

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



**“ELECTROCOAGULACIÓN EN LA REMOCIÓN DE MERCURIO DE LAS
AGUAS RESIDUALES EN EL CENTRO POBLADO LA RINCONADA-
PUNO”**

TESIS

PRESENTADA POR:

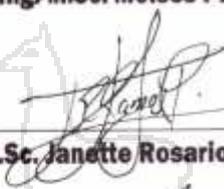
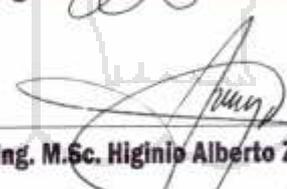
KAREN KELLY QUISPE QUISPE

PARA OPTAR EL TÍTULO DE:

INGENIERO QUÍMICO

PUNO - PERÚ

2015

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO**FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA****ELECTROCOAGULACIÓN EN LA REMOCIÓN DE MERCURIO DE LAS AGUAS RESIDUALES
EN EL CENTRO POBLADO LA RINCONADA-PUNO****TESIS****Presentada por:
Karen Kelly QUISPE QUISPE****APROBADO POR EL JURADO REVISOR CONFORMADA POR:****PRESIDENTE**
Ing. M.Sc. Moisés PÉREZ CAPA**PRIMER MIEMBRO**
Ing. M.Sc. Janette Rosario RAMOS PINEDA**SEGUNDO MIEMBRO**
Ing. M.Sc. Higinio Alberto ZÚÑIGA SÁNCHEZ**DIRECTOR DE TESIS**
Ing. M.Sc. Teófilo DONAIRES FLORES**ASESOR DE TESIS**
Ing. Rolando Rody JARA HUARANCA

LINEA: Tecnologías ambientales y recursos naturales

TEMA: Tratamiento de aguas

DEDICATORIA

A Dios, por estar conmigo en cada paso que doy, por fortalecer mi corazón y por haber puesto en mi camino a aquellas personas que han sido mi soporte y compañía durante todo el periodo de estudio.

A mis queridos padres David y Nelly, por haberme brindado todo su amor, apoyo en los momentos más difíciles y por sus palabras de aliento, para seguir adelante en todo momento.

A mi hermano Javier, por su inmenso cariño, muestras de afecto y darme ánimo para alcanzar esta meta tan importante en mi carrera profesional.



AGRADECIMIENTOS

A Dios por haberme guiado en todo momento.

A mis padres David y Nelly, a mi hermano Javier, les agradezco su apoyo, su guía y su confianza en la realización de mis sueños.

A la Universidad Nacional del Altiplano e ingenieros de la Facultad de Ingeniería Química por mi formación personal.

Al Instituto del Mar del Perú, laboratorio continental IMARPE – PUNO, por facilitarme realizar parte de este trabajo en las instalaciones del laboratorio. De igual manera al personal que allí labora por toda su colaboración.

Al laboratorio de la facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional del Altiplano por permitirme realizar la parte experimental de este trabajo.

Agradecer sinceramente a mi asesor de tesis, Ing. Rolando Rody Jara Huarancca su esfuerzo, dedicación, su manera de trabajar, su paciencia. Él ha inculcado en mí un sentido de seriedad, responsabilidad y rigor académicos sin los cuales no podría tener una formación completa como investigador. A su manera ha sido capaz de ganarse mi lealtad y admiración con todo lo recibido durante el periodo de tiempo que ha durado esta tesis. Dios te recompense el ciento por uno.

De manera también muy especial al Ing. Humberto Siguairo Mamani, que con su capacidad, experiencia y por su gran amistad que siempre me ha demostrado, agradezco su participación y los consejos que me brindó para culminar este trabajo.

A mis amigos por su amistad y apoyo brindado por los momentos malos y buenos que compartimos, en especial a mi amigo John Nilton Callo Mamani, porque gracias a su apoyo incondicional, su alegría en todo momento me ha permitido convertir las cosas malas en buenas, la tristeza en alegría.

¡Gracias a ustedes!

PRESENTACIÓN

SEÑOR DECANO DE LA FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO - PUNO.

SEÑOR COORDINADOR DE INVESTIGACIÓN DE LA FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA.

En cumplimiento con las disposiciones legales vigentes del Estatuto de la Universidad Nacional del Altiplano y el Reglamento de la Facultad de Ingeniería Química, presento a vuestra consideración, el trabajo de tesis de investigación intitulado: **“ELECTROCOAGULACIÓN EN LA REMOCIÓN DE MERCURIO DE LAS AGUAS RESIDUALES EN EL CENTRO POBLADO LA RINCONADA PUNO”** con la finalidad de optar el Título Profesional de Ingeniero Químico y contribuir a la solución del problema de contaminación del agua por mercurio.

En la presente investigación se estudió la remoción mercurio de las aguas residuales del centro poblado La Rinconada-Puno donde se evaluaron las variables operacionales mediante un diseño experimental.

En tal sentido quiero expresar mi agradecimiento a todos los docentes de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional del Altiplano por las enseñanzas brindadas para la realización de este trabajo de investigación.

Karen Kelly Quispe Quispe

ÍNDICE GENERAL

Pág.

DEDICATORIA

AGRADECIMIENTOS

PRESENTACIÓN

RESUMEN

INTRODUCCIÓN

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA, OBJETIVOS, HIPÓTESIS, ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN

1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	1
1.2. OBJETIVOS.....	3
1.2.1. OBJETIVO GENERAL.....	3
1.2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
1.3. HIPÓTESIS	4
1.3.1. HIPÓTESIS GENERAL.....	4
1.3.2. HIPÓTESIS ESPECÍFICA	4
1.4. ANTECEDENTES.....	5
1.4.1. ANTECEDENTES INTERNACIONALES	5
1.4.2. ANTECEDENTES NACIONALES.....	6
1.4.3. ANTECEDENTES REGIONALES	6
1.5. JUSTIFICACIÓN.....	7

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO Y CONCEPTUAL

2.1. MARCO TEÓRICO	9
2.1.1. MERCURIO	9
2.1.1.1. Efectos sobre la salud - medio ambiente y ciclo del mercurio	10
2.1.1.2. Utilización del mercurio en la minería	12
2.1.1.3. Legislación ambiental del mercurio.....	12
2.1.2. TEORÍA SOBRE LA COAGULACIÓN	12
2.1.2.1. Coagulación y floculación	14
2.1.2.2. Mecanismos de coagulación.....	14
2.1.2.3. Coagulación química	16
2.1.3. ELECTROCOAGULACIÓN.....	17
2.1.3.1. Teoría de la electrocoagulación	17
2.1.3.2. Configuraciones eléctricas e hidráulicas.....	19
2.1.3.3. La electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales	21

2.1.3.4.	Dosificación de coagulante en la electrocoagulación	23
2.1.3.5.	Ventajas y desventajas de la electrocoagulación	24
2.1.3.6.	Parámetros que afectan el proceso de electrocoagulación	25
2.1.4.	DISEÑO DE EXPERIMENTOS	28
2.1.4.1.	Diseños compuestos.....	28
2.1.4.2.	Estimación del modelo matemático para diseños rotables y compuestos.....	29
2.2.	MARCO CONCEPTUAL	31
2.2.1.	AGUAS RESIDUALES	31
2.2.2.	METALES PESADOS	31
2.2.3.	MERCURIO	31
2.2.4.	COAGULACIÓN QUÍMICA.....	31
2.2.5.	LA ELECTROQUÍMICA.....	31
2.2.5.1.	Electrodo.....	32
2.2.5.2.	Ánodo	32
2.2.5.3.	Cátodo.....	32
2.2.5.4.	Tensión eléctrica.....	32
2.2.5.5.	Corriente	32
2.2.5.6.	Densidad de corriente	32
2.2.6.	ELECTROCOAGULACIÓN.....	32

