tabla 10. Resultado de las pruebas de remoción de zinc en las muestras de agua del río Antauta	58
Tabla 11. Zinc recuperado de la muestra tratada.....	59
Tabla 12. Resultados de la concentración de zinc recuperado de la muestra por coagulación con sulfato de aluminio en el río Antauta.	60
Tabla 13. Cálculo del % del rendimiento para el diseño factorial.....	72
Tabla 14. Análisis de varianza para Y	74
Tabla 15. Coeficiente de la regresión para Y	75
Tabla 16. Camino de máximo ascenso para Y	76
Tabla 17. Optimizar respuesta	76



ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Ciclo biogeoquímico general de los metales pesados	27
Figura 2. Neutralización de cargas.....	35
Figura 3. Ciudad de Antauta	46
Figura 4. Ubicación de la ciudad de Antauta	47
Figura 5. Toma de muestras en el río Antauta	49
Figura 6. Diagrama de flujo del proceso de coagulación.....	52
Figura 7. Diseño Factorial.....	57
Figura 8. Eficiencia de remoción de zinc a diferentes pH	59
Figura 9. Pareto estandarizado para Y	77
Figura 10. Efectos principales para Y	77
Figura 11. Contornos de superficie de la respuesta estimada	78
Figura 12. Toma de muestras de agua del río Antauta cerca del puente.....	79
Figura 13. Pesando el sulfato de aluminio para cada vaso de precipitado	79
Figura 14. Pesando 30 mg de sulfato de aluminio	80
Figura 15. Pesando 40 mg de sulfato de aluminio	80
Figura 16. Determinando el pH para cada una de las 8 muestras	81
Figura 17. Determinando el pH para cada muestra.....	81
Figura 18. Proceso de coagulación-floculación con agua del río Antauta con zinc ..	82
Figura 19. Filtración de cada muestra del proceso de coagulación de zinc	82
Figura 20. Muestras listas para ser llevados a su análisis químico final.....	82



ÍNDICE DE ANEXOS

	Pág.
ANEXO 1. Marco legal: D.S. 004-2017-MINAM aprueban Estándares Nacionales de Calidad Ambiental (ECA) para agua y establece Disposiciones Complementarias.....	71
ANEXO 2. Cálculos de la metodología de trabajo.....	72
ANEXO 3. Datos experimentales para determinar el modelo matemático- análisis estadístico para el zinc.....	74
ANEXO 4. Evidencias fotográficas.....	79
ANEXO 5. Informe de análisis de agua.....	83
ANEXO 6. Declaración jurada de autenticidad de tesis.....	85
ANEXO 7. Autorización para el deposito de tesis en el Repositorio Institucional.....	86



RESUMEN

El propósito de este estudio se centró en eliminar el zinc presente en las aguas del río Antauta, ubicado en el distrito de Antauta, Departamento de Puno, mediante el uso de sulfato de aluminio como agente coagulante. Se recopilaron 8 muestras en recipientes de polietileno de 200 cm³ cada uno, los cuales se mantuvieron refrigerados hasta su traslado al laboratorio. Las propiedades del agua del río Antauta se caracterizaron por la presencia de zinc, cuyos niveles excedían el límite máximo permitido de 0,12 mg/L. Tras el proceso de coagulación con sulfato de aluminio, se logró una eficiencia del 89,51%, reduciendo la concentración de zinc a 0,079 mg/L. Los parámetros utilizados incluyeron una concentración de sulfato de aluminio Al₂(SO₄)₃ de 70 mg/L, un tiempo de agitación de 90 minutos y un pH de 9. El modelo matemático mostró un coeficiente de correlación de $R^2 = 89,51\%$ para las aguas del río Antauta, indicando así la idoneidad del proceso de coagulación.

Palabras claves: Antauta, Coagulación. Optimización, Sulfato de aluminio, Zinc



ABSTRACT

The purpose of this study was to eliminate the zinc present in the waters of the Antauta River, located in the district of Antauta, Department of Puno, by using aluminum sulfate as a coagulating agent. Eight samples were collected in polyethylene containers of 200 cm³ each, which were kept refrigerated until they were transferred to the laboratory. The properties of the water from the Antauta River were characterized by the presence of zinc, whose levels exceeded the maximum permitted limit of 0.12 mg/L. Following the coagulation process with aluminum sulfate, an efficiency of 89.51% was achieved, reducing the zinc concentration to 0.079 mg/L. The parameters used included an aluminum sulfate Al₂(SO₄)₃ concentration of 70 mg/L, an agitation time of 90 minutes and a pH of 9. The mathematical model showed a correlation coefficient of R² = 89.51% for the waters of the Antauta River, indicating the suitability of the coagulation process.

Keywords: Antauta, Coagulation. Heavy metals, Aluminum sulfate, Zinc



CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

El agua, siendo el elemento esencial para la existencia de la vida en la Tierra, representa el recurso fundamental para la supervivencia de todos los organismos. A pesar de esta importancia crucial, parece que la humanidad no muestra preocupación al contaminar de manera sistemática los ríos, los océanos y cualquier otro cuerpo de agua. (Rivera, 2001)

La presencia de metales pesados en el agua debido a descargas industriales representa una amenaza para la salud humana, lo que ha llevado a los gobiernos a implementar regulaciones más rigurosas. Esto, a su vez, ha impulsado una mayor investigación y desarrollo de métodos más eficientes para eliminar estos metales pesados como el plomo (Pb), zinc (Zn), cadmio (Cd), mercurio (Hg), manganeso (Mn) y otros, buscando reducir costos y aprovechar los recursos naturales disponibles. (Ribeiro *et al*, 2008).

Para tratar efluentes líquidos que contienen metales pesados, se emplean diversos enfoques de remediación, entre los cuales se destacan los siguientes métodos ampliamente utilizados: precipitación, intercambio iónico, ósmosis inversa y adsorción. (Ribeiro *et al*, 2008).

Los metales pesados son resistentes a la descomposición química o biológica, lo que significa que, una vez liberados, permanecen en el medio ambiente durante largos periodos de tiempo. Esto provoca la contaminación del agua y del suelo, así como riesgos potenciales para la salud humana. Además, la concentración de estas sustancias aumenta en el interior de los organismos cuando son digeridas por niveles tróficos superiores, lo



que da lugar a un posible envenenamiento cuando se ingieren plantas o animales infectados.

En el contexto laboral, muchas ocupaciones involucran el manejo y la exposición a metales pesados, con consiguientes riesgos ocupacionales de envenenamiento. Ejemplos de tales actividades incluyen la minería, las industrias de manufactura, las fundiciones y la metalurgia en general. (Ribeiro, 2008).

El uso de productos químicos como aluminio, magnesio, manganeso, hierro, cobre y otros en nuestro país está vinculado a la presencia de metales pesados. Esto se debe a que nuestra nación se caracteriza por su industria minera, la cual es una valiosa fuente de ingresos, pero también se reconoce como un factor de riesgo ambiental y ocupacional, ya que la intoxicación por metales pesados es un factor contribuyente a los problemas de salud en la población.

Para lograr este objetivo, se han implementado regulaciones que establecen restricciones en las concentraciones máximas de ciertos metales en los efluentes antes de su liberación en el entorno. Además, se realizan investigaciones, como la presente, con el propósito de eliminar de manera eficiente y económica los metales tóxicos de las descargas. (Lara, 2007).

Los mineros informales en Rinconada, Cerro Lunar y otras zonas dentro del departamento generan un impacto ambiental al verter contaminantes químicos, metales, compuestos orgánicos y sólidos en suspensión directamente en la cuenca Crucero-Azángaro y el río Antauta. Esta actividad tiene efectos perjudiciales en la vegetación y la vida animal del río, además de causar impactos negativos en los agricultores y regantes de toda la cuenca. Además, desempeña un papel sustancial en la contaminación del lago Titicaca.



El propósito central de este proyecto consiste en eliminar el zinc (Zn) presente en el agua del río Antauta mediante el proceso de coagulación utilizando sulfato de aluminio.

Los resultados obtenidos en estos experimentos se han cotejado con investigaciones previas sobre la eliminación de zinc mediante coagulación y floculación, así como mediante agitación magnética, con el propósito de analizar posibles diferencias en los mecanismos involucrados en este proceso.

1.1. OBJETIVOS

1.1.1. Objetivo general

Determinar el proceso de optimización en la remoción de zinc por coagulación con sulfato de aluminio en el río Antauta del distrito de Antauta

1.1.2. Objetivos específicos

- Caracterizar la concentración de zinc de las aguas del **rio Antauta**
- Determinar los parámetros de pH, concentración del coagulante y tiempo del proceso de remoción de zinc por coagulación con sulfato de aluminio.
- Determinar el modelo matemático para el proceso de remoción de **zinc** de las aguas del **rio Antauta**.



CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN

Quispe, (2015) evaluó la eliminación de zinc utilizando salmuera de NaCl a pH 4, donde se lograron porcentajes de remoción de 41,7%, 34,2% y 36,5%, respectivamente. A un pH de 7, se obtuvieron tasas de eliminación del 99,8%, 99,7% y 99,6%, respectivamente. Asimismo, con el uso de aserrín de pino (*Pinus sylvestris*) a pH 4, se alcanzaron tasas de remoción del 40,5%, 25,1% y 15,9%, respectivamente.

En sus conclusiones, Quispe determinó que la capacidad de adsorción del zinc en la salmuera fue de 5,59 (mg/g), mientras que en el aserrín fue de 2,29 (mg/g), utilizando relaciones de adsorción/solución (A/S) de 1/20 para la salmuera y 1/40 para el aserrín. La eliminación fue de 1,7 mg Zn²⁺/g de adsorbente en el caso de la salmuera y 2,25 mg/g en el caso del aserrín. Al analizar las curvas cinéticas, se observó un comportamiento similar entre ambos materiales, similar al alcanzado por la salmuera. Con respecto a las isothermas de adsorción, no se logró alcanzar un equilibrio dinámico en ninguna de las relaciones A/S 1/10. Asimismo, se asumió que las moléculas son adsorbidas en lugares específicos de acuerdo con las isothermas de adsorción ajustadas al modelo de Langmuir.

Apaza (2013) en su investigación empleó el proceso de precipitación alcalina, utilizando hidróxido de calcio y hidróxido de sodio como floculantes. Los resultados mostraron un pH de 9,77 con Ca(OH)₂ y un pH de 8,92 con NaOH. La velocidad de agitación utilizada para ambos hidróxidos fue de 40 rpm durante 20 minutos, lo que resultó en una eficiencia de remoción del 99,50% para el zinc (Zn) y el 99,10% para el plomo (Pb) con Ca(OH)₂, mientras que con NaOH, la eficiencia de remoción fue del



98,554% para el Pb y el 99,06% para el Zn. La concordancia entre los valores previstos y los observados en los experimentos constituyó una prueba fehaciente de que el modelo matemático era correcto.

Berrosapi (2019), en su investigación realizada utilizó dolomita para tratar aguas ácidas con un pH de 1,91 y 500 mL de volumen. Los resultados demostraron que con 25 g de dolomita, en el caso P.1, se logró una eficiente eliminación de metales, con porcentajes de remoción del 99% para el cobre, el 99.85% para el hierro, el 96.16% para el plomo, el 99.67% para el cadmio y el 59.32% para el zinc. En cuanto al caso P.2, se obtuvieron porcentajes de remoción del 99.68% para el plomo, el 99.88% para el hierro, el 99.12% para el cobre y el 66.05% para el zinc. Estos resultados indican que la cantidad de 25 g de dolomita es adecuada para tratar 500 ml de aguas ácidas con un pH inferior a 2.

Vilca (2018) en su estudio logró recuperar 108,2 mg/L de zinc (98,65%) y 1,97 mg/L de cadmio (99,05%) utilizando el reactivo MPP50 como agente floculante. Se realizó una investigación para examinar el impacto de la velocidad de agitación y el pH en el proceso de coagulación-floculación en la recuperación de zinc y cadmio. Además, se creó un modelo matemático mediante análisis estadístico, que determinó que el pH ideal es de 8,9 y el periodo óptimo de floculación es de 20 minutos, manteniendo una velocidad de agitación de 50 rpm. El modelo matemático demostró una fuerte correlación entre los resultados obtenidos para las variables volumen (V), tiempo (t) y pH. Los resultados pusieron de relieve la importancia del pH y de la velocidad de agitación como principales factores que afectan al proceso de recuperación del zinc y del cadmio, respectivamente.



En su estudio reciente, Chambi (2022) analizó los parámetros físico-químicos del agua del río, que incluía una concentración de zinc de 0,835 mg/L. Utilizó 50 mg de carbón activado en un total de 7 repeticiones y empleó una velocidad de agitación de 500 rpm durante un tiempo de mezcla que varió de 25 a 180 minutos utilizando un agitador magnético. Los resultados mostraron un rendimiento del 95,447%, con una concentración final de zinc de 0,03802 mg/L, y el pH óptimo para la adsorción fue de 6,5. Como conclusión de su investigación, Chambi concluyó que el pH es el factor más significativo en el proceso de recuperación del zinc. El valor de correlación obtenido, $R^2 = 92,98\%$, indica que el procedimiento de adsorción de zinc mediante carbón activado fue muy satisfactorio y adecuado.

Rodríguez (2012) logró extraer el cadmio (II) presente en las aguas residuales de la ciudad de Puno utilizando carbón activado obtenido a partir de serrín de pino (*Pinus sylvestris*). Este carbón activado se produjo mediante un proceso de activación a una temperatura de 700°C, en la proporción R-1,0/700, logrando una capacidad máxima de adsorción de 48 mg/g de cadmio por cada gramo de carbón.