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

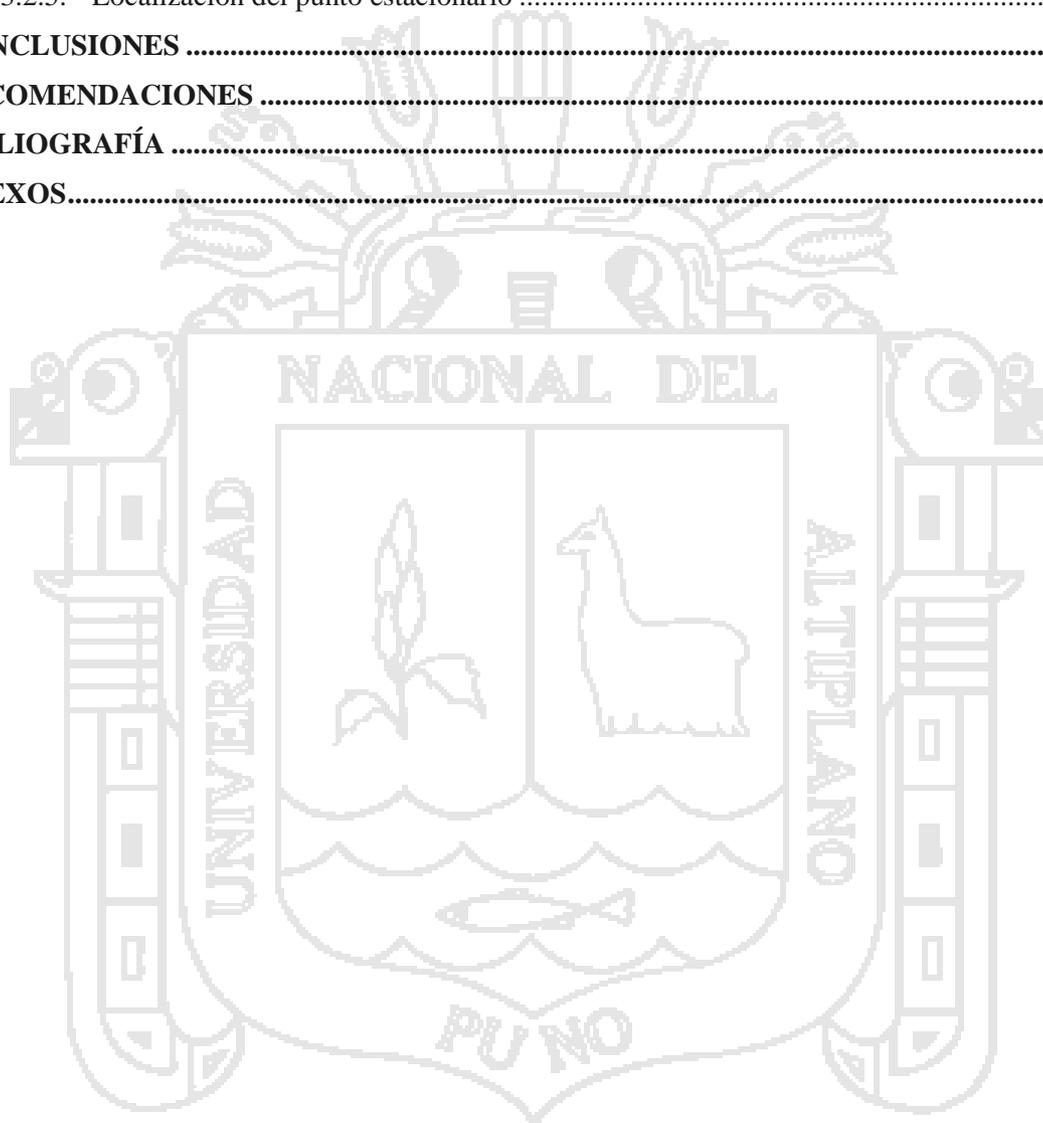
3.1.	MATERIALES, EQUIPOS Y REACTIVOS	33
3.1.1.	MATERIAL DE LABORATORIO.....	33
3.1.2.	EQUIPOS	33
3.1.3.	REACTIVOS.....	33
3.2.	MÉTODOS.....	34
3.2.1.	CONSTRUCCIÓN DE LA CELDA DE ELECTROCOAGULACION.....	34
3.2.1.1.	Características de la celda de electrocoagulación.....	34
3.2.2.	ASPECTOS GENERALES DEL CENTRO POBLADO LA RINCONADA	34
3.2.2.1.	RECOLECCIÓN DE MUESTRAS.....	35
3.2.3.	CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES.....	36
3.2.3.1.	Determinación de las propiedades físicas y químicas.....	36
3.2.3.2.	Determinación espectrofotométrica de mercurio.....	37
3.2.4.	PARTE EXPERIMENTAL	38
3.2.4.1.	Proceso de electrocoagulación.....	38
3.2.4.2.	Diseño rotable de segundo orden.....	39
3.2.4.3.	Modelo de regresión	42
3.2.4.4.	Análisis estadístico	43

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1.	CONSTRUCCIÓN DE LA CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN	48
4.1.1.	CARACTERÍSTICAS DE LA CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN.....	48
4.1.2.	ESPECIFICACIONES DE LOS ELECTRODOS.....	49
4.2.	CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES	49
4.2.1.	Caracterización de las aguas residuales antes del tratamiento por electrocoagulación	49

4.2.2. Caracterización de las aguas residuales después del tratamiento por electrocoagulación	51
4.3. DISEÑO EXPERIMENTAL	54
4.3.1. MODELO DE REGRESIÓN.....	59
4.3.2. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	60
4.3.2.1. Estimación de los efectos principales y contribución porcentual	60
4.3.2.2. Análisis de varianza.....	64
4.3.2.3. Significancia del modelo generado.....	66
4.3.2.4. Gráfica de superficie de respuesta y contorno	67
4.3.2.5. Localización del punto estacionario	69
CONCLUSIONES	71
RECOMENDACIONES	72
BIBLIOGRAFÍA	73
ANEXOS.....	81



ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
TABLA 2-1. Matriz para el diseño compuesto ($k=3$).....	30
TABLA 2-2. Construcción del diseño rotable.	30
TABLA 3-1. Coordenadas de los puntos de muestreo.....	35
TABLA 3-2. Variables para el diseño experimental.....	41
TABLA 3-3. Diseño compuesto central para la remoción de mercurio de las aguas residuales.	42
TABLA 3-4. Análisis de varianza.....	45
TABLA 3-5. Indicadores estadísticos.....	47
TABLA 4-1. Resultados de la caracterización de las aguas residuales.....	50
TABLA 4-2. Caracterización de las aguas residuales después del tratamiento.	52
TABLA 4-3. Concentraciones iniciales y finales de mercurio en la muestra M-1.	54
TABLA 4-4. Concentraciones iniciales y finales de mercurio en la muestra M-2.	55
TABLA 4-5. Variable respuesta de los experimentos con el diseño compuesto central.	56
TABLA 4-6. Coeficientes de regresión.	59
TABLA 4-7. Efectos principales de las variables e interacciones para M-1.....	60
TABLA 4-8. Efectos principales de las variables e interacciones para M-2.....	60
TABLA 4-9. Análisis de varianza para la remoción de mercurio en M-1.	64
TABLA 4-10. Análisis de varianza para la remoción de mercurio en M-2.....	65
TABLA 4-11. Indicadores estadísticos para la evaluación del modelo estadístico (M-1).....	66
TABLA 4-12. Indicadores estadísticos para la evaluación del modelo estadístico (M-2).....	67
TABLA 4-13. Valores óptimos para la remoción de mercurio en la muestra M-1.....	69
TABLA 4-14. Valores óptimos para la remoción de mercurio en la muestra M-2.....	70

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
FIGURA 2-1. El ciclo del mercurio en lagos de agua dulce.....	11
FIGURA 2-2. Configuración y modelo de la doble capa.....	13
FIGURA 2-3. Principales mecanismos de la coagulación de aguas residuales coloidales.....	16
FIGURA 2-4. Celda de electrocoagulación con dos electrodos.....	18
FIGURA 2-5. Arreglo de electrodos.....	20
FIGURA 2-6. Unidades de electrocoagulación.....	20
FIGURA 2-7. Configuraciones de flujo dentro de un reactor de electrocoagulación.....	21
FIGURA 2-8. Distribución de los puntos en un diseño rotable.....	29
FIGURA 3-1. Ubicación geográfica de los puntos de muestreo.....	35
FIGURA 3-2. Diagrama de flujo para la remoción de mercurio por electrocoagulación.....	39
FIGURA 3-3. Puntos experimentales de un diseño compuesto de 3 factores en 3 niveles.....	40
FIGURA 4-1. Especificaciones de la celda de electrocoagulación.....	48
FIGURA 4-2. Especificaciones del electrodo.....	49
FIGURA 4-3. Caracterización de las muestras de agua residual M-1 y M-2.....	50
FIGURA 4-4. Características de la muestra de agua residual M-1 después del tratamiento.....	52
FIGURA 4-5. Características de la muestra de agua residual M-2 después de tratamiento.....	53
FIGURA 4-6. Gráficas de los efectos principales para el %Remoción de mercurio en.....	61
FIGURA 4-7. Gráficas de las interacciones para el %Remoción de mercurio en M-1.....	62
FIGURA 4-8. Gráficas de los efectos principales para el %Remoción de mercurio en.....	63
FIGURA 4-9. Gráficas de las interacciones para el %Remoción de mercurio en M-2.....	63
FIGURA 4-10. Gráfica de la superficie de respuesta para el %Remoción de mercurio en M-1.....	67
FIGURA 4-11. Gráfica de contorno para el %Remoción de mercurio en M-1.....	68
FIGURA 4-12. Gráfica de la superficie de respuesta para el %Remoción de mercurio en M-2.....	68
FIGURA 4-13. Gráfica de contorno para el %Remoción de mercurio en M-2.....	69

RESUMEN

En el presente estudio, se evaluó la electrocoagulación para la remoción de mercurio de las aguas residuales del centro poblado La Rinconada. Se trataron por electrocoagulación 2 muestras de agua residual tomadas de distintos puntos del centro poblado La Rinconada-Puno. Los trabajos experimentales fueron realizados en los laboratorios del Instituto del Mar del Perú (IMARPE-Puno) y Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional del Altiplano-Puno.

Los experimentos se realizaron en una celda de electrocoagulación, para ello se construyó una celda de material acrílico para tratar volúmenes de muestra de 1000 mL. La configuración de la celda fue monopolar con 5 electrodos de aluminio 3 placas conectadas al ánodo y 2 placas conectadas al cátodo con una separación entre electrodos de 20 mm.

Las aguas residuales presentaron las siguientes características físicas y químicas en la muestra M₁: pH 4.21, conductividad eléctrica 1.76 mS/cm, dureza 501.60 mg/L, alcalinidad 200.80 mg/L, cloruros 31.20 mg/L, sulfatos 360.00 mg/L, calcio 85.12 mg/L, magnesio 416.48 mg/L y mercurio 0.596 mg/L. En la muestra M₂: pH 4.60, conductividad eléctrica 1.64 mS/cm, dureza 486.40 mg/L, alcalinidad 160.64 mg/L, cloruros 28.37 mg/L, sulfatos 367.00 mg/L, calcio 77.52 mg/L, magnesio 408.88 mg/L y mercurio 0.522 mg/L. Después del tratamiento de electrocoagulación se observó un incremento del pH, conductividad eléctrica y cloruros. Mientras que las concentraciones de dureza, alcalinidad, sulfatos, calcio, magnesio y mercurio experimentaron una reducción en ambas muestras de agua residual.

Los experimentos de electrocoagulación para la remoción de mercurio se realizaron mediante un diseño compuesto central a través del diseño de Box-Wilson, para el tratamiento de las aguas residuales con concentraciones de mercurio de 0.596 mg/L y 0.522 mg/L cuyas variables de operación fueron: densidad de corriente (J), concentración de NaCl (m) y tiempo de electrocoagulación (t); la variable respuesta fue el porcentaje de remoción de mercurio. Bajo las condiciones ensayadas se obtuvieron altos porcentajes de remoción de mercurio del 97.00% (M-1) y 94.93% (M-2) a una densidad de corriente de 6.61 mA/cm², concentración de NaCl de 3 g/L y 30 minutos de tratamiento. Los modelos de regresión de segundo orden ajustados fueron:

$$\%R_1 = -54.339 + 15.420J + 26.002m + 4.982t - 1.286J^2 - 4.285m^2 - 0.072t^2 + 0.433Jm - 0.295mt$$

$$\%R_2 = -50.489 + 14.503J + 30.374m + 4.186t - 1.476J^2 - 5.503m^2 - 0.077t^2 + 0.166Jt - 0.170mt$$

Palabras claves: Aguas residuales, remoción, electrocoagulación, mercurio, electrodo de aluminio, densidad de corriente.

INTRODUCCIÓN

Uno de los principales problemas que enfrenta la humanidad en este siglo es la necesidad de proveer agua para una creciente población mundial. Se piensa que la problemática del agua aumente con el transcurrir de las décadas venideras, con la escasez del agua aconteciendo globalmente, incluso en regiones que son consideradas en la actualidad ricas en agua (Pérez *et al.*, 2011). Entre tanto, la demanda de agua va en aumento en relación con el agua disponible y existe una sobreexplotación de las fuentes, además de la contaminación, mal uso y desperdicio por la utilización de sistemas de distribución inadecuadas e ineficientes (Restrepo *et al.*, 2006). La descarga de efluentes resultado de una gran variedad de actividades antropogénicas han dado lugar a la contaminación de los ríos, lagos y otras fuentes de agua. El crecimiento de la población y la extensión de las áreas urbanas han exacerbado los impactos adversos en los recursos de agua. Puesto que las poblaciones en crecimiento dan como resultado un significativo incremento del volumen de aguas residuales (Escobar *et al.*, 2005).

Las aguas residuales industriales con metales pesados se descargan directamente o indirectamente cada vez más en el ambiente, especialmente con el desarrollo rápido de industrias tales como la galvanoplastia de metales, la de operaciones mineras, industria de fertilizantes, curtiembres, baterías, industria del papel y pesticidas, etc., que contienen varias clases de sustancias tóxicas tales como agentes de limpieza alcalinos, los solventes de desengrase, aceite, grasa y metales pesados. La mayoría de los metales tales como el cobre, níquel, plomo y cinc son nocivos cuando se descargan sin previo tratamiento, porque no son biodegradables y tienden a acumularse en los organismos vivos, y muchos de iones de metales pesados son conocidos como tóxicos (Al Aji *et al.*, 2012).

El mercurio se encuentra generalmente en forma inorgánica y orgánica. En la forma inorgánica, existe generalmente en varios estados físicos: líquido (Hg^0) o sólido (sales de iones Hg^{2+} , Hg_2^{2+} u óxido). Sin embargo, el mercurio inorgánico puede combinarse con compuestos orgánicos para dar compuestos organometálicos, y a veces metilmercurio por la acción de bacterias. En esta última forma, el mercurio es mucho más tóxico e inestable comparado a su forma libre. En general, la contaminación por mercurio es favorecida por su alta volatilidad que pueda inducir su inhalación a través del aire; su alta reactividad permite fácilmente que el mercurio se combine con otros elementos, volviéndolos sus especies estables y puede acumularse en los productos acuáticos. La ingestión de estos productos constituye otra manera de contaminación de los seres humanos (Nanseu *et al.*, 2009).

Existe una necesidad urgente desarrollar tecnologías innovadoras, eficaces y baratas para tratar las aguas residuales (Escobar *et al.*, 2005). Las investigaciones deben conducir a identificar nuevos métodos robustos de purificación del agua a un costo más bajo y menos energía, mientras que al mismo tiempo reduzcan al mínimo el uso de productos químicos y el impacto en el ambiente (Pérez *et al.*, 2011). Varias técnicas se han empleado para el tratamiento de metales pesados, tales como la precipitación, la adsorción, el intercambio iónico, la electrocoagulación e intercambio iónico asistido con membranas de separación. La precipitación es la más aplicable entre estas técnicas y considerada la más económica (Al Aji *et al.*, 2012).

La electroquímica es una tecnología que en las últimas décadas ha tenido muchas aplicaciones industriales y se ha desarrollado rápidamente ofreciendo varias alternativas que compiten ventajosamente con distintos procesos. Tradicionalmente los contaminantes presentes en las aguas residuales han sido eliminados por coagulación química, mediante la adición de agentes químicos que propician la neutralización de las cargas de las partículas que se encuentran suspendidas o en forma coloidal, dando como resultado la disminución de las repulsiones entre partículas, que son aglomeradas para su posterior precipitación (Arango y Garcés, 2007). La electrocoagulación es una alternativa a la coagulación química. En los procesos electrolíticos el coagulante se forma por las reacciones de óxido-reducción que ocurren entre los electrodos y el medio acuoso y son promovidas por la corriente eléctrica (Mollah *et al.*, 2001). La electrocoagulación implica la generación eléctrica de coagulantes in situ disolviendo iones de aluminio o hierro de los electrodos respectivos del metal. La generación del ión del metal ocurre en el ánodo, mientras que se produce gas hidrógeno en el cátodo. Los iones metálicos forman floculantes que atrapan los contaminantes mientras que el gas hidrógeno flota estas partículas. Este proceso a veces se llama electrofloculación (Linares *et al.*, 2010).

En la presente investigación se estudió la remoción de iones mercurio de las aguas residuales del proceso de amalgamación del centro poblado La Rinconada de la Provincia de San Antonio de Putina, Departamento de Puno. Las pruebas experimentales fueron realizadas mediante un diseño experimental compuesto de Box y Wilson cuyos factores fueron la densidad de corriente, concentración de NaCl y tiempo de electrocoagulación. Para ello se construyó una celda electroquímica provista de placas metálicas paralelas de aluminio como electrodos; al aplicar una diferencia de potencial y corriente a la celda se consiguió la generación de iones aluminio en disolución formándose el hidróxido de aluminio el cual actuó como agente adsorbente para la remoción de iones mercurio presentes en el agua residual.