En el proceso de adsorción del cadmio (II), se observó que el pH desempeñaba un papel importante en la relación R-1,0/700. La capacidad de adsorción (q_e) aumentaba, alcanzando un punto máximo a un pH de 5, donde la cantidad máxima de cadmio adsorbido fue de 48 mg/g por gramo de carbón activado. Los parámetros empleados en la investigación incluyeron un pH de 5, un tiempo de contacto de 300 minutos y 50 mg de carbón activado. La relación R – 1,0/700 demostró un rendimiento de recuperación del cadmio del 95% en las aguas residuales de la Bahía del lago de la ciudad de Puno.

Chagua, *et al* (2016). Llevaron a cabo una investigación en la cual cuantificaron la presencia de diversos metales en el agua, encontrando concentraciones de cobre de



0.012 mg/L, hierro de 0.008 mg/L, plomo de 0.001 mg/L y zinc de 0.023 mg/L. Durante el análisis físico-químico del agua, evaluaron cómo la temperatura afectaba la eliminación del cobre, con valores oscilando entre 12.25 y 17.35°C, y posteriormente, examinaron el tratamiento del zinc en un rango de temperaturas de 11.80 a 15.0°C. Asimismo, para entender la influencia del pH en la eliminación de estos metales, observaron que el pH variaba de 2.58 a 3.68 durante la remoción del cobre y de 2.51 a 3.33 durante el tratamiento del zinc. El período de estudio abarcó desde cero hasta 15 días, y los resultados mostraron que la eliminación de cobre varió de 5.00 a 0.93 ppm, mientras que para el zinc osciló entre 5.00 y 2.13 ppm. En resumen, lograron eliminar el 81.50% del cobre y el 57.50% del zinc.

Moreno, *et al* (2017), llevaron a cabo una investigación que abarcó la detección y cuantificación de varios metales en las aguas de la bahía interior del Lago Titicaca, incluyendo cobre (Cu), zinc (Zn), plomo (Pb), cadmio (Cd), arsénico (As) y mercurio (Hg) mediante espectrometría de absorción atómica por plasma. El estudio se realizó en diversas estaciones, y se observó que no había una gran variación en la concentración de metales entre estas estaciones, lo cual fue respaldado por análisis estadísticos con un valor de $p \leq 0.05$. Sin embargo, se notó que durante las épocas de estiaje se registró una mayor concentración de metales. En resumen, se determinó que las aguas de la bahía interior contienen cantidades sustanciales de metales, y es probable que estas concentraciones se mantengan constantes a lo largo del año. Esto podría tener ramificaciones adversas tanto para la ecología como para el bienestar de quienes realizan actividades dentro de la bahía.

Cosme (2017) diseñó su estudio utilizando la concentración de coagulante como variable independiente y el porcentaje de eliminación de plomo como variable dependiente. Para llevar a cabo su investigación, preparó una solución acuosa de plomo con una concentración inicial de 5 ppm. Durante el proceso experimental, empleó un



equipo de prueba de jarras para llevar a cabo las etapas de coagulación, floculación y sedimentación. Los coagulantes utilizados en el estudio fueron el Huaraco (*Opuntia floccosa*) y el coagulante sintético Policloruro de Aluminio. Estos coagulantes se aplicaron en concentraciones de 10, 20, 30, 40 y 50 ppm, respectivamente. El proceso de coagulación se llevó a cabo durante 20 minutos a una velocidad de agitación de 50 rpm, seguido de un período de sedimentación de 30 minutos tras la finalización de la coagulación.

Los resultados mostraron que se logró una eliminación del 88,36% de plomo utilizando el Tratamiento 1 (Policloruro de aluminio, 20 218 ppm), mientras que el Tratamiento 3 (*Opuntia floccosa*, 30 ppm) logró una eliminación del 73,41% de plomo. En base a estos resultados, se concluyó que tanto el tipo como la concentración de coagulante ejercen una influencia significativa en la eliminación de plomo en el proceso.

Condori (2011) examinó la influencia de varios parámetros de activación en las propiedades adsorbentes del carbón, incluyendo la relación [agente activante (g)/ precursor (g)], el tiempo de contacto y el pH. En su investigación sobre la capacidad de adsorción de Pb (II) en un efluente industrial, utilizó carbón activado que mostró una destacada capacidad de adsorción. Durante la preparación y activación de los carbones, se obtuvieron áreas superficiales elevadas de 650,7 m²/g, lo que se tradujo en una capacidad de adsorción de 78 mg de Pb/g de carbón activado. La investigación descubrió que el pH tenía el impacto más significativo en la adsorción de plomo, lo que resultó en la eliminación del 99,8% de Pb(II) y zinc en el efluente de la mina San Ignacio.

Mauro, (2014), reportó resultados que señalan que en los seis lugares de muestreo, los sedimentos mostraron valores de pH ligeramente alcalinos. En particular, se identificó que el sitio Mel presentaba una moderada salinidad, y el contenido de carbono total



variaba en un rango del 1,4% (Cla) al 10% (Mel). Además, se analizó la concentración de cuatro metales en la fracción pseudototal y se midieron los cationes mediante espectroscopia de absorción atómica (EAA) en las seis localizaciones. Los resultados indicaron que el Mn^{+2} y el Ca^{+2} estaban presentes en cantidades elevadas, con valores que oscilaban entre 43,2-1600 $\mu g/g$ y 2,9-154 mg/L, respectivamente. Sin embargo, cuando los aniones se miden mediante cromatografía líquida de alto rendimiento de intercambio iónico (IE-HPLC), se detecta una mayor cantidad de SO_4^{2-} , con cantidades que oscilan entre 78,0 y 2.000 mg/L.

El tiempo de equilibrio se estableció a las 48 horas, lo que se confirmó mediante la aplicación del modelo cinético de Elovich.

2.2. MARCO TEÓRICO

2.2.1. Metales pesados

Los metales pesados son sustancias de alta masa molecular presentes en la naturaleza y ampliamente distribuidas, algunos de los cuales son muy útiles en diversas aplicaciones, como el plomo en la fabricación de tuberías y el zinc. Sin embargo, cuando se trata de contaminación, estos metales pesados tienen efectos perjudiciales en la salud, afectando varios órganos del cuerpo humano (Diez, 2008).

En el reino de los metales, se distinguen aquellos que son esenciales para los seres vivos de los que no lo son, si bien la frontera entre ambos grupos no se encuentra claramente definida y la lista de elementos biológicamente relevantes continúa en constante expansión con el tiempo. En general, se reconocen como elementos esenciales al hierro (Fe), manganeso (Mn), zinc (Zn), cobre (Cu), cobalto (Co) y molibdeno (Mo). Al níquel (Ni) y al cromo (Cr) se les atribuye un



papel beneficioso, mientras que se considera que elementos como el cadmio (Cd), mercurio (Hg), plomo (Pb) y arsénico (As) carecen de una función biológica definida. Los efectos tóxicos de los metales en los seres humanos, especialmente el cadmio, zinc, mercurio, plomo y los metaloides como el arsénico, que representan algunos de los más peligrosos, han sido exhaustivamente documentados, y se pueden encontrar referencias que proporcionan información detallada sobre estos metales (Diez, 2008).

2.2.1.1. Importancia del análisis de los metales pesados

Las actividades humanas generan contaminación en cuerpos de agua como ríos y lagos debido al uso de diversos compuestos comunes en la vida cotidiana. Entre los componentes químicos potencialmente más peligrosos se encuentran los metales pesados, que incluyen el antimonio (Sb), arsénico (As), manganeso (Mn), cadmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), mercurio (Hg), níquel (Ni), plomo (Pb), selenio (Se) y zinc (Zn). La relevancia de estudiar los metales pesados en el agua y los sedimentos radica en su alta toxicidad, larga persistencia y capacidad de acumulación rápida en organismos vivos. Los efectos perjudiciales de estos metales no suelen ser evidentes a corto plazo, pero pueden tener un impacto significativo en el medio ambiente y la salud a mediano y largo plazo. Los metales son difíciles de eliminar del entorno, ya que los organismos los incorporan a sus tejidos y posteriormente son transferidos a través de la cadena alimentaria, donde finalmente se manifiestan sus efectos (Valencia, 2000).



2.2.1.2. Contaminación de aguas superficiales por metales pesados

Valencia (2000), Se observa que los metales pesados tienen tendencia a crear complejos con sustancias minerales, como carbonatos y sulfatos, y, en mayor medida, con moléculas orgánicas. Esto se atribuye a mecanismos como el intercambio iónico, la adsorción y la producción de compuestos químicos, que conducen a su acumulación en el medio ambiente, especialmente en ríos, lagos y océanos. Estos elementos pueden mostrar fluidez en la transición entre los estados sólido y líquido dentro de los sistemas acuáticos, lo que se ve afectado por variaciones tanto en los organismos vivos como en los factores no vivos.

La actividad minera es responsable de elevados niveles de metales pesados, como arsénico (As), manganeso (Mn), cadmio (Cd), cobre (Cu), plomo (Pb) y zinc (Zn), en las aguas fluviales. Estas elevadas cantidades de metales pesados tienen un importante efecto medioambiental. Por otra parte, la existencia de otros elementos no sulfurados, como cromo (Cr), níquel (Ni) y mercurio (Hg), sugiere probablemente una contaminación de metales pesados de origen humano debida a vertidos de residuos industriales.

2.2.1.3. Factores abióticos

Los elementos inherentes al metal abarcan aspectos relacionados con la composición del metal en sí. (Valdez, 2007).

- a. En la toxicidad de un metal influyen varios elementos, como su prevalencia en el medio ambiente, su estructura molecular única y el tiempo que permanece en el sistema. La naturaleza del metal y su



disponibilidad en el entorno son factores clave en esta evaluación.

Siguiendo estos dos aspectos, Wood (1974) categorizó los metales en tres grupos:

- b. No críticos: Incluye elementos como Na, K, Mg, Ca, S, N, C, P, Fe, H, Cl, Sr, F, Li, Rb, Br, Si, Mn y Al*. (*Se destaca que el aluminio puede ser tóxico para la vida terrestre y acuática en condiciones de pH bajo, según Förstne (1993)).
- c. Tóxicos muy insolubles: Comprende elementos como Ti, Ga, Nb, Rh, Hf, Zr, W, Os, Ta, Re, Ir y Ba.
- d. Muy tóxicos y relativamente disponibles: Engloba elementos como Be, Co, Ag, Cd, Cu, Au, Hg, Te, Pb, Ni, Pt, Zn, Sn, Cr, As, Se, Tl, Pd, Sb y Bi.
- e. El comportamiento del metal está influido no sólo por su naturaleza, sino también por parámetros fisicoquímicos ambientales como el pH, el potencial redox y la presencia de iones inorgánicos (tanto aniones como cationes). Estas características pueden modificarse y se ven afectadas por la presencia de minerales arcillosos e hidróxidos metálicos, la cantidad de materia orgánica, la temperatura, los niveles de oxígeno y otras variables. El comportamiento de los metales no está limitado únicamente por parámetros físico-químicos, sino que también es influenciado por factores biológicos que impactan en la solubilización, insolubilización, alteración de minerales y formación de depósitos (Valdez, 2007).

La influencia de la toxicidad de los metales pesados en los sistemas acuáticos se ve significativamente afectada a su vez por:



- a. La capacidad de absorción biológica y las defensas que los organismos puedan activar en respuesta a los metales.
- b. La capacidad de la biota para modificar la forma química de los metales.

2.2.1.4. Vías de entrada y origen de los metales pesados en los sistemas acuáticos.

De acuerdo con Valdez (2007), los principales medios por los cuales los metales ingresan al entorno acuático son los siguientes:

- a. La vía atmosférica, ya que las partículas tienden a depositarse cuando son liberadas a la atmósfera, tanto por procesos naturales como por actividades humanas, como la quema de combustibles fósiles y la fundición de metales.
- b. Otro aspecto es la terrestre, resultante de la infiltración de vertidos y de la escorrentía superficial en áreas contaminadas, como minas, la aplicación de lodos como fertilizantes, la precipitación atmosférica y la lixiviación de residuos sólidos, entre otros.
- c. La vía directa, que se refiere a la descarga de aguas residuales y efluentes industriales directamente en los cuerpos de agua.

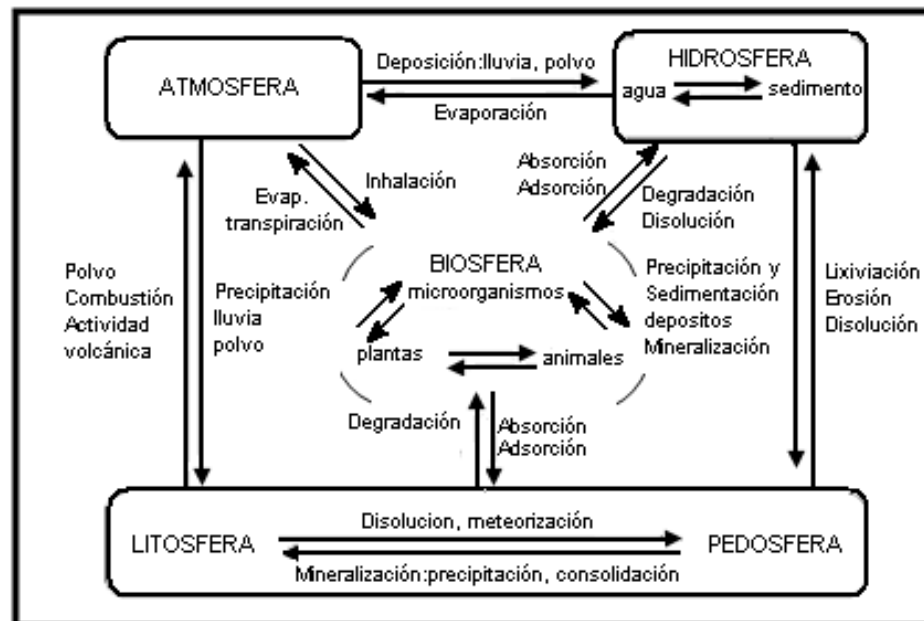


Figura 1. Ciclo biogeoquímico general de los metales pesados

Fuente: Valdez (2007)

La figura 1 ilustra los acontecimientos en los sistemas acuáticos continentales, como ríos, lagos y embalses. La actividad humana contribuye a la introducción de metales pesados, a veces como parte de procesos naturales y otras veces debido a actividades de origen humano. Por lo tanto, es importante distinguir entre la presencia de origen natural de metales pesados y de origen antropogénico (Valdez, 2007).