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA, OBJETIVOS, HIPÓTESIS, ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN

En este capítulo se presentan el planteamiento del problema, objetivos, hipótesis, antecedentes y justificación para la presente investigación en relación al estudio de la remoción de mercurio por electrocoagulación de las aguas residuales del centro poblado La Rinconada.

1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El agua es, sin la menor duda, el recurso natural más importante del mundo, ya que sin ella no podría existir la vida y las industrias no funcionarían. El agua no tiene sustituto en muchas aplicaciones. El agua juega un papel muy importante en el desarrollo de las comunidades, ya que es indispensable asegurar su abastecimiento para que una comunidad este establecida permanentemente (Ramos *et al.*, 2003).

En el centro poblado La Rinconada, el principal problema de la contaminación de las aguas naturales, es el ocasionado por la minería informal que se desarrolla. La contaminación por mercurio es el principal problema ambiental, además tiene efectos perjudiciales para la salud de los trabajadores y su entorno. El uso indiscriminado e ineficiente del mercurio para amalgamar el oro, debido a su sencillez; es el método más difundido, preferido y aplicado por los mineros, la ocasiona que grandes cantidades de mercurio se pierdan y viertan en el medio ambiente en forma gaseosa o líquida. La contaminación de las aguas genera el trastorno y la desaparición de la flora y fauna existente en dicha zona. Según Pantoja (2001) el mercurio emitido por la minería aurífera se acumula principalmente en forma de mercurio metálico (Hg^0) y compuestos de Hg^+ y Hg^{2+} , en los sedimentos de los ríos y suelos, donde por la acción bacteriana y bajo ciertas condiciones, se puede convertir en mercurio orgánico, especialmente en metilmercurio. Esta forma de mercurio es de gran toxicidad para el ser humano la que puede acumularse en los organismos acuáticos y pasar al hombre.

En nuestro país las concentraciones de mercurio presentes en las aguas naturales y residuales están sujetas a un control por parte del Ministerio del ambiente y Ministerio de Salud. Según el D.S. N° 002-2008-MINAM, los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para el agua (ECA); para la Categoría 4: Conservación del Ambiente Acuático (ANEXO H), establece que el límite de

tolerancia de mercurio en lagos y lagunas es de 0.0001 mg/L. Por otro lado para las actividades minero metalúrgicos tenemos el D.S. N° 010-2010-MINAM, los Límites Máximos Permisibles para la descarga de efluentes líquidos de Actividades Minero-Metalúrgicas (ANEXO I); establece un límite de tolerancia de mercurio de 0.002 mg/L en cualquier momento y límite promedio anual de 0.0016 mg/L. En el D.S. N° 031-2010-SA, Reglamento de la Calidad de Agua para Consumo Humano y la Organización Mundial de la Salud (OMS) recomiendan una concentración máxima de mercurio en el agua potable de 0.001 mg/L.

Se debe realizar un tratamiento inmediato de las aguas residuales en el centro poblado La Rinconada para reducir las concentraciones de mercurio. Por lo tanto se plantea la siguiente interrogante:

¿En qué medida será la remoción de mercurio de aguas residuales mineras en el centro poblado La Rinconada por electrocoagulación?

De esta pregunta general se derivan las siguientes subpreguntas:

- P₁: ¿Cuáles son las características que debe tener la celda de electrocoagulación a construir para la remoción de mercurio por electrocoagulación de aguas residuales mineras?
- P₂: ¿Qué características tendrá las aguas residuales antes y después del tratamiento por electrocoagulación?
- P₃: ¿Qué parámetros influirán de manera significativa y cuál es el porcentaje de remoción en el proceso de electrocoagulación de mercurio?
- P₄: ¿De qué manera contribuirá el ajuste a un modelo de regresión de los datos experimentales del proceso de remoción de mercurio por electrocoagulación de aguas residuales mineras?

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. OBJETIVO GENERAL

Evaluar la electrocoagulación para la remoción mercurio de las aguas residuales procedentes del centro poblado La Rinconada.

1.2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Construir una celda de electrocoagulación a escala de laboratorio para la evaluación de los parámetros de operación en la remoción de mercurio de las aguas residuales.
- Determinar las características físicas y químicas de las aguas residuales antes y después del tratamiento por electrocoagulación.
- Evaluar los parámetros de operación mediante un diseño de experimentos y determinar el porcentaje de remoción de mercurio por electrocoagulación.
- Ajustar a un modelo de regresión los datos experimentales del proceso remoción de mercurio por electrocoagulación.

1.3. HIPÓTESIS

1.3.1. HIPÓTESIS GENERAL

Mediante el tratamiento por electrocoagulación de las aguas residuales procedentes del centro poblado La Rinconada se logra altos porcentajes de remoción de mercurio.

1.3.2. HIPÓTESIS ESPECÍFICA

- Mediante una celda de electrocoagulación empleando electrodos de aluminio como ánodos de sacrificio es posible la remoción de mercurio de las aguas residuales.
- La caracterización de las aguas residuales permite establecer los factores de operación para el proceso de electrocoagulación, alcanzando niveles aceptables de los parámetros según los establecidos por las normas de calidad del agua.
- Con los parámetros como la densidad de corriente, concentración de NaCl y tiempo de electrocoagulación se logra un alto porcentaje de remoción de mercurio.
- El ajuste a un modelo de regresión de segundo orden permite predecir confiablemente el comportamiento del proceso de electrocoagulación de mercurio.

1.4. ANTECEDENTES

1.4.1. ANTECEDENTES INTERNACIONALES

Dimoglo *et al.* (2004), emplearon electrodos de aluminio con un area superficial activa de 300 cm² para la remoción de mercurio por electrocoagulación. Determinaron las condiciones optimas de operación, el efecto de la densidad de corriente y el tiempo de operación. La densidad de corriente empleada estuvo entre 1.6 y 6.6 mA.cm⁻² y tiempo de 5 a 15 minutos respectivamente, obteniendo altas remociones de mercurio a dichas condiciones.

Arango y Garcés (2007), reportaron estudios sobre el diseño de una celda para procesos de electrocoagulación de aguas residuales de la industria láctea, en las que mencionan aspectos fundamentales a tener en cuenta en el diseño en relación a los electrodos, los materiales de este, la geometría y la disposicion de estos; las que son fundamentales para que la aplicación de la electrocoagulación tenga resultados óptimos.

Nanseu *et al.* (2009), removieron por electrocoagulación de soluciones de concentración igual a 2×10^{-5} M. Tambien investigaron el efecto de la distancia entre electrodos, densidad de corriente, cantidad de carga y pH inicial para la remoción, empleando electrodos de alumnio. La remoción de mercurio fue del 99.9% con una distancia entre electrodos de 3 cm, densidad de corriente de 2.500 a 3.125 A dm⁻² y tiempos de 25 minutos.

Vasudevan *et al.* (2012), optimizaron el proceso de electrocoagulación para la remoción de mercurio de aguas contaminadas; en la cual estudiaron diferentes parámetros como el efecto de la concentración inicial, de la temperatura, pH y densidad de corriente. Lograron una eficiencia máxima de remoción utilizando aleaciones de magnesio como ánodo y fierro galvanizado como cátodo a una densidad de corriente de 0.15 A/dm² y pH 7.0.

Chaturvedi (2013), empleó electrodos de aluminio como ánodos de sacrificio para la remoción de mercurio por electrocoagulación. Evaluó el efecto del potencial, pH inicial, concentración inicial, agitación, concentración de electrolito. La remoción máxima de mercurio fue del 98.5% bajo las condiciones de pH 4.5, potencial de 9.0 V, concentración inicial 50 ppm, concentración de electrolito de 1.333 g/L y agitación de 400 rpm.

1.4.2. ANTECEDENTES NACIONALES

Barboza (2011), realizó estudios en el campo de la electrocoagulación empleando electrodos de sacrificio de aluminio para la reducción de la carga de contaminantes de las aguas residuales de la planta de tratamiento de aguas residuales “La Tatora” en Ayacucho. Obtuvo resultados muy efectivos con 25 minutos de electrocoagulación, densidad de corriente de 12.5 mA/cm^2 , tensión en el rango de 21-23 V y pH en el rango de 7.33-7.34; la que permitió la remoción de turbidez en 94.65%, coliformes fecales en 65.1% y disminución de DBO en 64.8%. Consiguiendo de esta manera mejorar la calidad del agua.

Loayza *et al.* (2013), reportaron estudios en el tratamiento de aguas residuales de una industria textil lanera mediante procesos de electrocoagulación, para ello emplearon un reactor a nivel de laboratorio con capacidad de 2 litros provistos con electrodos de aluminio y fierro. Los electrodos de aluminio y fierro resultaron ser muy efectivos en el proceso de electrocoagulación de la aguas residuales para la remoción de color en efluentes de teñido de hasta un 88.4% con una densidad de corriente óptima de 19 A/m^2 y una distancia óptima de separación de electrodos igual a 1 cm y un área superficial de 3135.6 cm^2 .

1.4.3. ANTECEDENTES REGIONALES

Machaca (2010), reportó estudios en la reducción de la turbidez, materia orgánica y demanda química de oxígeno de las aguas residuales de la Laguna Espinar de la ciudad de Puno por electrocoagulación empleando electrodos de aluminio como ánodos de sacrificio. Para las condiciones de pH 12, densidad de corriente de 1.02 mA/cm^2 y tiempo de 5 minutos logró disminuir la turbidez a un 83.7%, materia orgánica a 73.9% y demanda química de oxígeno a 28.3%. Además removió oxígeno disuelto a un 79% a condiciones de pH 12, densidad de corriente de 6.40 mA/cm^2 y tiempo de 25 minutos.

Mayta (2012), realizó estudios de remoción de cromo y demanda química de oxígeno de las aguas residuales de la curtiembre de la Facultad de Ingeniería Química de la UNA-Puno. Con parámetros como tensión de 10 V, concentración de cromo de 490 mg/L, demanda química de oxígeno de 377.3 mg/L y tiempo de residencia de 45 minutos disminuyó la concentración de cromo a 5.6 mg/L y demanda química de oxígeno a 197.5 mg/L incrementándose la temperatura y pH y disminuyendo levemente la conductividad.

1.5. JUSTIFICACIÓN

La minería del oro artesanal y en pequeña escala en el centro poblado La Rinconada es la principal fuente de contaminación del agua por mercurio en nuestro departamento, debido a la incorrecta utilización y desconocimiento de métodos de tratamiento. Esta práctica ocasiona daños a los seres vivientes y al medio ambiente. Siendo de esta manera, el mercurio uno de los metales más tóxico presentes en el ambiente. Una vez que el mercurio entra en la cadena alimenticia, las concentraciones de este elemento se acumulan en los seres humanos y los animales, ocasionando numerosos efectos nocivos en la salud.

En nuestro país según el D.S. N° 010-2010-MINAM fue aprobado los Límites Máximos Permisibles para la descarga de efluentes líquidos de Actividades Minero- Metalúrgicas, donde el límite de concentración de mercurio en cualquier momento es de 0.002 mg/L y el límite para el promedio anual es 0.0016 mg/L. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS) y el D.S. N° 031-2010-SA, Reglamentos de la Calidad del Agua para Consumo Humano de nuestro país recomiendan una concentración de mercurio de 0.001 mg/L.

Varias técnicas son utilizadas con el objetivo de reducir los efectos causados por la presencia del mercurio y de sus derivados en las aguas residuales. Las que Incluyen la coagulación química, la precipitación, la electroflotación, la adsorción sobre carbón activado, el intercambio iónico a través de una membrana líquida-líquida, la fijación del agente contaminante a través de una membrana biológica y la ultrafiltración. Algunas técnicas basadas en el entrapamiento del mercurio por materiales modificados que usaban a ciertos grupos que tenían afinidades con el mercurio se han desarrollado recientemente (Nanseu *et al.*, 2009).

La mayoría de estudios realizados en este campo con estas técnicas no muestran remociones eficaces satisfactorias. Por otra parte, su puesta en práctica requiere medios importantes en términos de equipo y reactivo, que contribuye al incremento de su costo de producción. Como ejemplo, la coagulación química requiere algunos reactivos (sales hidrolizables de hierro y aluminio), un ajuste permanente de pH y esto conduce en general a una contaminación secundaria (Chen, 2004).

En los procesos electroquímicos no es necesario añadir reactivos al agua residual, con lo que el agua tratada frecuentemente puede volver a ser reciclada al proceso. Además, los costos operativos son bajos, la producción de fangos es mínima y es posible conseguir la deposición selectiva de un metal mediante el control de las condiciones operativas (Cañizares *et al.*, 2004). Los estudios en

descontaminación por electrocoagulación de efluentes que contenían metales pesados con excepción del mercurio condujeron a una eficiente remoción cerca del 100%. Más importantemente, la descontaminación por esta técnica no implica ningún riesgo de contaminación lateral (Nanseau *et al.*, 2009). Sin embargo en estudios recientes reportados por Chaturvedi (2013) para la remoción de mercurio por electrocoagulación, obtuvo altas remociones con esta técnica. El objetivo de este proyecto es reducir las concentraciones de mercurio por electrocoagulación de las aguas residuales provenientes del Centro Poblado La Rinconada hasta alcanzar los límites máximo permisibles para este metal.



CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO Y CONCEPTUAL

En este capítulo se cubren aspectos teóricos relacionados al mercurio y el proceso de electrocoagulación. Se hace una breve exposición de las propiedades del mercurio, sus efectos en la salud y el medio ambiente y utilización. También se presentan los principios del proceso de electrocoagulación como una tecnología en la remoción de mercurio presentes en las aguas residuales.

2.1. MARCO TEÓRICO

2.1.1. MERCURIO

El mercurio es un metal blanco plateado. Junto con el cadmio y cinc, se ubica en el grupo IIB de la tabla periódica. Su estructura cortical externa es $5d^{10}, 6s^2$. El mercurio por sus características fisicoquímicas: estado líquido a temperatura ambiente y el único conocido en estado líquido a $0\text{ }^{\circ}\text{C}$, densidad elevada, calor específico poco elevado, líquido muy poco compresible, tensión superficial muy alta, capacidad calorífica muy débil, capacidad de amalgamación con otros metales (Español, 2001). El mercurio metálico, Hg^0 , forma amalgamas fácilmente con muchos metales, por lo que se emplea en diversos procesos industriales (Castillo *et al.*, 2005)

Sus características fisicoquímicas son las siguientes (Español, 2001):

Numero atómico: 80

Peso atómico: 200.61

Punto de fusión: $-38.9\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Punto de ebullición: $356.9\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Densidad ($20\text{ }^{\circ}\text{C}$): $13,5955\text{ g/cm}^3$

Tensión superficial: $480,3\text{ din/cm}^3$

El mercurio se puede encontrar en diversas formas físicas y química. Existe en estado elemental (Hg^0) y además, en los estados iónicos Hg^+ y Hg^{2+} , en los cuales ha perdido 1 y 2 electrones respectivamente. Como ejemplo de compuestos inorgánicos del mercurio están el HgCl y el HgCl_2 , derivados del Hg^+ y Hg^{2+} y como ejemplos de compuestos orgánicos, tenemos el CH_3Hg^+ y el CH_3HgCH_3 que provienen del Hg^{2+} (Albert, 1987).

2.1.1.1. Efectos sobre la salud - medio ambiente y ciclo del mercurio

Los efectos tóxicos del mercurio dependen de su forma química y de la vía de exposición. El metilmercurio (CH_3Hg^+) es la forma más tóxica. Afecta el sistema inmune, altera los sistemas genéticos y de las enzimas y daña el sistema nervioso, incluyendo la coordinación y los sentidos del tacto, del gusto y de la vista. El metilmercurio es particularmente perjudicial para el desarrollo de los embriones, que son de cinco a diez veces más sensibles que los adultos. La exposición al metilmercurio es generalmente por la ingestión y se absorbe más fácilmente y se elimina más lentamente que otras formas de mercurio. El mercurio elemental causa temblores, gingivitis y excitabilidad cuando los vapores son inhalados por un largo periodo de tiempo. Aunque es menor tóxico que el metilmercurio, el mercurio elemental se puede encontrar en concentraciones más altas en ambientes tales como los sitios mineros de oro, donde es utilizado para extraer el oro. Si se ingiere mercurio elemental, se absorbe lentamente y puede pasar a través del sistema digestivo sin causar los daños. La ingestión de otras formas de mercurio, tales como la sal HgCl_2 , puede ocasionar daños al tracto gastrointestinal y a los riñones (Singh, 2005).