2.2.1.5. Origen antropogénico

La contaminación antropogénica se refiere especialmente a la causada por actividades humanas que afectan al ciclo biogeoquímico de los metales pesados. El uso de metales pesados ha ido en aumento paralelamente al progreso industrial y técnico. En la actualidad, es difícil encontrar una operación industrial o un artículo creado que no incluya la utilización de metales pesados. Los principales orígenes de la contaminación antropogénica de metales pesados se pueden clasificar en



categorías como industriales, agrícolas, ganaderos, domésticos y mineros (Ramírez, 2013).

2.2.1.6. Origen natural

La concentración de elementos metálicos en un suelo en el que no han influido las actividades humanas depende sobre todo de la composición inicial de la roca madre y de los procesos erosivos que han afectado a los materiales que la componen. Las cantidades variables de metales pesados en los sistemas fluviales, incluidas el agua, los sedimentos y las especies vivas, pueden atribuirse a la influencia de las condiciones ambientales sobre las rocas y los suelos de los que proceden. Estos valores se consideran concentraciones basales o de fondo. (Panczner, 1987).

Tabla 1.*Concentración de metales pesados en varios tipos de rocas(mg/g)*

ELEMENTOS	ROCAS			
	GRANITICAS	ARCILLAS	ARENISCAS	CARBONATOS
Antimonio	0,20		0,20	0,20
Arsénico	1,90	1,00	9,70	8,10
Cadmio	0,13	13,00	0,02	0,04
Cobre	30,00	0,42	15,00	4,00
Cromo	22,00	250,00	35,00	11,00
Mercurio	0,08	0,02	0,03	0,04
Plomo	15,00	80,00	7,00	9,00
Zin	60,00	165,00	16,00	20,00

Fuente: Panczner(1987).

La table 1, muestrazca diferentes elementos metálicos en rocas, arcillas, areniscas y carbonatos, con la concentración de metales pesados en los diferentes tipos de rocas (mg/g).

2.2.2. El zinc

Este metal azul está omnipresente en la naturaleza y aparece en muchos alimentos, así como en el suelo, el agua y el aire. Cloruros, óxidos y sulfatos son sólo algunos de los compuestos estables que puede producir.

Debido a su extrema reactividad, este elemento -que forma parte del duodécimo grupo de la tabla periódica- es muy poco común en la naturaleza en estado puro. Puede reaccionar fuertemente con sustancias químicas ácidas o alcalinas debido a su naturaleza anfótera. Con una concentración media de 60 mg/kg, el zinc es uno de los metales más abundantes de la corteza terrestre. Se ha encontrado en casi cincuenta minerales distintos, siendo los más relevantes la



esfalerita (ZnS), la smithsonita ($ZnCO_3$) y la hemimorfita ($Zn_4Si_2O_7(OH)_2 \cdot H_2O$).

En cuanto a su presencia en aguas naturales, como ríos y lagos, su concentración varía en un rango de 0,86 a 200 $\mu g/L$, mientras que en agua de mar oscila entre 0,01 y 0,62 $\mu g/L$. En partículas suspendidas en el aire, la concentración se encuentra entre 0,1 y 1,7 $\mu g/L$ (Moreno y García, 2008).

Este elemento se considera esencial ya que desempeña un papel fundamental en numerosas enzimas presentes en el organismo, y se encuentra distribuido en todos los tejidos y fluidos biológicos. Además de estar presente en los alimentos y el agua, el zinc es un componente inherente a la dieta humana; para mantener unos niveles adecuados, se recomienda consumir unos 5 mg de zinc al día. Sin embargo, es importante destacar que un exceso en la ingesta puede ocasionar efectos adversos para la salud (Moreno y García, 2008).

2.2.2.1. Fuentes de Zinc

El zinc se acumula en la cadena alimentaria debido a fuentes tanto naturales como provocadas por el hombre, como ya se ha mencionado, ya que está presente en todos los elementos del entorno natural. Entre las causas naturales se encuentran la lixiviación de rocas y suelos, los aerosoles marinos, las erupciones volcánicas y los incendios forestales espontáneos. Sin embargo, entre las variables causadas por el hombre se encuentran la fabricación de acero, las aguas residuales de zonas urbanas e industriales, los fertilizantes, los pesticidas, los fungicidas y la presencia de zinc en diversos productos como pinturas y cosméticos. El proceso de

incorporación y acumulación del zinc en la cadena trófica sigue un patrón similar al descrito anteriormente para este metal (Moreno y García, 2008).

2.2.2.2. Propiedades físico-químicas del Zinc

Tabla 2.

Propiedades físico-químicas del zinc

NOMBRE	ZINC
Número atómico	30
Valencia	2
Estado de oxidación	+2
Electronegatividad	1,6
Radio covalente(Å)	1,31
Radio iónico(Å)	0,74
Radio atómico(Å)	1,38
Configuración electrónica	[Ar]3d104s2
Primer potencial de ionización (eV)	9,42
Masa atómica(g/mol)	65,37
Densidad(g/mL)	7,14
Punto de ebullición(°C)	906
Punto de fusión(°C)	419,5

Fuente: Moreno y García (2008).

2.2.2.3. Efectos del zinc sobre la salud

El zinc es una sustancia química abundante que se produce de forma natural y puede encontrarse en muchos alimentos y en el agua potable, sobre todo cuando se conserva en recipientes metálicos. No obstante, la existencia de cantidades preocupantes de zinc en el agua potable puede atribuirse a fuentes industriales y lugares destinados a la eliminación de residuos peligrosos.

El zinc es un micronutriente crucial para el mantenimiento de la salud humana. El consumo de una cantidad excesiva de zinc en la dieta puede provocar síntomas como la reducción del apetito, la disminución de



la sensibilidad al gusto y al olfato, el desarrollo de pequeñas úlceras y la aparición de erupciones cutáneas. Una acumulación excesiva de zinc puede provocar la aparición de anomalías congénitas.

Aunque las personas suelen tolerar bastante bien el zinc, unos niveles excesivos pueden provocar graves problemas de salud, como úlceras de estómago, irritación de la piel, vómitos, náuseas y anemia. Unos niveles excesivos de zinc pueden provocar daños pancreáticos, alterar el metabolismo de las proteínas y contribuir al desarrollo de arteriosclerosis. La exposición prolongada al clorato de zinc puede provocar afecciones respiratorias. Además, unos niveles elevados de zinc en el torrente sanguíneo o la leche materna podrían representar un riesgo para la salud de los fetos y los lactantes. (Ramalho, 2003).

2.2.3. Adsorción

Kula (2008), señala que la adsorción es un proceso que implica la separación de materia de una fase y su concentración en la superficie de otra fase, generalmente sólida. Uno de los principales objetivos de la adsorción es unir iones, moléculas o partículas a la superficie de un sólido, excluyendo el fluido en este contexto.

El carbón activado, siendo un sólido poroso, tiene la capacidad de adsorber componentes que contienen grupos cromóforos (estructuras con transiciones electrónicas en la región visible del espectro electromagnético) y/o polares.

Existen dos tipos básicos de adsorción:



- **La adsorción física, o fisisorción.**

En este tipo de adsorción, las interacciones predominantes son de tipo Van der Waals.

- **Adsorción química o quimisorción**

En la adsorción química, las interacciones involucran enlaces químicos, lo que resulta en entalpías de adsorción considerablemente diferentes. Estas entalpías pueden ser del orden de 50 kJ/mol para la fisisorción y llegar hasta 400 kJ/mol para la quimisorción (Kula, 2008).

La diferencia fundamental entre estas dos categorías radica en el tipo de interacciones que se establecen entre el adsorbente y el adsorbato.

2.2.3.1. Características de un adsorbente.

Las características fundamentales que debe poseer un adsorbente para su aplicación a nivel industrial son las siguientes (Donoso, 2015).

- **Capacidad de adsorción elevada**

Esta cualidad está directamente relacionada con la extensión de su superficie y el volumen de sus poros. Una mayor capacidad de adsorción permite utilizar cantidades más pequeñas de adsorbente, lo que reduce los costos.

- **Selectividad**

La capacidad del adsorbente para seleccionar y retener específicamente ciertas sustancias se deriva de sus propiedades químicas y estructurales.



- **Propiedades mecánicas**

El adsorbente debe ser resistente a la abrasión y tener una gran fortaleza mecánica para mantener su integridad física a lo largo de múltiples ciclos de adsorción.

- **Mayor vida útil**

La vida útil del adsorbente dependerá de su naturaleza, el sistema en el que se aplique y el método de regeneración empleado.

- **Costo**

Se debe procurar que el adsorbente sea económicamente accesible, ya sea de origen sintético o natural.

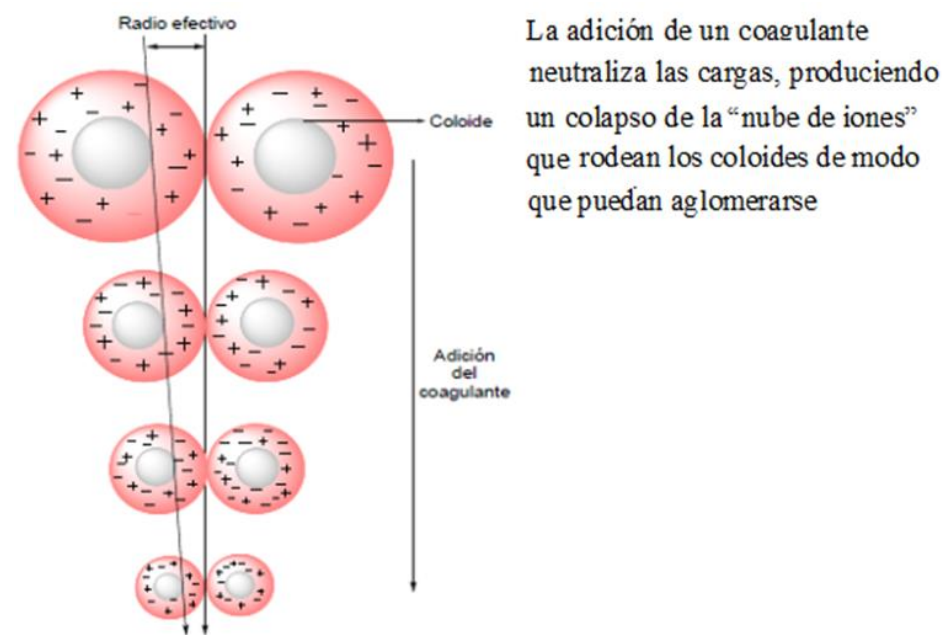
2.2.4. Coagulación

Bratby (2006) describe la coagulación como el proceso mediante el cual un sistema previamente estable puede transformarse en uno inestable, en otras palabras, se refiere a la desestabilización. Cárdenas (2000) amplía esta definición al señalar que la coagulación implica la desestabilización de un coloide al eliminar las dobles capas eléctricas que rodean sus partículas coloidales, lo que resulta en la formación de núcleos microscópicos. En esencia, la coagulación se lleva a cabo mediante una desestabilización química de las partículas coloidales, logrando neutralizar las fuerzas que las mantienen separadas, todo esto se logra mediante la aplicación de coagulantes químicos y la energía de mezclado.

Los productos químicos utilizados en el procedimiento neutralizan las cargas eléctricas presentes en la superficie de los coloides, facilitando la agregación de las partículas coloidales en flóculos, como se ve en la figura 2. La coagulación se considera un método de éxito universal para eliminar sustancias químicas de diverso origen y peso, y además es rentable en comparación con otras opciones. Es fundamental ajustar adecuadamente la dosis de coagulante, ya que esto afecta directamente el funcionamiento de las unidades de decantación y la eficacia del proceso de clarificación (Restrepo, 2009).

Figura 2.

Neutralización de cargas



Fuente: Restrepo (2009)

2.2.4.1. Mecanismos de la coagulación

Ibarra (2020) identifica los siguientes procesos fisicoquímicos que contribuyen a la desestabilización de partículas:



- Proceso de adsorción y neutralización de cargas.
- El proceso de atrapamiento de partículas en el interior de un precipitado sólido.
- El proceso de atrapamiento de partículas en el interior de un precipitado sólido.
- Reducción de la doble capa.

2.2.4.2. Principales coagulantes

Los principales agentes coagulantes empleados para desestabilizar las partículas y generar la formación de flóculos incluyen:

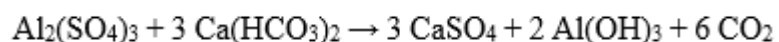
- Sulfato de Aluminio ($Al_2(SO_4)_3$)
- Aluminato de Sodio ($NaAlO_2$)
- Cloruro de Aluminio ($AlCl_3$)
- Sulfato Ferroso ($FeSO_4$)
- Sulfato Férrico ($Fe_2(SO_4)_3$)
- Cloruro Férrico ($FeCl_3$)

Las sales de aluminio y hierro son las que predominan entre ellas. Cuando estas sales se introducen en el agua, inician una secuencia de intrincados procesos en los que los subsiguientes productos de hidrólisis muestran una mayor eficacia en comparación con los iones originales. Estas sales reaccionan con la alcalinidad del agua, generando hidróxidos de aluminio o hierro insolubles que forman los precipitados correspondientes (Ibarra, 2020).