El mercurio es, tal vez, el metal más tóxico de todos los que el ser humano emplea con fines industriales (minería, electrónica, medicina, alimentación cosmética, etc.). Dicha toxicidad le viene dada, fundamentalmente, por la alta afinidad que muestra el Hg^{2+} por los grupos tiólico e ímicos de las proteínas, lo que facilita su desnaturalización. Además, el mercurio es adsorbido a mayor velocidad de la que puede ser eliminado, por lo que se acumula en los tejidos vivos, fenómeno conocido como bioacumulación. A lo largo de la cadena trófica, la concentración relativa de mercurio aumenta, por lo que se habla de biomagnificación (Castillo *et al.*, 2005).

Las transformaciones naturales y los caminos ambientales del mercurio son muy complejos y son afectados grandemente por la condición local. El mercurio elemental (Hg^0) puede volatilizarse relativamente y emitir a la atmósfera, oxidándose fotoquímicamente por la acción del ozono (O_3) a la forma Hg^{2+} , donde puede ser transportado en las corrientes de viento por un año o más y ser depositado en el ambiente para completar un ciclo adicional. En contraste, el Hg^{2+} tiene un tiempo de residencia atmosférico de menos de dos semanas de debido a su solubilidad en agua, volatilidad baja y características reactivas (Singh, 2005).

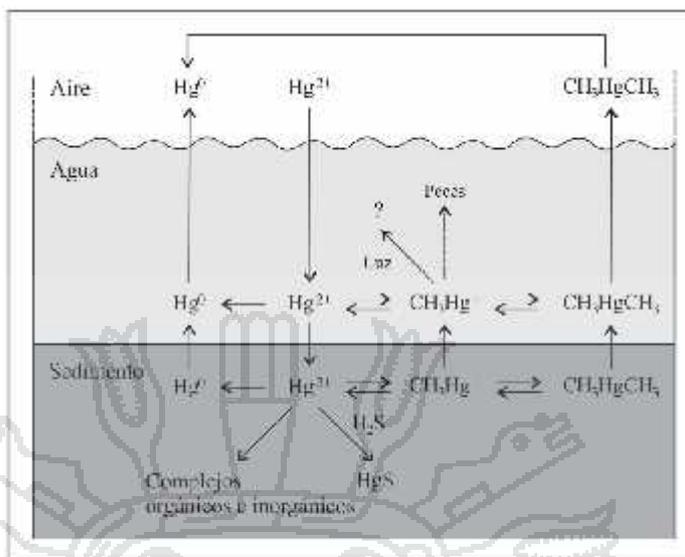


FIGURA 2-1. El ciclo del mercurio en lagos de agua dulce.

En los ambientes acuáticos, el mercurio suele encontrarse en forma de Hg^{2+} , que se adsorbe fácilmente a las partículas, lo que favorece su metabolización por los microorganismos. La metilación del mercurio es la principal reacción que, para minimizar sus efectos tóxicos, llevan a cabo un importante número de bacterias, fundamentalmente del grupo de las reductoras de sulfato, en las condiciones anóxicas de los fondos y sedimentos marinos (Castillo *et al.*, 2005).

La metilación del mercurio ocurre por dos vías, una anaerobia y otra aerobia (Albert, 1987). La formación del metilmercurio (CH_3Hg^+) implica la adición al Hg^{2+} de un grupo metilo. La transferencia de un segundo metilo produce dimetilmercurio (CH_3HgCH_3), que es muy volátil y se libera a la atmósfera (Castillo *et al.*, 2005).

El proceso de formación del dimetilmercurio ocurre en los sedimentos fangosos de los ríos y lagos, en especial en ausencia de oxígeno, cuando las bacterias y microorganismos anaeróbicos convierten el Hg^{2+} en $\text{Hg}(\text{CH}_3)_2$. El agente activo responsable del proceso de metilación es un constituyente común en los microorganismos: es un derivado de la vitamina B_{12} , el cual posee un anión CH_3^- enlazado al cobalto, que se denomina metilcobalamina (Baird y Cann, 2012). La luz del sol puede descomponer al metilmercurio a Hg^{2+} o Hg^0 , que pueden salir del medio ambiente acuático y volver a entrar a la atmósfera como gas (Singh, 2005).

2.1.1.2. Utilización del mercurio en la minería

En el proceso de amalgamación, el oro es atrapado por el mercurio en el seno de una pulpa acuosa para formar una sustancia altamente viscosa y de color blanco brillante, denominada amalgama. La recuperación final del metal precioso se realiza mediante un fuerte calentamiento de la aleación (evaporación del mercurio) o la utilización de ácido nítrico (disolución del mercurio). Para que el oro se amalgame tiene que estar en contacto con el mercurio, por lo que el oro incluido en otras sustancias (como por ejemplo sulfuros y cuarzo) no puede ser extraído hasta que se logre una molienda tal que libere las partículas metálicas y permita su contacto con el mercurio. La utilización inadecuada del mercurio en estas explotaciones conduce a la producción de altas pérdidas, tanto en forma de mercurio elemental durante el beneficio del mineral, como en forma de gas (vapor de mercurio) y compuestos inorgánicos durante la separación oro-mercurio (Pantoja, 2001).

2.1.1.3. Legislación ambiental del mercurio

Los Límites Máximos Permisibles para la descarga de efluentes líquidos de Actividades Minero-Metalúrgicas en nuestro país fueron aprobados según el D.S. N° 010-2010 MINAM donde el límite de concentración de mercurio en cualquier momento es de 0.002 mg/L y el límite para el promedio anual es 0.0016 mg/L. La Organización Mundial de la Salud (OMS) y en nuestro país según el Reglamento de la Calidad del Agua para Consumo Humano D.S. N° 031-2010-SA recomiendan una concentración máxima de mercurio igual a 0.001 mg/L.

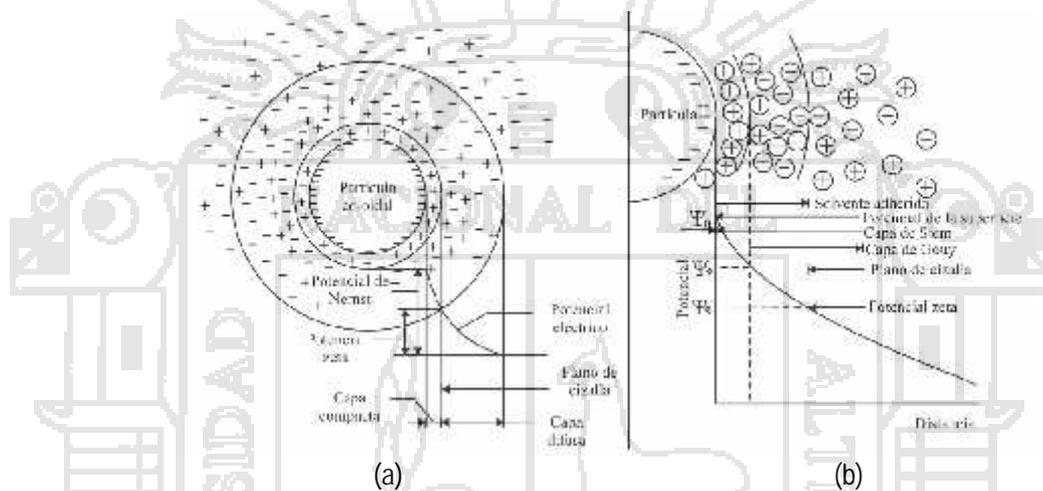
2.1.2. TEORÍA SOBRE LA COAGULACIÓN

El agua puede contener una variedad de impurezas, solubles e insolubles; entre estas últimas destacan las partículas coloidales, sustancias húmicas y microorganismos en general. Los coloidales presentan una carga superficial negativa, que impide que las partículas se aproximen unas a otras y que las lleva a permanecer en un medio que favorece su estabilidad. Las especies coloidales en aguas superficiales y residuales incluyen arcillas, sílice, hierro, metales pesados, color o sólidos orgánicos. Presentan un diámetro entre 1 y 1000 milimicrómetros, su comportamiento depende de su naturaleza y origen. Son las principales responsables de la turbiedad (Cánepa de Vargas *et al.*, 2004).

Desde hace tiempo se ha venido observando que las partículas coloidales sólidas de una dispersión acuosa se mueven al aplicar un campo eléctrico, lo cual indica que estas partículas

son portadoras de una carga eléctrica. El signo de esta carga primaria puede ser positivo o negativo, aunque la mayor parte de los coloides de las aguas residuales desarrollan una carga primaria negativa (Aguilar *et al.*, 2002).

La superficie de la partícula es negativa, hay un cúmulo de iones positivos en la interfaz (sólido-líquido) que forman, junto con la carga negativa de la partícula, la doble capa eléctrica, también denominada capa compacta. Los iones negativos se aproximan a la capa compacta y atraen iones positivos; así se forma la capa difusa, que engloba a la primera (Cánepa de Vargas *et al.*, 2004).