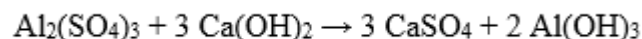
2.2.4.3. Sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$)

El sulfato de aluminio, a veces denominado alúmina o alumbre, es un sólido gris muy utilizado como coagulante. Una característica excepcional de esta sustancia es su capacidad para interactuar con la naturaleza alcalina del agua y los fosfatos presentes. Sin embargo, resulta ineficaz en el primer tratamiento de aguas residuales con una elevada concentración de contaminantes, ya que en tales circunstancias produce aglomeraciones de partículas diminutas y ligeras. En cambio, se utiliza mucho en el tratamiento de agua potable y en la mitigación de coloides orgánicos y fósforo. El intervalo de pH más eficaz para la coagulación con sulfato de aluminio se sitúa entre 5,0 y 7,5. En cuanto a la dosis recomendada, esta varía según el tipo de agua residual y los estándares de calidad, oscilando generalmente entre 100 y 300 g/m³ en el tratamiento de aguas residuales (Ibarra,2020).

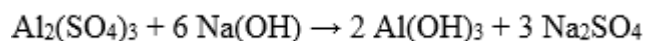
- Sulfato de aluminio (líquido o sólido).



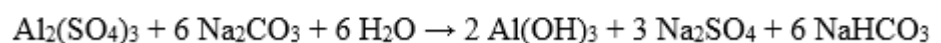
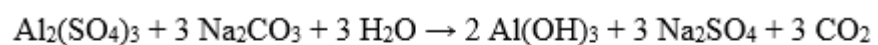
- Sulfato de aluminio + $\text{Ca}(\text{OH})_2$:



- Sulfato de aluminio + soda cáustica:



- Sulfato de aluminio + carbonato sódico:

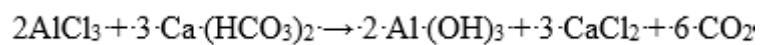




2.2.4.4. Cloruro de aluminio (AlCl₃)

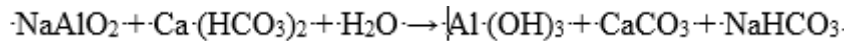
Se prefiere su utilización en estado líquido, que presenta una densidad de 1,29 kg/dm³, equivalente a un contenido de Al₂O₃ del 11,4%. Se puede encontrar en forma sólida o en estado líquido.

Las reacciones que involucran al cloruro de aluminio se describen de la siguiente manera (Ibarra,2020).



2.2.4.5. Reacciones de aluminato sódico

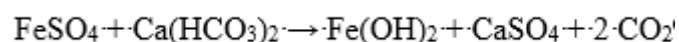
El uso principal de este coagulante es para la eliminación de color a un pH bajo, y se utiliza de manera limitada. También puede emplearse en el proceso de ablandamiento del agua en combinación con cal. (Ibarra,2020).



2.2.4.6. Sulfato ferroso (FeSO₄)

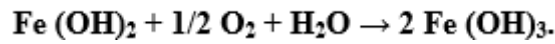
Por lo general, se utiliza en combinación con cal (CaO) o cloro para lograr una coagulación eficiente. La reacción entre el FeSO₄ y la cal hidratada es más efectiva en un ambiente con un pH elevado (Ibarra,2020).

Rango de pH para la coagulación óptima alrededor de 9,5.



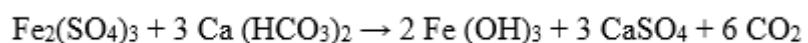
Dosis: Para procesos de clarificación, se emplean cantidades que oscilan entre 10 y 100 g/m³ de FeSO₄·7H₂O, mientras que en el

tratamiento de aguas residuales se necesitan cantidades que van desde 200 hasta 400 g/m³ de FeSO₄·7H₂O. En el caso de aguas aireadas, el hidróxido ferroso se oxida para convertirse en hidróxido férrico:



2.2.4.7. Sulfato férrico (Fe₂ (SO₄)₃)

Esta sustancia se comercializa en forma de gránulos de color marrón rojizo y presenta una buena solubilidad en agua. Tiene la capacidad de interactuar químicamente con la naturaleza básica del agua o con compuestos alcalinos como la cal. En consecuencia, crea agregados sustanciales y compactos que se sedimentan rápidamente, lo que lo hace apropiado tanto para la precipitación preliminar como para la precipitación simultánea en efluentes urbanos o industriales. Además, se utiliza en el tratamiento del agua potable, pero a veces da lugar a problemas de coloración. El intervalo de pH más eficaz para la coagulación se sitúa entre 4 y 7, y es superior a 9. La dosis recomendada varía de 10 a 150 g/m³ de reactivo comercial Fe₂(SO₄)₃·9H₂O en combinación con cal (Ibarra,2020).



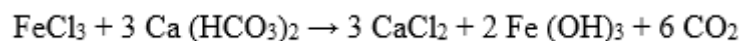
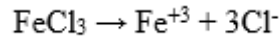
2.2.4.8. Cloruro férrico (FeCl₃)

La sustancia se obtiene tanto en estado sólido como líquido a partir de la oxidación de sulfato ferroso con cloro. Este coagulante se utiliza en el tratamiento de aguas residuales e industriales. Tiene la capacidad de interactuar tanto con la alcalinidad inherente del agua como con sustancias



alcalinas adicionales. La técnica genera polímeros catiónicos que alteran las partículas coloidales aniónicas del agua, disminuyendo así la repulsión electrostática entre las partículas. Como resultado, se inicia la formación de partículas más grandes que se entrelazan y se aglomeran. La masa resultante es más densa que el agua a tratar, lo que permite su eliminación mediante procesos de sedimentación y filtración. (Ibarra,2020).

El pH ideal para lograr una coagulación efectiva con este coagulante se sitúa entre 4 y 6, o por encima de 8. Se recomienda una dosis que varía de 5 a 160 g/m³ de reactivo comercial FeCl₃.6H₂O cuando se utiliza en combinación con cal. Aunque este coagulante es eficaz, es importante señalar que puede ocasionar problemas relacionados con la coloración en el agua.



2.2.5. Floculación

En este proceso, se emplean sustancias llamadas floculantes para aglomerar las sustancias coloidales presentes en el agua, lo que facilita su posterior decantación y filtración. Esta técnica se utiliza en la purificación de aguas tanto superficiales como en aguas residuales domésticas e industriales, así como en la industria minera.

Las sustancias que pueden estar presentes en el agua incluyen partículas coloidales, que tienen un tamaño menor a 1 micra y están influenciadas por el



movimiento browniano, sustancias disueltas con tamaños inferiores a varios nanómetros y sólidos en suspensión.

En el proceso de investigación, factores como el gradiente de velocidad, el pH y el tiempo juegan un papel crucial en la promoción de la coagulación-floculación. El pH desempeña un papel destacado en la capacidad de las sustancias coagulantes y floculantes para desestabilizar las partículas, mientras que el tiempo y la velocidad son igualmente importantes, ya que aumentan la probabilidad de que las partículas se unan y les proporcionan más tiempo para descender debido a la gravedad y acumularse en el fondo.

La elección de la solución floculante más adecuada, que se adapte a la naturaleza de los materiales en suspensión con el fin de obtener aguas decantadas limpias y la formación de lodos densos, se determina mediante pruebas, ya sea en un entorno de laboratorio o en el campo (Cánepa, 2000).

2.2.5.1. Factores que influyen en la floculación

Cánepa (2000) señala estos principales factores:

- El tiempo de floculación
- La intensidad de agitación
- La naturaleza del agua
- Las variaciones de caudal
- El número de compartimentos de la unidad

2.2.5.2. Tipos de floculantes

“Los floculadores se pueden clasificar en dos categorías principales: lentos y rápidos. Además, el Centro Panamericano de



Ingeniería Sanitaria”, según Cánepa (2000), El proceso consiste en dividirlos en floculadores de potencia, que a su vez pueden clasificarse en floculadores hidráulicos y mecánicos, así como en floculadores de contacto con sólidos, siendo el floculador de manta de lodos el ejemplo más conocido.

Según lo informado por Cárdenas (2000), en nuestro país, los floculadores más utilizados son los de potencia, específicamente los hidráulicos, debido a su bajo consumo energético y facilidad de mantenimiento. Por el contrario, en los países desarrollados, el uso de floculadores motorizados está muy extendido.

Los floculadores hidráulicos coagulan y flocculan utilizando la energía del agua.

La principal distinción entre coagulante y floculante radica en que el coagulante elimina las fuerzas de repulsión entre las partículas coloidales, iniciando la formación de microflóculos, mientras que el floculante aglomera estos microflóculos, aumentando su tamaño y densidad para que sedimenten de manera más eficiente y rápida (Restrepo, 2009).

Cuando se necesita tratar caudales más grandes de agua en estaciones depuradoras de aguas potables y residuales, se recurre a floculantes, ya que facilitan la mejora de la floculación, incluso en situaciones complicadas como cambios en la calidad del agua o bajas temperaturas. En relación al mecanismo de floculación, los polímeros actúan formando puentes entre los coágulos. La neutralización se produce



de manera similar a la neutralización realizada por las sales metálicas, ya que el polímero tiene una carga opuesta a la de las partículas coloidales, lo que resulta en la neutralización de la carga de los coloides por parte del polímero (Restrepo, 2009).

- **Dosis óptima de polímero**

La cantidad máxima de polímero que puede ser absorbida en la superficie del sólido para generar un sistema floculado, sin causar la ruptura de enlaces superficiales después de la formación de los flóculos, se denomina capacidad máxima de adsorción. (Cánepa,2000).

- **Agitación**

Para conseguir un tamaño homogéneo del flóculo y una floculación uniforme en todos los sitios es necesaria una agitación rápida. Una agitación rápida permite más colisiones entre las partículas y las cadenas de polímeros. Para evitar cualquier daño mecánico de los flóculos, es mejor reducir la velocidad de agitación al inicio del proceso de floculación. No obstante, es fundamental mantener un estado de agitación óptimo en todo momento para facilitar la formación de puentes de unión entre las partículas y la creación de agregados. (Cánepa,2000).

- **Peso molecular del polímero**

El peso molecular de los polímeros es el factor distintivo que afecta a la eficacia de la floculación. Un polímero con un peso molecular más alto permite la adsorción de un mayor número de moléculas, lo que permite



optimizar la cantidad de polímero utilizada y aumentar la velocidad de decantación (Cánepa,2000).

- **Concentración de los sólidos**

Un incremento en la densidad de sólidos contribuye a la estabilidad de los flóculos, ya que aumenta la probabilidad de que los fragmentos de flóculos rotos se unan. (Cánepa,2000).

- **Superficie de los sólidos**

A medida que aumenta el tamaño de las partículas o la superficie, disminuye la cantidad de floculante necesaria. Por lo tanto, la dosis ideal de floculante viene determinada por la superficie específica de los sólidos.

- **Efecto del pH**

El pH tiene la capacidad de afectar a las cargas superficiales de los sólidos y a la carga que soporta un polímero cuando se disuelve en una solución. Los polímeros aniónicos tienen un rendimiento óptimo dentro de un rango de pH de 7 a 14, pero los polímeros no iónicos, capaces de adsorber partículas cargadas tanto positiva como negativamente, son más eficaces a un pH de alrededor de 6. Sin embargo, los polímeros catiónicos demuestran su eficacia en un intervalo de pH de 4 a 8. (Cánepa,2000).

En el proceso de eliminación del zinc mediante coagulación con sulfato de aluminio, se empleará la adsorción como método, según lo explicado por Kula (2008). Mediante el proceso de adsorción, las sustancias se eliminan de una fase y se concentran en la superficie de otra,



a menudo sólida. El objetivo principal de este fenómeno es la unión no reactiva de iones, moléculas o partículas a la superficie de un sólido.

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. LUGAR DE EJECUCIÓN

La presente investigación se llevó a cabo en la ciudad de Antauta, en el Distrito de Antauta, que forma parte de la Provincia de Melgar, ubicada al norte de la región Puno. Esta área está rodeada por elevaciones de terreno que varían desde los 3,840 hasta los 4,200 metros sobre el nivel del mar, y se encuentra en las siguientes coordenadas geográficas: Longitud Oeste $14^{\circ}18'00''$ y Latitud Sur $70^{\circ}17'42''$. La extensión territorial de esta zona es de 636.2 kilómetros cuadrados, con una población estimada de alrededor de 4,683 habitantes y una densidad poblacional de aproximadamente 39 habitantes por kilómetro cuadrado.

Figura 3.

Ciudad de Antauta



Figura 4.

Ubicación de la ciudad de Antauta



3.2. MATERIALES

3.2.1. Materia prima

Aguas del río Antauta del distrito de Antauta

3.2.1.1. Materiales de laboratorio

- Matrices aforados de 25–50–100–500–000mL.
- Vasos precipitado 100mL.
- Baguetas
- Embudos de vidrio
- Matrices Erlenmeyer de 50mL
- Papel filtro
- Pipetas parciales y totales de 1–5–10–20mL
- Soporte de embudos



3.2.1.2. Equipos de laboratorio

- Balanza analítica (METTLER TOLEDO).
- Agitador magnético Jar-Test, Marca CATM6.1(0-1600)rpm
- Espectrofotómetro de adsorción atómica PERKIN ELMER FTIR 1600
- pH-metro (ORION tipo 42 A)

3.2.1.3. Reactivos

- $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$
- NaOH (0.1 N)

3.3. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

La investigación se llevó a cabo en el Departamento de Puno, específicamente en el laboratorio de control de calidad de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional del Altiplano (UNA) en Puno. La ubicación exacta es en la ciudad de Puno, en la siguiente dirección: Av. Sesquicentenario N° 1150, Provincia de Puno, Departamento de Puno.

3.3.1. Técnicas de muestreo

a. Muestreo de las aguas del río Antauta

Se realizaron muestreos en diversos puntos del río Antauta, obteniendo un total de 8 muestras para análisis químicos. Cada muestra fue recolectada en recipientes de polietileno con un volumen de 150 cm³ y se conservaron en condiciones de refrigeración antes de su transporte al laboratorio.