(a) Configuración esquemática de la doble capa eléctrica, (b) Modelo de la doble capa difusa de Stern-Gouy

FIGURA 2-2. Configuración y modelo de la doble capa.

La capa difusa resulta de la atracción de iones positivos, de la repulsión electrostática de iones negativos (con la misma carga de la partícula) y la difusión térmica. Se tiene, por tanto, una concentración elevada de iones positivos próximos a la superficie del coloide, también denominada capa de Stern, a partir de la cual se forma la capa difusa, en la cual la concentración de iones es menor. Se han propuesto varios modelos para explicar la doble capa eléctrica. Quizás el modelo que explica mejor este fenómeno es el de doble capa difusa de Stern-Gouy representado en la Figura 2-2 (b) (Cánepa de Vargas *et al.*, 2004).

En este modelo hay tres potenciales de interés:

- ❑ El potencial ψ_0 en la superficie coloidal. Es un potencial eléctrico creado por la presencia del coloide en el agua, que disminuye con la distancia, a partir de la superficie del mismo, donde es máximo. Se le denomina potencial de Nernst.
- ❑ El potencial ψ (Phi), en el interior de la superficie de la doble capa, donde comienza la capa difusa.
- ❑ El potencial ζ (Zeta) en el plano de cizalla.

Es importante destacar el concepto de plano de corte, que es una superficie imaginaria que separa la capa rígida de la capa difusa. El potencial en el plano de corte se conoce como potencial zeta (ζ). Físicamente el potencial zeta se define como el trabajo necesario para traer la unidad de carga desde el infinito al plano de corte. Los valores de parámetros electrocinéticos tales como el potencial zeta van a ser indicativos de la estabilidad de la suspensión coloidal.

El potencial zeta como parámetro relacionado con la carga de los coloides refleja la capacidad de estos de adsorber iones o moléculas dipolares. En el orden práctico, casi todos los coloides del agua son electronegativos, con un valor de potencial zeta, comprendido entre -14 y -30 mV. La adición del coagulante lleva a un cambio de la carga de la partícula desde negativa a positiva (Aguilar *et al.*, 2002).

2.1.2.1. Coagulación y floculación

La coagulación es un proceso por el que los componentes de una suspensión o disolución estable son desestabilizadas por superación de las fuerzas que mantienen su estabilidad (Aguilar *et al.*, 2002).

En la coagulación las partículas cargadas en suspensión coloidal son neutralizadas por colisión mutua con los iones contrarios y aglomerados, seguido por la sedimentación. El coagulante se agrega en forma de sustancia química (Mollah *et al.*, 2001).

La floculación es el proceso por el que las partículas desestabilizadas se unen para formar grandes partículas estables o aglomerados (Aguilar *et al.*, 2002).

2.1.2.2. Mecanismos de coagulación

Los coagulantes químicos pueden llevar a cabo la desestabilización por distintos caminos. Sin embargo, según las condiciones de uso, algunos materiales pueden funcionar como

coagulantes o ayuda para la coagulación y algunos coagulantes pueden alcanzar la desestabilización por más de un camino (Aguilar *et al.*, 2002). Existen cuatro caminos diferentes de desestabilización:

- ❑ **Compresión de la capa difusa.** Las interacciones de algunas especies de coagulantes con la partícula coloidal son puramente electrostáticas; los iones de carga similar a la carga primaria del coloide son repelidos y los contraiones son atraídos. Las otras interacciones no son significativas. Los coagulantes que actúan así reciben el nombre de electrolitos indiferentes (Aguilar *et al.*, 2002).
- ❑ **Adsorción para producir la neutralización de la carga.** Las partículas coloidales poseen carga negativa en sus superficies, estas cargas llamadas primarias atraen los iones positivos que se encuentran en solución dentro del agua y forman la primera capa adherida al coloide. El potencial en la superficie del plano de cizallamiento es el potencial electrocinético-potencial zeta, este potencial rige el desplazamiento de coloides y su interacción mutua. Después de la teoría de la doble capa la coagulación es considerada como la anulación del potencial obtenido por adición de productos de coagulación-floculación, en la que la fuerza natural de mezcla debido al movimiento browniano no es suficiente requiriéndose una energía complementaria necesaria; por ejemplo realizar la agitación mecánica o hidráulica. Cuando se adiciona un exceso de coagulante al agua, se produce la reestabilización de la carga de la partícula; esto se puede explicar debido a que el exceso de coagulante son absorbidos en la superficie de la partícula, produciendo una carga invertida a la carga original (Andía, 2000).
- ❑ **Inmersión dentro de un precipitado.** Cuando una sal metálica tal como $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, FeCl_3 o un óxido metálico o hidróxido en el caso de la cal, CaO o $\text{Ca}(\text{OH})_2$, se utilizan como coagulante en concentraciones suficientemente altas para ocasionar la precipitación rápida de un hidróxido metálico ($\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$, $\text{Fe}(\text{OH})_{3(s)}$) o carbonato metálico (CaCO_3) las partículas coloidales pueden quedar inmersas dentro de los precipitados a medida que estos se forman (Aguilar *et al.*, 2002).
- ❑ **Adsorción que permita un enlace tipo puente entre las partículas.** Este fenómeno es explicado por la teoría del “puente”. Las moléculas del polímero muy largas contienen grupos químicos que pueden absorber las partículas coloidales. La molécula de polímero puede así absorber una partícula coloidal en una de sus extremidades,

mientras que los otros sitios son libres para absorber otras partículas. Por eso se dice que las moléculas de los polímeros forman el “puente” entre las partículas coloidales. Esto puede tener una reestabilización de la suspensión, por una excesiva carga de polímeros (Andía, 2000).

2.1.2.3. Coagulación química

Los productos químicos más usados como coagulantes en el tratamiento de las aguas son el sulfato de aluminio, el cloruro férrico, el sulfato ferroso y férrico y el cloro- sulfato férrico (Cánepa de Vargas *et al.*, 2004). El alumbre $[Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O]$ es una sustancia química que ha sido utilizado extensamente para el tratamiento de aguas residuales. Se acepta generalmente que la coagulación se realiza principalmente por la reducción la carga neta de la superficie a un punto donde las partículas coloidales, estabilizadas por la repulsión electrostática, puedan aproximarse bastante cerca para que las fuerzas de van der Waal's las sostengan juntos y permitan la agregación. La reducción de la carga superficial es una consecuencia de la disminución del potencial de repulsión de la capa doble eléctrica por la presencia de un electrolito que tiene carga opuesta (Mollah *et al.*, 2001). Según la literatura los mecanismos principales de la coagulación en el tratamiento de aguas residuales es por la adición de las sales de aluminio hidrolizados son la neutralización de cargas de las partículas coloidales y la inmersión de las partículas en el precipitado (Cañizares *et al.*, 2008).