Las muestras fueron tomadas en los puntos 1, 2, 3 y 4, en cada lugar se tomaron 2 muestras.

Figura 5.

Toma de muestras en el río Antauta



3.4. CARACTERIZAR LA CONCENTRACIÓN DE ZINC DE LAS AGUAS DEL RIO ANTAUTA.

3.4.1. Caracterización del agua del río Antauta contaminado con zinc

Esta etapa de la metodología se enfocó en la caracterización de las muestras de agua del río Antauta, evaluando propiedades físicas y químicas que incluyen:

- Evaluación de la calidad del agua
- Análisis químico para determinar las concentraciones de zinc de acuerdo con la Ley General de Aguas D.L.N°17752 y sus modificaciones reglamentarias, según lo establecido en el Decreto Supremo 004 - 2017 - MINAM.

Valores máximos permisibles de Zn en las del río Antauta

Tabla 3.

Valores límite de las aguas residuales destinadas a la descarga con zinc en ríos y lagos

Metal	Unidad de Medida	Límites máximos permisibles de descarga en los ríos y lagos D. S. 004 - 2017 - MINAM
Zinc	mg/L	0,12

Fuente: D.S. 004-2017-MINAM

3.4.2. Análisis químico de las aguas del río Antauta

El análisis químico de las aguas del río Antauta fueron efectuadas por espectroscopia, determinándose la cantidad de zinc de las aguas

Tabla 4.

Análisis químico de 8 muestras de agua del río Antauta

Metal	Unidad de Medida	Análisis de las aguas del río Antauta	Límites máximos permisibles de descarga en los ríos y lagos D.S. 004-2017-MINAM
		Muestras de Zn (mg/L)	Zn (mg/L)
Zinc	mg/L	0,789	0,12
		0,785	
		0,787	
		0,782	
		0,781	
		0,778	
		0,786	
		0,781	

Fuente: Laboratorio de Monitoreo y Evaluación Ambiental. Facultad de Minas. UNA-PUNO

La tabla 4 nos permite visualizar la cantidad de zinc que es permitido en las aguas de los ríos y lagos, así como la cantidad promedio de las 8 muestras



tomadas en el río Antauta, lo cual nos indica que la cantidad promedio de las 8 muestras de zinc es de 0,784 mg/L, lo cual supera los límites máximo permisibles para su uso en el consumo humano o regadío en las zonas de cultivos.

3.5. DETERMINAR LOS PARÁMETROS ÓPTIMOS DE pH., CONCENTRACIÓN DEL COAGULANTE Y TIEMPO DEL PROCESO DE REMOCIÓN DE ZINC POR COAGULACIÓN CON SULFATO DE ALUMINIO.

3.5.1. Proceso de coagulación

1. El siguiente proceso de coagulación tiene como objetivo determinar los parámetros óptimos de pH, concentración del coagulante sulfato de aluminio y tiempo del proceso de remoción del zinc de las aguas del río Antauta.
2. Se tomaron 8 muestras de agua del río Antauta en envases de 200 mL cada uno.
3. Para la parte experimental se utilizaron 8 vasos de precipitados de 500 mL de capacidad, a los cuales se les colocó 150 mL de la muestra problema, luego se les agregó el coagulante sulfato de aluminio $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ con concentraciones de 20,30,40,50,60,70,80,90 mg, siendo el objetivo la formación de coágulos, el tiempo de agitación utilizado fue de 10 a 150 minutos con velocidad de 120 rpm.
4. Una vez formado los coágulos se procedió a agregar hidróxido de sodio NaOH (0,1 N) a cada vaso de precipitado, cuyo objetivo es ajustar el pH de cada muestra empezando de 4,5 a 11 durante 20 min a una velocidad de 25 rpm, siendo el objetivo el no romper los flóculos que se van formando a

través del proceso, una vez finalizado se deja decantar por un periodo de 30 min para luego proceder a filtrar cada vaso de precipitado y llevarlo a su análisis respectivo.

Tabla 5.

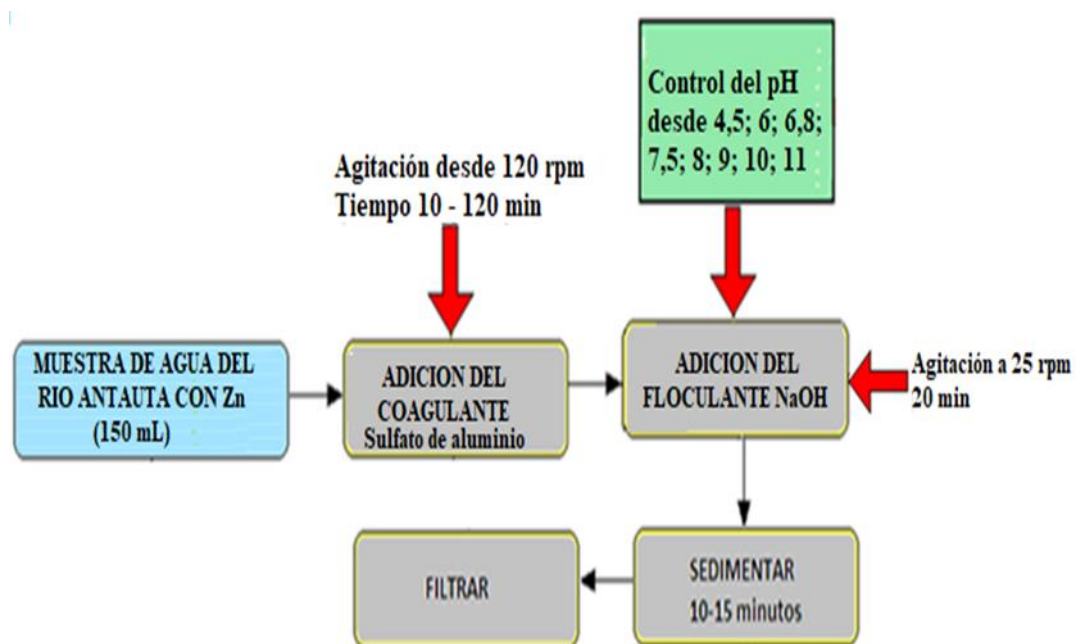
Condiciones de operación en los experimentos de coagulación

COAGULACIÓN	FLOCULACIÓN
Coagulante $Al_2(SO_4)_3$: 20-90 mg/L	mg/L de NaOH
pH: 4,5 -11	Velocidad de agitación: 25 rpm
Tiempo: 10 - 120 min	Tiempo: 20 min

La tabla 5 nos indica las variables y cantidades del coagulante con valores mínimos y máximos que se utilizarán, así como los valores a ser utilizadas en la floculación.

Figura 6.

Diagrama de flujo del proceso de coagulación





3.6. DETERMINAR EL MODELO MATEMÁTICO PARA EL PROCESO DE REMOCIÓN DE ZINC DE LAS AGUAS DEL RIO ANTAUTA.

3.6.1. Modelo matemático

El modelo matemático que se ha usado en la presente investigación, ha sido de acuerdo al modelo estadístico de Statgraphics Centurión XVI, cuya técnica determina usar un determinado número de variables independientes, determinado a su vez la significancia de cada uno de ellos, este programa genera datos ortogonales, constituyendo una regresión múltiple a través de la inversa de la matriz de regresión sencilla de acuerdo a lo siguiente:

$$N = 2^k$$

Donde:

N = Número total de experimentos

k = Número de variables

Debemos tener en cuenta que nuestro experimento se basa en tres variables independientes y dos niveles, como ya se ha indicado:

Número de experimentos: $N=2^k = 2^3 = 8$ experimentos

La resolución será la siguiente:

$$Y = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + b_3X_3 + b_4X_1^2 + b_5X_2^2 + b_6X_3^2 + b_7X_1X_2 + b_8X_1X_3 + b_9X_2X_3$$

Siendo:

Y = Variable respuesta rendimiento

X_1, X_2 y X_3 = Variables codificadas de entrada: Coagulante ($Al_2(SO_4)_3$), pH y tiempo de adsorción.

X_1X_2, X_1X_3, X_2X_3 y $X_1X_2X_3$ = Interacciones entre las tres variables principales



Primero hallamos los valores de X_1 , X_2 y X_3 en función a las variables de entrada del proceso y luego los valores de b_0 , b_1 , b_2 , b_3 ,... b_7 (estimadores de los coeficientes de regresión) en función a la variable respuesta Rendimiento (Y).

3.6.2. Variables de trabajo

Basándonos en experimentos exploratorios, determinamos que tres factores pueden intervenir y potenciar la adsorción de iones de zinc durante el proceso de coagulación, y dado que el modelo factorial sugerido proporciona predicciones adecuadas para todos los puntos de diseño, nos decantamos por esos tres. Estas variables son: coagulante ($Al_2(SO_4)_3$), pH y tiempo de adsorción.

Se realizaron pruebas preliminares para determinar los niveles de cada variable, las que se indican en la siguiente tabla.

Tabla 6.

Variables para el diseño factorial

SIMBOLO	NOMBRE DE LAS VARIABLES	UNIDAD	X mín. (-)	X máx. (+)
X_1	Coagulante ($Al_2(SO_4)_3$)	mg/L	20	90
X_2	pH	Escalar	4,5	11
X_3	Tiempo	minutos	10	120

La tabla 6 y 7 nos muestran las variables que se utilizarán en el proceso de coagulación y floculación, así como las cantidades máximas y mínimas a ser utilizadas.

Tabla 7.*Número de pruebas y variables*

Nº de Pruebas	Al ₂ (SO ₄) ₃ (mg/L)	pH	Tiempo (min)
1	20	4,5	10
2	30	6	30
3	40	6,8	50
4	50	7,5	70
5	60	8	80
6	70	9	90
7	80	10	100
8	90	11	120

3.6.3. Rendimiento de remoción de zinc

La variable dependiente en el diseño factorial se mide como el % de rendimiento de zinc (véanse los resultados en el anexo B), y se calculó del siguiente modo:

$$\% \text{ RENDIMIENTO} = \frac{W_1 - W_2}{W_1} \times 100$$

Dónde:

%R = Rendimiento de Zn

W₁ = Peso inicial de ZnW₂ = Peso de Zn recuperado**Tabla 8.***Cálculo del porcentaje de rendimiento del diseño factorial para el zinc*

Nº DE PRUEBA	1	2	3	4	5	6	7	8
W ₁ (mg)	0,789	0,785	0,787	0,782	0,781	0,778	0,786	0,781
W ₂ (mg)	0,095	0,087	0,086	0,084	0,086	0,082	0,088	0,084
RENDIMIENTO %	87,96	88,92	89,07	89,26	88,99	89,46	88,80	89,24



El diseño experimental utilizado en la presente investigación tiene 8 combinaciones debido a la utilización de tres variables independientes con las que se trabajó, las mismas que se muestran en la tabla 9.

Tabla 9.

Matriz del diseño factorial para el modelo matemático

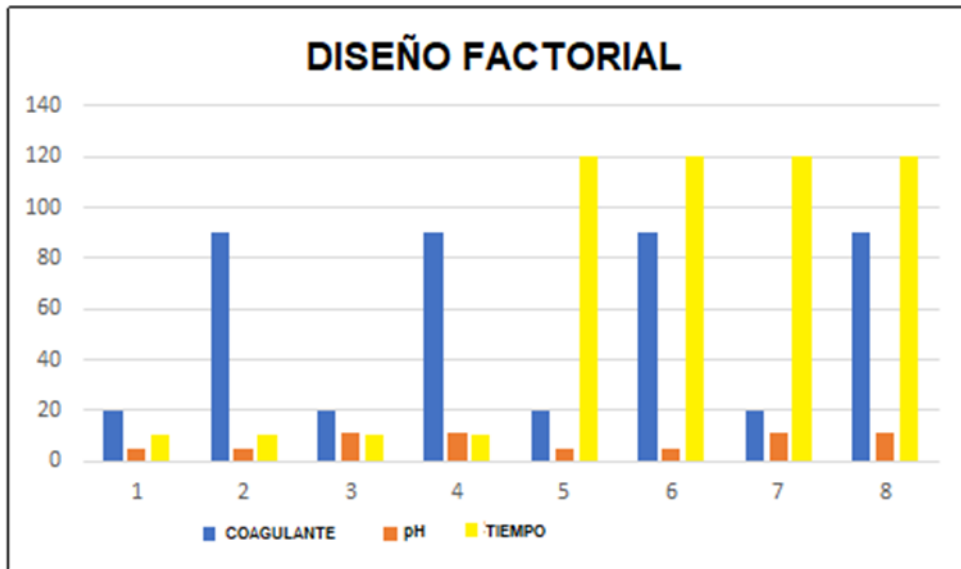
N° de pruebas	Diseño	COMBINACIÓN DE NIVELES			Rendimiento (%)
		Coagulante (X ₁)	pH (X ₂)	Tiempo de Adsorción (X ₃)	
1	1	20	4,5	10	87,96
2	a	90	4,5	10	88,92
3	b	20	11	10	89,07
4	ab	90	11	10	89,26
5	c	20	4,5	120	88,99
6	ac	90	4,5	120	89,46
7	bc	20	11	120	88,80
8	abc	90	11	120	89,24

La tabla 9 indica las tres variables independientes con las que trabajó la presente investigación, la cantidad del coagulante ($Al_2(SO_4)_3$) varía de 20 a 90 mg/L, el pH de 4,5 a 11 y el tiempo de adsorción de 10 a 120 min.

De igual manera se observa el rendimiento de las 8 pruebas que se llevaron a cabo, siendo la prueba la que nos indica el mejor rendimiento con 89,51%.

Figura 7.

Diseño Factorial



CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. RESULTADOS

4.1.1. Caracterización del agua del río antauta contaminado con zinc.

Se empezó con un estudio físico-químico del agua del río Antauta en la ciudad de Antauta de la región Puno, Distrito de Antauta, Provincia de Melgar. El siguiente cuadro muestra los resultados de los análisis realizados a las ocho muestras recolectadas al concluir la parte experimental por los laboratorios ubicados en la ciudad de Juliaca, propiedad de RHLAB S.A.C.

Tabla 10.

Resultado de las pruebas de remoción de zinc en las muestras de agua del río Antauta

Parámetro (mg/L)	Aguas del río Antauta		% de Rendimiento
	Valor inicial de 8 muestras (mg/L)	Valor final de 8 muestras (mg/L)	
Zinc	0,789	0,095	87,96
Zinc	0,785	0,087	88,92
Zinc	0,787	0,086	89,07
Zinc	0,782	0,084	89,26
Zinc	0,781	0,086	88,99
Zinc	0,778	0,082	89,46
Zinc	0,786	0,088	88,80
Zinc	0,781	0,084	89,24

Fuente: Laboratorio de Monitoreo y Evaluación Ambiental. Facultad de Minas. UNA-PUNO

La Tabla 10 presenta los promedios de los valores iniciales de las muestras de agua del río Antauta, así como los promedios de los resultados obtenidos

después del tratamiento con el coagulante sulfato de aluminio y el porcentaje promedio de eliminación de zinc.

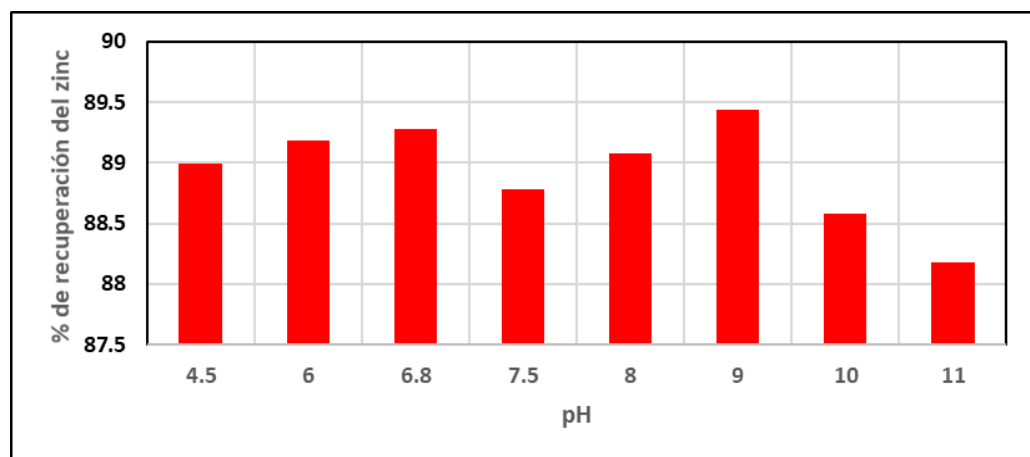
Tabla 11.

Zinc recuperado de la muestra tratada

Nº de prueba	pH	Concentración de remoción de Zn	Rendimiento de Zn de las aguas del río Antauta (%)
1	4,5	0,083	88,98
2	6,0	0,081	89,24
3	6,8	0,081	89,28
4	7,5	0,084	88,84
5	8,0	0,082	89,11
6	9,0	0,079	89,51
7	10	0,086	88,58
8	11	0,089	88,18

Figura 8.

Eficiencia de remoción de zinc a diferentes pH



La Figura 8 ilustra que la mayor cantidad de zinc recuperada mediante el proceso de coagulación utilizando sulfato de aluminio se alcanzó a un pH de 9, logrando un porcentaje de eliminación del 89,51%.

4.1.2. Parámetros óptimos de Ph., concentración del coagulante y tiempo del proceso de remoción de zinc por coagulación con sulfato de aluminio

La eliminación del zinc está condicionada por una serie de propiedades físico-químicas, siendo el pH uno de los factores más significativos. El pH y el tiempo de agitación son dos de los elementos que ejercen la mayor influencia en el proceso de eliminación de zinc, ya que su impacto afecta a los diversos equilibrios de hidrólisis que se generan debido a la introducción del catión metálico. La importancia del pH en este proceso radica en que la incorporación del catión metálico provoca un aumento automático del pH, que es más pronunciado cuanto mayor es la dosis del coagulante y la alcalinidad del agua.

La siguiente tabla presenta el porcentaje de zinc eliminado después de llevar a cabo el proceso de adsorción de zinc mediante el procedimiento de coagulación-floculación.

Tabla 12.

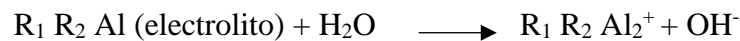
Resultados de la concentración de zinc recuperado de la muestra por coagulación con sulfato de aluminio en el río Antauta.

Nº de Pruebas	Al ₂ (SO ₄) ₃ (mg/L)	pH	Tiempo	Concentración de Zn inicial (mg/L)	Concentración de Zn recuperado (mg/L)	RENDIMIENTO %
1	20	4,5	10	0,753	0,083	88,98
2	30	6	30	0,753	0,081	89,24
3	40	6,8	50	0,753	0,081	89,28
4	50	7,5	70	0,753	0,084	88,84
5	60	8	80	0,753	0,082	89,11
6	70	9	90	0,753	0,079	89,51
7	80	10	100	0,753	0,086	88,58
8	90	11	120	0,753	0,089	88,18



En la tabla 12 se muestra los resultados de la concentración de zinc recuperado mediante el proceso de coagulación utilizando sulfato de aluminio en el río Antauta. Se alcanzó un porcentaje de remoción del 89,51% con una concentración de floculante de 70 mg/L, un pH de 9 y un tiempo de tratamiento de 90 minutos.

La dinámica que tiene lugar en el proceso de coagulación, que implica la formación de coágulos, puede ser interpretada de la siguiente manera:



Un pH bajo induce la reacción hacia la izquierda y convierte el polímero aniónico en no iónico. En consecuencia, por lo general, se emplean polímeros catiónicos en condiciones de pH bajo y polímeros aniónicos en condiciones de pH alto. Esto no implica que en situaciones contrarias dejen de ser efectivos, sino que experimentan una transformación en no iónicos, lo que puede afectar en cierta medida su eficacia en el tratamiento específico al que se apliquen. (Lee, Robinson, & Chong, 2014).

4.1.3. Modelo matemático para el proceso de remoción de zinc de las aguas del río antauta.

De acuerdo con el modelo matemático, tanto los datos experimentales como el modelo estadístico Statgraphics Centurión XVI confirman que el pH, con un valor de 9, es el factor más significativo en el proceso de adsorción de zinc en las aguas del río Antauta. El coeficiente de correlación obtenido es $R^2=89.51$, y el modelo matemático resultante es el siguiente:

$$Y = 89,6409 - 0,000607143*Coagulante - 0,119615*pH + 0,000704545*Tiempo$$



Los cálculos correspondientes se encuentran detallados en el Anexo C. Esta ecuación matemática se utiliza para optimizar la eficiencia en la eliminación de zinc, permitiendo ajustar los valores de coagulante, pH y tiempo de adsorción según el criterio del investigador hasta alcanzar una remoción del 100%.

4.2. DISCUSIÓN

Apaza (2013). “Al aplicar el proceso de precipitación alcalina utilizando como floculante el hidróxido de calcio. Los resultados obtenidos fueron, el pH fue de 9,77 con Ca(OH)_2 , la velocidad de mezclado de 40 rpm con un tiempo de 20 minutos, logrando una eficiencia de remoción de 99,50 % de Zn”

En nuestro caso se ha obtenido un rendimiento del 89,51% que corresponde a 0,079 mg/L, siendo los valores utilizados de concentración del coagulante sulfato de aluminio $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ con 70 mg/L, tiempo de agitación de 90 min y pH de 9.

Los resultados difieren posiblemente por el pH utilizado que es de 9 y un tiempo de 90 minutos.

Chambi (2022). Se utilizaron soluciones que contenían 50 mg de carbón activado y agua de río con 0,835 mg/L de zinc que se agitaron a 500 rpm durante 25 a 180 minutos utilizando un agitador magnético. En consecuencia, se extrajeron 0,03802 mg/L de zinc con un rendimiento del 95,447%.

Con referencia a Chambi, su muestra contenía 0,835 mg/L de zinc, en nuestro trabajo 0,753 mg/L, lo cual incide en los resultados en comparación a Chambi cuyo rendimiento fue de 95,447% y en nuestra caso de 89,51%, se debe a que nosotros utilizamos el proceso de coagulación/floculación y Chambi con carbón activado.



Chagua *et al* (2016). “Determinaron la presencia de zinc en el agua con 0,023 mg/L de zinc, utilizó la planta nativa scirpus californicus (totora) para la remoción de zinc, utilizó 5,00 a 2,13 ppm, la remoción de zinc fue de 57,50%”

En nuestra investigación utilizamos agua del rio Antauta que contenía 0,753 mg/L de zinc con sulfato de aluminio como coagulante con un tiempo de 90 min de agitación, recuperándose 0,079 mg/L con un rendimiento del 89,51% y un pH de 9, en cambio Chagua recupero el 57,50% de zinc.

Vilca (2018). Mediante su investigación, extrajo con éxito 108,2 mg/L (98,65%) de zinc utilizando el reactivo MPP50 como floculante. Empleando la experimentación y la estadística para aplicar el modelo matemático, determinó que el pH óptimo era de 8,9, la duración de la floculación de 20 minutos y la velocidad de agitación de 50 rpm.

Vilca utilizó como floculante el reactivo MPP50, con un pH de 8,9, lo que le permitió recupera 108,2 mg/L de zinc con un rendimiento del 98,65/.

En nuestro el floculante fue el $Al_2(SO_4)_3$ con una remoción de 0,079 mg/L y rendimiento del 89,51%, siendo menor el rendimiento en comparación a lo obtenido por Vilca y se debe al tipo de floculante utilizado que fue el MPP50.



V. CONCLUSIONES

- La caracterización del agua del río Antauta contaminado con zinc se llevó a cabo a través del análisis físico-químico de las aguas del río Antauta, Como conclusión se determinó que la cantidad de zinc en las 8 muestras tomadas tienen las siguientes cantidades en mg/L, 0,789; 0,785; 0,787; 0,782; 0,781; 0,778; 0,786; 0,781, los cuales superan los límites máximos permisibles para aguas de los ríos con 0,12 mg/L, según el D.S. 004-2017-MINAM aprueban Estándares Nacionales de Calidad Ambiental (ECA) para aguas.
- Los parámetros óptimos para el proceso experimental, fue el determinar la cantidad de zinc recuperado, para lo cual se prepararon 8 muestras con aguas contaminadas con zinc, se utilizó el proceso de coagulación, se obtuvo un rendimiento del 89,51% que corresponde a 0,079 mg/L, los valores utilizados de concentración del coagulante sulfato de aluminio $Al_2(SO_4)_3$ fueron, 70 mg/L, tiempo de agitación de 90 min y pH de 9. El proceso ha determinado una buena eficiencia en la remoción de zinc.
- El modelo matemático determinó que el coeficiente de correlación fue de $R^2=89,51\%$ para las aguas del río Antauta, lo que nos indica que el proceso de coagulación es adecuado, obteniéndose el siguiente modelo matemático.
- $Y = 89,6409 - 0,000607143 * \text{Coagulante} - 0,119615 * \text{pH} + 0,000704545 * \text{Tiempo}$



VI. RECOMENDACIONES

- El Gobierno Regional de Puno a través de la Dirección Regional de Minería deberían tener programas de control de los relaves mineros y evitar la liberación de los contaminantes a los ríos a través de trabajos de remoción de sus relaves.
- La Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional del Altiplano debe poner en consideración del Gobierno Regional de Puno y municipalidades Provinciales y Distritales de los trabajos de investigación sobre metales pesados que han sido propuestos por graduados u docentes sobre trabajos de investigación sobre el tema de minería y relaves, los cuales deben ser un buen aporte para la región.
- La realización de estudios para determinar la concentración de aguas subterráneas es vital para evaluar el impacto en las personas, el ganado y la vegetación de las riberas cercanas. Además, ayuda a determinar el alcance de la contaminación en la región resultante de las actividades mineras, concretamente el vertido de residuos.



VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Apaza Asqui D. (2013). El proceso de precipitación alcalina se está utilizando en la ciudad de Juliaca para eliminar los metales cobre (Cu) y zinc (Zn) de las aguas del río T'toro Q'ocha.. (*Tesis de pregrado*). Universidad Nacional del Altiplano de Puno.
- Arboleda Valencia Jorge. (2000). *Teoría y práctica de la purificación del agua*. . Madrid-España: Espasa Calpe S.A. (Casa del Libro).
- Berrosipi Alania Liz Yannel. (2019). Depuración del agua mediante la eliminación de metales pesados ácidos de la laguna Yanamate mediante la aplicación de la dolomita como agente remediante a escala experimental. (*Tesis de pregrado*). Universidad Nacional Daniel Alcides Carrión, Cerro de Pasco.
- Bratby, J. R. (2006) Interpreting laboratory results for the design of rapid mixing and flocculation systems. *Journal of the American Water Works Association*.
- Cánepa de Vargas, Lidia. (2000) Floculación, Capítulo 6. [Artículo en línea] 263-306
- Cárdenas, Y. (2000). Evaluación de Platas y Desarrollo Tecnológico. SEDAPAL
- Condori C. (2011). la efectividad del uso de carbón activado derivado de eucalipto (*eucalyptus globulus labill*) para la remoción de plomo (II) y zinc de las aguas residuales provenientes de la mina San Genaro. La ciudad de Puno está ubicada en la región UNA.
- Cosme M. (2017). Cómo afectan los distintos tipos y concentraciones de coagulantes a su eliminación. *Universidad Nacional del Centro del Perú*. (Tesis de pregrado), Huancayo.
- Chambi (2022). Chambi Huarilloclla Vilma Yaneth (2022). Recuperación de zinc por el método de adsorción con carbón activado en el río Huancané. Tesis para optar el grado de ingeniero químico. UNA-Puno (*Tesis de pregrado*). Puno.
- Chagua R. (2016). evaluación sobre la capacidad de la planta indígena *Scirpus californicus* (también conocida como totora) para remover cobre y zinc en el pueblo de Pomachaca - Tarma como parte de una tesis de pregrado. La institución



es la Universidad Nacional del Centro del Perú..

- Diez F. (2008). Evaluación de plantas resistentes y potenciación del proceso mediante técnicas agronómicas para la remediación de suelos contaminados con metales pesados. La fitocorrección se refiere al uso de procedimientos agronómicos para remediar suelos contaminados con metales pesados. Publicación académica. Scielo es una biblioteca digital que brinda acceso a revistas y artículos científicos. Huánuco.
- Donoso M. O. (2015). Utilización de un adsorbente de bajo costo, aserrín de pino natural y modificado con reacción Fenton, para la remoción de contaminantes orgánicos traza (Carbamazepina y Atrazina). (*Tesis de pre grado*). Universidad de Concepción, Chile.
- Ibarra Rodríguez Diana (2020). Realizar un análisis integral y la optimización de un proceso de floculación-coagulación. El método utiliza pectina de nopal para el tratamiento de aguas contaminadas con metales provenientes de la industria galvanoplastia. La investigación se realizó en el Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica y se presenta en forma de tesis. Santiago de Querétaro, ubicado en el estado de Querétaro, México.,
- Kula I. Ugurlu H. Karaoglu H. (2008). Adsorción de iones Cd(II) de soluciones acuosas utilizando carbón activado preparado a partir de hueso de aceituna por activación de ZnCl. *Trabajo de Investigación*. Universidad Técnica de Oriente Medio, Turkia.
- Lara, R. (2007) Control de la Contaminación por Metales Pesados de las aguas residuales México: LIMUSA
- Lee, C. S., Robinson, J., & Chong, M. F. (2014). ARTICLE IN PRESS A review on application of flocculants in wastewater treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, 2(May), 489–508. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2014.04.010>
- Mauro Navarro Lidia N. (2014), Estudio de los procesos de adsorción-desorción de los metales Cu, Mn, Pb y Zn en la cuenca del río Maipo. (Tesis post Grado). Universidad de Chile. Santiago-Chile



- Merma M, S. J. (2005). Isotermas de adsorción del ion níquel mediante carbón preparado con bagazo de caña de azúcar y su aplicación en remoción de iones níquel en aguas residuales. (*Tesis de pregrado*). Universidad Nacional de San Agustín, Arequipa.
- Moreno *et al* (2017) Moreno Terrazas Edmundo, George Argota Pérez, René Alfaro Tapia, Martha Aparicio 1435 Saavedra, Sabino Atencio Limachi, Gilmar Goyzueta Camacho (2017). 1436 determinación interactiva de metales totales en las aguas de la bahía interior del 1437 Lago Titicaca- Puno Perú. Revista de Investigaciones Altoandinas. UNA-Puno
- Moreno C. Garcia M. (2008). Planteamientos novedosos para racionalizar y mejorar los métodos utilizados en el análisis de metales pesados en muestras medioambientales. (*Tesis Doctoral*). Universidad de Cádiz, Colombia.
- Panczner, W. D. (1987). Minerals of México. Van Nostrand Reinhold Company
- Quispe H. (2015). Recuperación de zinc de las aguas residuales de la ciudad de Juliaca por adsorción con salmuera de NaCl y aserrín de pino (*pinus sylvestris*). (*Tesis de pregrado*). UNA, Puno.
- Ramalho R. (2003). Tratamiento de Aguas Residuales. *Texto*. Edit. Reverte S.A., México.
- Ramirez J. Martinez M. Fernandez M. (2013). *Remoción de contaminantes en aguas residuales industriales empleando carbón activado de pino pátula*. España: TEA Ediciones, 2013. ISBN 9788415262718.
- Restrepo, H. A. (2009). Evaluación del proceso de coagulación – floculación de una planta de tratamiento de agua potable. Colombia: Universidad Nacional de Colombia. Rodríguez 2006
- Rodríguez Álvarez Ruth (2012). Recuperación de Cadmio (II) de las Aguas Residuales de la Ciudad de Puno por Adsorción de Carbón Activado a partir del Serrín de Pino (*Pinus sylvestris*). (*tesis de pregrado*). Universidad Nacional del Altiplano. Puno.
- Ribeiro, M.; Paim, T. y Rocha, S. (2008). Utilización de hidróxido de magnesio en la precipitación de metales pesados. Revista de la facultad de ingenierías. Universidad de Atacama. Chile.



Rivera, Liza Michelle. (2001), Validación de parámetros de pH y tiempos de mezclado y asentamiento para el proceso de precipitación de metales pesados en efluentes de aguas usadas en Baxter Caribe inc. Tesis ciencias ambientales. Universidad del Turabo. Puerto Rico.

Vilaca Cabana Sebastián Ramiro. (2018). Recuperación de cadmio y zinc en la unidad minera el cofre con el reactivo mpp50 por coagulación – floculación. (*Tesis de pregrado*). Universidad Nacional del Altiplano, Puno.



ANEXOS

ANEXO 1. Marco legal: D.S. 004-2017-MINAM aprueban Estándares Nacionales de Calidad Ambiental (ECA) para agua y establece Disposiciones Complementarias.

Categoría 4: Conservación del ambiente acuático

Parámetros	Unidad de medida	E1: Lagunas y lagos	E2: Ríos			E3: Ecosistemas costeros y marinos	
Costa y sierra	Selva	Estuarios	Marinos				
FÍSICOS- QUÍMICOS							
Aceites y Grasas (MEH)	mg/L	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	
Cianuro Libre	mg/L	0,0052	0,0052	0,0052	0,001	0,001	
Color (b)	Color verdadero Escala Pt/Co	20 (a)	20 (a)	20 (a)	**	**	
Clorofila A	mg/L	0,008	**	**	**	**	
Conductividad	(µS/cm)	1 000	1 000	1 000	**	**	
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5)	mg/L	5	10	10	15	10	
Fenoles	mg/L	2,56	2,56	2,56	5,8	5,8	
Fósforo total	mg/L	0,035	0,05	0,05	0,124	0,062	
Nitratos (NO3-) (c)	mg/L	13	13	13	200	200	
Amoníaco Total (NH3)	mg/L	(1)	(1)	(1)	(2)	(2)	
Nitrógeno Total	mg/L	0,315	**	**	**	**	
Oxígeno Disuelto (valor mínimo)	mg/L	≥ 5	≥ 5	≥ 5	≥ 4	≥ 4	
Potencial de Hidrógeno (pH)	Unidad de pH	6,5 a 9,0	6,5 a 9,0	6,5 a 9,0	6,8 - 8,5	6,8 - 8,5	
Sólidos Suspendedos Totales	mg/L	≤ 25	≤ 100	≤ 400	≤ 100	≤ 30	
Sulfuros	mg/L	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	
Temperatura	°C	Δ 3	Δ 3	Δ 3	Δ 2	Δ 2	
INORGÁNICOS							
Antimonio	mg/L	0,64	0,64	0,64	**	**	
Arsénico	mg/L	0,15	0,15	0,15	0,036	0,036	
Bario	mg/L	0,7	0,7	1	1	**	
Cadmio Disuelto	mg/L	0,00025	0,00025	0,00025	0,0088	0,0088	
Cobre	mg/L	0,1	0,1	0,1	0,05	0,05	
Cromo VI	mg/L	0,011	0,011	0,011	0,05	0,05	
Mercurio	mg/L	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	
Níquel	mg/L	0,052	0,052	0,052	0,0082	0,0082	
Plomo	mg/L	0,0025	0,0025	0,0025	0,0081	0,0081	
Selenio	mg/L	0,005	0,005	0,005	0,071	0,071	
Talio	mg/L	0,0008	0,0008	0,0008	**	**	
Zinc	mg/L	0,12	0,12	0,12	0,081	0,081	

ANEXO 2. Cálculos de la metodología de trabajo

Rendimiento de remoción de zinc

El rendimiento de remoción del cobre se calculó con la siguiente

$$\% = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100$$

Dónde:

C_i= concentración inicial del metal en el agua

C_f= concentración final del metal en el agua después de la agitación magnética

Tabla 13.

Cálculo del % del rendimiento para el diseño factorial

Concentración inicial de Zn (mg/L)	Concentración final de Zn (mg/L)	Rendimiento %
0,753	0,083	88,98
0,753	0,081	89,24
0,753	0,081	89,24
0,753	0,084	88,84
0,753	0,082	89,11
0,753	0,079	89,51
0,753	0,086	88,58
0,753	0,089	88,18

$$1. \% = \frac{0,753 - 0,083}{0,753} \times 100 = 88,98$$

$$2. \% = \frac{0,753 - 0,081}{0,753} \times 100 = 89,24$$

$$3. \% = \frac{0,753 - 0,081}{0,753} \times 100 = 89,24$$

$$4. \% = \frac{0,753 - 0,084}{0,753} \times 100 = 88,84$$

$$5. \% = \frac{0,753 - 0,082}{0,753} \times 100 = 89,11$$



$$6. \% = \frac{0,753-0,079}{0,753} \times 100 = 89,51$$

$$7. \% = \frac{0,753-0,086}{0,753} \times 100 = 88,58$$

$$8. \% = \frac{0,753-0,089}{0,753} \times 100 = 89,18$$

ANEXO 3. Datos experimentales para determinar el modelo matemático- análisis estadístico para el zinc

El modelo matemático sintetiza los resultados derivados del ajuste a un diseño factorial de modelo estadístico, estableciendo una relación con la capacidad de adsorción. La tabla de análisis de varianza (ANOVA) descompone la variabilidad en la capacidad de adsorción del zinc en función de los valores de respuesta observados.

Tabla 14.

Análisis de varianza para Y

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A: Coagulante	0,0036125	1	0,0036125	0,10	0,7678
B: pH	1,20901	1	1,20901	33,41	0,0044
C: Tiempo	0,0120125	1	0,0120125	0,33	0,5954
Error total	0,14475	4	0,0361875		
Total (corr.)	1,36939	7			

R-cuadrada = 89,51 por ciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 81,5018 por ciento

Error estándar del est. = 0,19023

Error absoluto medio = 0,1125

Estadístico Durbin-Watson = 2,44961 (P=0,6937)

Autocorrelación residual de Lag 1 = -0,229231

La tabla ANOVA divide la variabilidad de Y en componentes distintos para cada efecto y, a continuación, evalúa la significación estadística de cada efecto comparando su cuadrado medio con una estimación del error experimental. Dos efectos de este ejemplo



tienen un valor P inferior a 0,05, lo que sugiere que son estadísticamente significativos respecto a cero con un nivel de confianza del 95,0%.

El coeficiente R-cuadrado de determinación implica que el modelo ajustado explica el 89,4296% de la variabilidad de Y. El coeficiente R-cuadrado modificado, más adecuado para comparar modelos con distintos números de variables independientes, tiene un valor del 81,5018%. Además, el estadístico Durbin-Watson (DW) evalúa los residuos para ver si existen correlaciones dignas de mención en función de la secuencia de los datos en el conjunto de datos. Dado que el valor P supera el 5,0%, puede concluirse que no hay indicios de autocorrelación serial en los residuos al nivel de significación del 5,0%.

Tabla 15

Coeficiente de la regresión para Y

Coeficiente	Estimado
Constante	89,6409
A: Coagulante	-0,000607143
B: pH	-0,119615
C: Tiempo	0,000704545

En esta ventana se muestra la ecuación de regresión ajustada a los datos. La ecuación que representa el modelo ajustado es:

$$Y = 89,7052 - 0,00125 * \text{Coagulante} - 0,0719231 * \text{pH} - 0,00215909 * \text{Tiempo}$$

En donde los valores de las variables están especificados en sus unidades originales.

Tabla 16.*Camino de máximo ascenso para Y*

Coagulante	pH	Tiempo	Predicción para Y
55,0	7,75	65,0	88,9387
56,0	8,24612	69,2653	88,8926
57,0	8,74224	73,5306	88,8465
58,0	9,23837	77,7959	88,8003
59,0	9,73449	82,0612	88,7542
60,0	10,2306	86,3265	88,708

Esta ventana muestra el camino de máximo aumento (o disminución) en la respuesta. La ruta a seguir desde el punto central de la zona experimental actual es aquella a lo largo de la cual la respuesta estimada cambia más rápidamente con pocos cambios en los parámetros experimentales. Estos puntos representan las circunstancias ideales para realizar nuevas pruebas con el objetivo de aumentar o disminuir la variable Y. Hasta este momento, se han producido un total de 6 puntos ajustando la cantidad de coagulante en incrementos de 1,0.

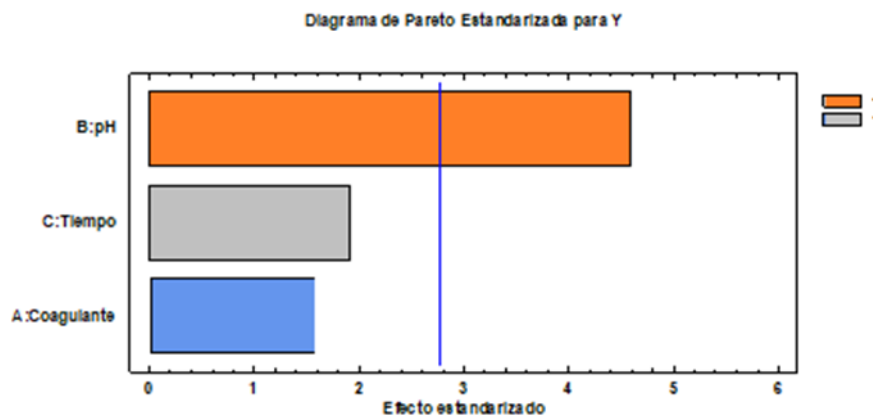
Tabla 17*Optimizar respuesta*

Valor óptimo = 89,175

Factor	Bajo	Alto	Óptimo
Coagulante	20,0	90,0	20,0
pH	4,5	11,0	4,5
Tiempo	10,0	120,0	120,0

Figura 9.

Pareto estandarizado para Y

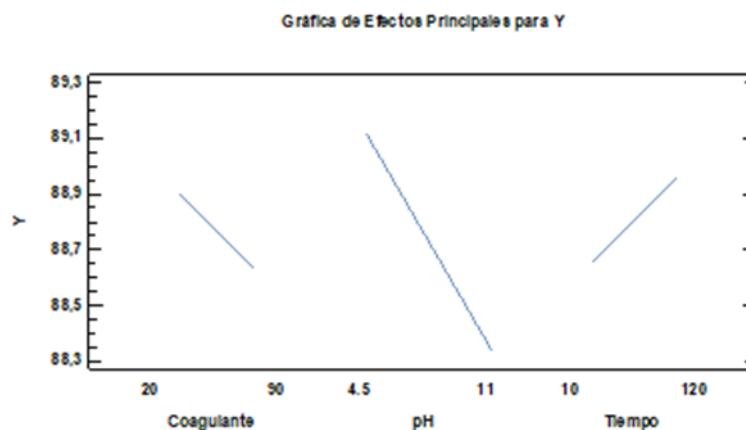


Este gráfico se ha confeccionado utilizando la información de la tabla 14, que presenta las estimaciones de cada uno de los efectos e interacciones entre las variables, pH y tiempo. De todas estas variables, el pH resulta ser el más influyente en la variable de respuesta, Y, ya que cualquier modificación en el pH tiene un impacto más significativo en la variable Y.

La línea azul en el gráfico representa el rango dentro del cual el sistema varía.

Figura 10.

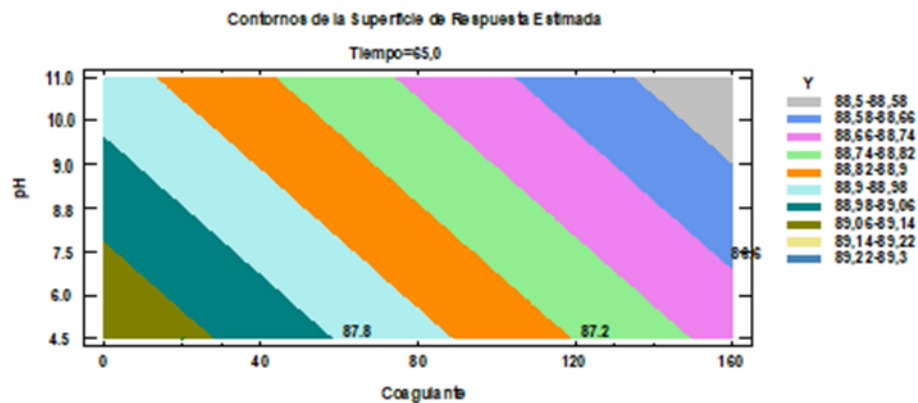
Efectos principales para Y



La Figura 10 muestra que no hay una interacción significativa entre los factores, lo que implica que estos factores son independientes entre sí. En términos de la superficie de respuesta, podemos observar que las pendientes relacionadas con el pH y el coagulante son negativas, mientras que la variable tiempo tiene una pendiente positiva.

Figura 11.

Contornos de superficie de la respuesta estimada



Observando el gráfico de las curvas de nivel, podemos deducir que los valores óptimos para el tiempo son 90 minutos y para el pH son 9.0. Esta representación también nos indica las áreas ideales para realizar experimentos adicionales si se desea aumentar o disminuir el rendimiento.

ANEXO 4. Evidencias fotográficas

Figura 12.

Toma de muestras de agua del rio Antauta cerca del puente



Figura 13.

Pesando el sulfato de aluminio para cada vaso de precipitado



Figura 14.

Pesando 30 mg de sulfato de aluminio



Figura 15.

Pesando 40 mg de sulfato de aluminio

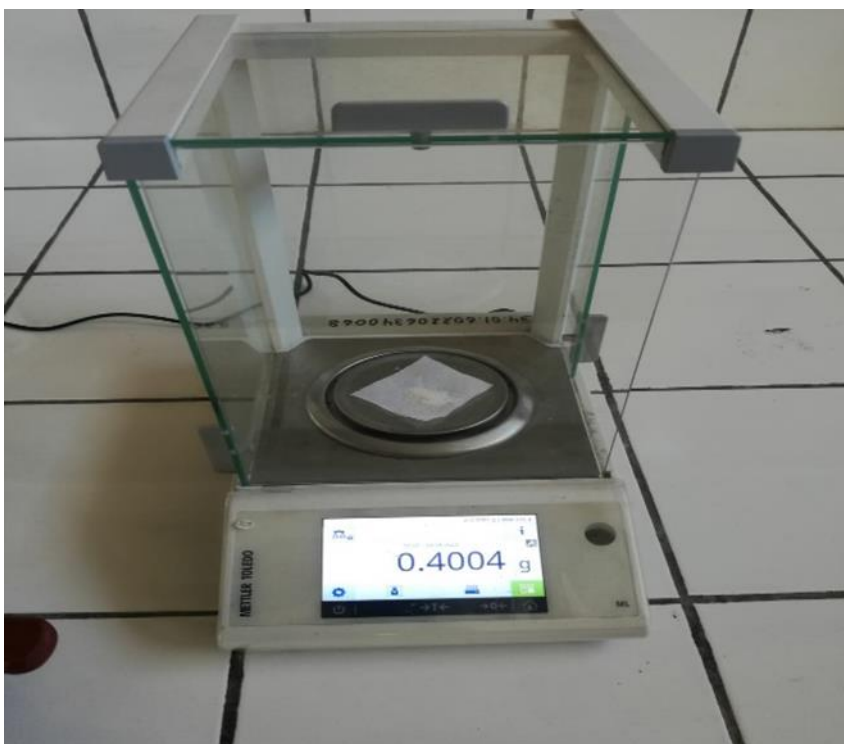


Figura 16.

Determinando el pH para cada una de las 8 muestras



Figura 17.

Determinando el pH para cada muestra



Figura 18.

Proceso de coagulación-floculación con agua del rio Antauta con zinc



Figura 19. Filtración de cada muestra del proceso de coagulación de zinc



Figura 20. Muestras listas para ser llevados a su análisis químico final



ANEXO 5. Informe de análisis de agua



Universidad Nacional del Altiplano
FACULTAD DE INGENIERÍA DE MINAS
LABORATORIO DE MONITOREO Y EVALUACION AMBIENTAL



INFORME DE ANÁLISIS DE AGUA

N° 10-LA136

<p>ASUNTO: Análisis del metal Zinc (Zn) por Espectrofotómetro de Emisión Atómica por Plasma Microondas 4210 MP-AES</p> <p>PROCEDENCIA: Distrito de Antauta</p> <p>TELEFONO: cel. 976 718 314</p> <p>Proyecto de tesis: "OPTIMIZACIÓN EN LA RECUPERACIÓN DE ZINC POR COAGULACIÓN CON SULFATO DE ALUMINIO EN EL RIO ANTAUTA DEL DISTRITO DE ANTAUTA"</p>	<p>CODIGO DE LABORATORIO: L01- LA136</p> <p>N° ORDEN: LMEA – 4210 – MP – AES</p> <p>FECHA DE INGRESO: 21/08/2023</p> <p>TIPO DE SERVICIO: Único</p> <p>Tesista: Lucila Turpo Trujillo</p>
--	--

INFORMACIÓN DE LA MUESTRAS AGUA

<p>EMPAQUE PRIMARIO: botellas de plástico</p> <p>TIPO DE MUESTRA: agua</p> <p>DESCRIPCIÓN DEL SOLICITANTE: Análisis de Zn (Zn)</p> <p>CANTIDAD DE MUESTRAS: 8</p>	<p>TEMPERATURA DEL RECIPIENTE: <input checked="" type="checkbox"/> Ambiente <input type="checkbox"/> Refrigeración</p> <p>FECHA DE INICIO DE ANÁLISIS: 22/08/2023</p>
---	---

II.- RESULTADO DE ANALISIS DEL TRATAMIENTO DE CONTROL

Código de muestra	ANALISIS	RESULTADOS	Método de análisis	% RSD
		274,825 nm		
M_01	Zn	0.095	Por digestión multiácida	14.67
M_02	Zn	0.087	Por digestión multiácida	34.23
M_03	Zn	0.086	Por digestión multiácida	13.32
M_04	Zn	0.084	Por digestión multiácida	23.21
M_05	Zn	0.086	Por digestión multiácida	17.28
M_06	Zn	0.082	Por digestión multiácida	16.32
M_07	Zn	0.088	Por digestión multiácida	13.69
M_08	Zn	0.084	Por digestión multiácida	12.45



M.Sc. Fidel Huayta Manzanilla
JEFE DEL LABORATORIO DE MONITOREO Y EVALUACION AMBIENTAL

Los resultados corresponden solamente a las muestras analizadas en el laboratorio se prohíbe la reproducción parcial de este sin la aprobación escrita del laboratorio



Universidad Nacional del Altiplano
FACULTAD DE INGENIERÍA DE MINAS
LABORATORIO DE MONITOREO Y EVALUACION AMBIENTAL



INFORME DE ANÁLISIS DE AGUA

N° 11-LA136

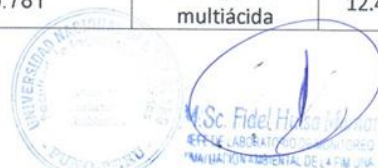
ASUNTO: Análisis del metal Zinc (Zn) por Espectrofotómetro de Emisión Atómica por Plasma Microondas 4210 MP-AES
PROCEDENCIA: Distrito de Antauta
TELEFONO: cel. 976 718 314
Proyecto de tesis: "OPTIMIZACIÓN EN LA RECUPERACIÓN DE ZINC POR COAGULACIÓN CON SULFATO DE ALUMINIO EN EL RIO ANTAUTA DEL DISTRITO DE ANTAUTA"
CODIGO DE LABORATORIO: L01- LA136
N° ORDEN: LMEA – 4210 – MP – AES
FECHA DE INGRESO: 21/08/2023
TIPO DE SERVICIO: Único
Tesista: Lucila Turpo Trujillo

INFORMACIÓN DE LA MUESTRAS AGUA

EMPAQUE PRIMARIO: botellas de plástico
TIPO DE MUESTRA: agua
DESCRIPCIÓN DEL SOLICITANTE: Análisis de Zn (Zn)
CANTIDAD DE MUESTRAS: 8
TEMPERATURA DEL RECIPIENTE: Ambiente
 Refrigeración
FECHA DE INICIO DE ANÁLISIS: 22/08/2023

I.- RESULTADO DE ANALISIS

Código de muestra	ANALISIS	RESULTADOS	Método de análisis	% RSD
		274,825 nm		
M_01	Zn	0.789	Por digestión multiácida	14.67
M_02	Zn	0.785	Por digestión multiácida	34.23
M_03	Zn	0.787	Por digestión multiácida	13.32
M_04	Zn	0.782	Por digestión multiácida	23.21
M_05	Zn	0.781	Por digestión multiácida	17.28
M_06	Zn	0.778	Por digestión multiácida	16.32
M_07	Zn	0.786	Por digestión multiácida	13.69
M_08	Zn	0.781	Por digestión multiácida	12.45



Los resultados corresponden solamente a las muestras analizadas en el laboratorio se prohíbe la reproducción parcial de este sin la aprobación escrita del laboratorio



ANEXO 6. Declaración jurada de autenticidad de tesis



del Altiplano Puno



Repositorio
de Investigación



Repositorio
Institucional

DECLARACIÓN JURADA DE AUTENTICIDAD DE TESIS

Por el presente documento, Yo LUCILA TURPO TRUJILLO
identificado con DNI 40530275 en mi condición de egresado de:

Escuela Profesional, Programa de Segunda Especialidad, Programa de Maestría o Doctorado

BACHILLER EN INGENIERIA QUIMICA

informo que he elaborado el/la Tesis o Trabajo de Investigación denominada:

“ OPTIMIZACION EN LA REMOCION DE ZINC POR COAGULACION
CON SULFATO DE ALUMINIO EN EL RIO ANTAUTA ”

Es un tema original.


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

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

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

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

Puno 23 de ENERO del 2024


FIRMA (obligatoria)



Huella



ANEXO 7. Autorización para el depósito de tesis en el Repositorio Institucional



Universidad Nacional
del Altiplano Puno



Vicerrectorado
de Investigación



Repositorio
Institucional

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

Por el presente documento, Yo Lucila Torpo Trujillo
identificado con DNI 40530275 en mi condición de egresado de:

Escuela Profesional, Programa de Segunda Especialidad, Programa de Maestría o Doctorado

INGENIERIA QUIMICA

informo que he elaborado el/la Tesis o Trabajo de Investigación denominada:

" OPTIMIZACION EN LA REMOCION DE ZINC POR COAGULACION
CON SULFATO DE ALUMINIO EN EL RIO ANTAUTA "

para la obtención de Grado, Título Profesional o Segunda Especialidad.

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

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

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


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

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

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

En señal de conformidad, suscribo el presente documento.

Puno 23 de EMERO del 2024


FIRMA (obligatoria)


Huella