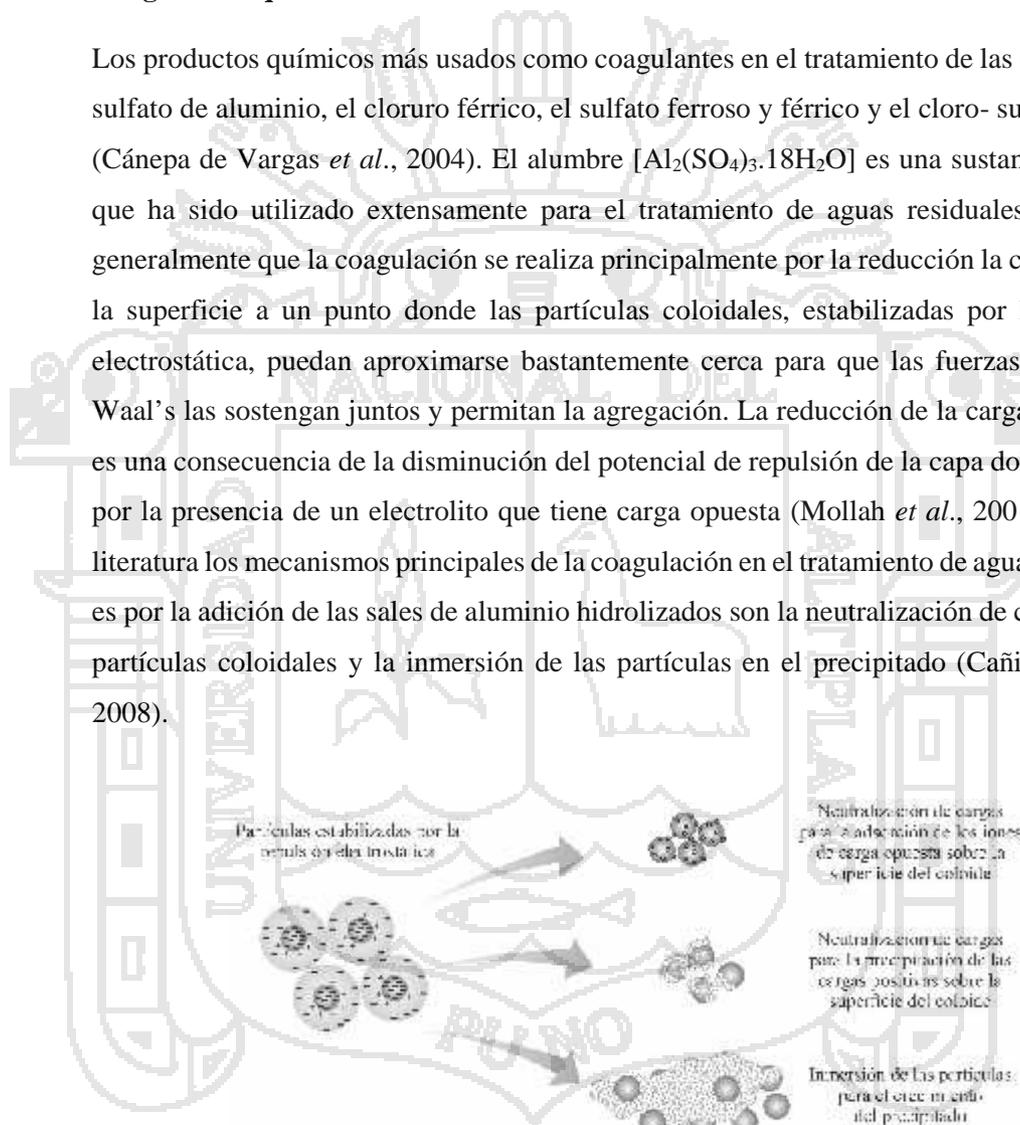


FIGURA 2-3. Principales mecanismos de la coagulación de aguas residuales coloidales.

La neutralización de cargas se puede alcanzar por la adsorción de las especies catiónicas del aluminio o por la precipitación de los precipitados cargados del hidróxido de aluminio sobre la superficie de las partículas coloidales (precipitación de las cargas neutralizadas). Para altas concentraciones de aluminio y valores de pH cerca de la neutralidad, la generación de

un precipitado creciente del hidróxido de aluminio ocurre en el sistema. Este precipitado encierra las partículas coloidales en su interior (mecanismo de inmersión o coagulación de barrido) (Cañizares *et al.*, 2008).

2.1.3. ELECTROCOAGULACIÓN

Es un proceso en el cual son desestabilizadas las partículas de contaminantes que se encuentran suspendidas, emulsionadas o disueltas en un medio acuoso, induciendo corriente eléctrica en el agua a través de placas metálicas paralelas de diversos materiales, siendo el hierro y el aluminio los más utilizados (Restrepo *et al.*, 2006).

La electrocoagulación implica la generación de coagulantes *in situ* por la disolución eléctrica de alguno de los iones aluminio o hierro respectivamente de electrodos de aluminio o hierro. La generación de iones del metal ocurre en el ánodo, gas hidrógeno se libera en el cátodo. El gas hidrógeno ayuda a flotar las partículas floculadas del agua (Chen, 2004).

2.1.3.1. Teoría de la electrocoagulación

El proceso de electrocoagulación implica varios mecanismos químicos y físicos. Un reactor de electrocoagulación simple se compone de un ánodo y un cátodo Figura 2-4. Cuando un potencial se aplica de una fuente de energía externa, el material del ánodo experimenta la oxidación, mientras que el cátodo será sujetado a la reducción o a la deposición reductora de metales elementales (Mollah *et al.*, 2004).

Generalmente, el aluminio o hierro es disuelto por disolución anódica. Una serie de especies del coagulante e hidróxidos se forman las que desestabilizan y coagulan las partículas suspendidas o precipitan y fijan los contaminantes disueltos por adsorción.

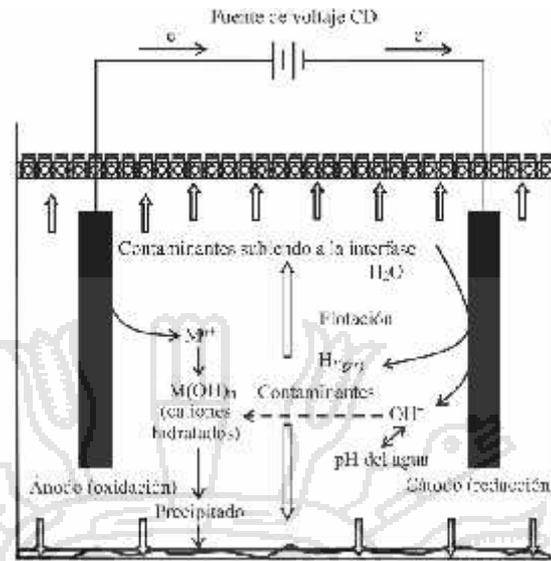


FIGURA 2-4. Celda de electrocoagulación con dos electrodos.

Se acepta generalmente en el proceso de la electrocoagulación tres etapas sucesivas. Las reacciones electroquímicas con el metal M como ánodo pueden ser resumidas como sigue (Mollah *et al.*, 2004):

- (i) Formación de los coagulantes por oxidación electrolítica del electrodo.

La reacción principal ocurre en el ánodo de metal que es disuelto:



Adicionalmente, ocurre la electrolisis del agua en el cátodo y ánodo:

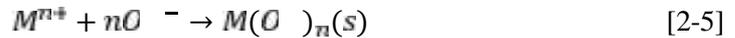


- (ii) Desestabilización de los contaminantes, partículas en suspensión y ruptura de las emulsiones.

Una reducción electroquímica directa de los cationes del metal (M^{n+}) puede ocurrir en la superficie del cátodo.



Además, los iones hidróxido formado en el cátodo aumenta el pH de las aguas residuales de tal modo que inducen la precipitación de los iones del metal como hidróxidos correspondientes y la co-precipitación con los hidróxidos.



(iii) Agregación de las fases desestabilizadas para formar flóculos.

Los iones anódicos del metal y los iones hidróxido generados en la superficie del electrodo reaccionan en el agua residual para formar varios hidróxidos y los polímeros acumulados.

El mecanismo de desestabilización de los contaminantes, partículas en suspensión y ruptura de emulsiones han sido descritas y pueden ser resumidas según las etapas (Mollah *et al.*, 2001):

- Compresión de la capa doble difusa alrededor de la especie cargada por las interacciones de los iones generados por la oxidación del ánodo de sacrificio.
- Neutralización de la carga de la especie iónica presente en el agua residual por los iones contrarios producidos por la disolución electroquímica del ánodo de sacrificio. Estos iones contrarios reducen la repulsión electrostática interpartícula hasta el punto que predomine la atracción de van der Waal's, causando la coagulación. Una carga neta cero da lugar al proceso.
- Formación del flóculo; el flóculo formado como resultado de la coagulación crea un manto del lodo que encierra y tiende un puente sobre las partículas coloidales restantes en el medio acuoso.
- El Fe/Al es disuelto por la generación correspondiente del ión metálico, los cuales se hidrolizan casi inmediatamente a hidróxido polimérico de hierro o aluminio. Estos hidróxidos poliméricos son agentes de coagulación excelentes.
- El agua también se electroliza en una reacción paralela, produciendo burbujas pequeñas de oxígeno en el ánodo e hidrógeno en el cátodo. Estas burbujas atraen las partículas floculadas y flotan los agentes contaminadores floculados a la superficie.

2.1.3.2. Configuraciones eléctricas e hidráulicas

El arreglo de los electrodos puede ser de forma monopolar o bipolar y los materiales pueden ser aluminio o hierro, en forma plana o paquetes de láminas (Piña *et al.*, 2011).

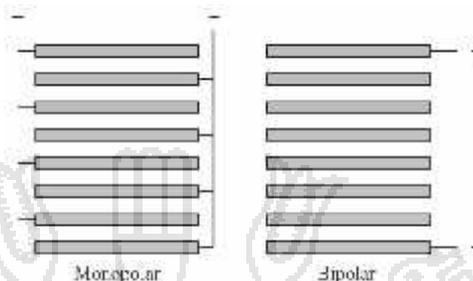


FIGURA 2-5. Arreglo de electrodos.

Dependiendo de la orientación de los electrodos (placas), el flujo dentro de la celda de electrocoagulación puede ser vertical u horizontal (Piña *et al.*, 2011).

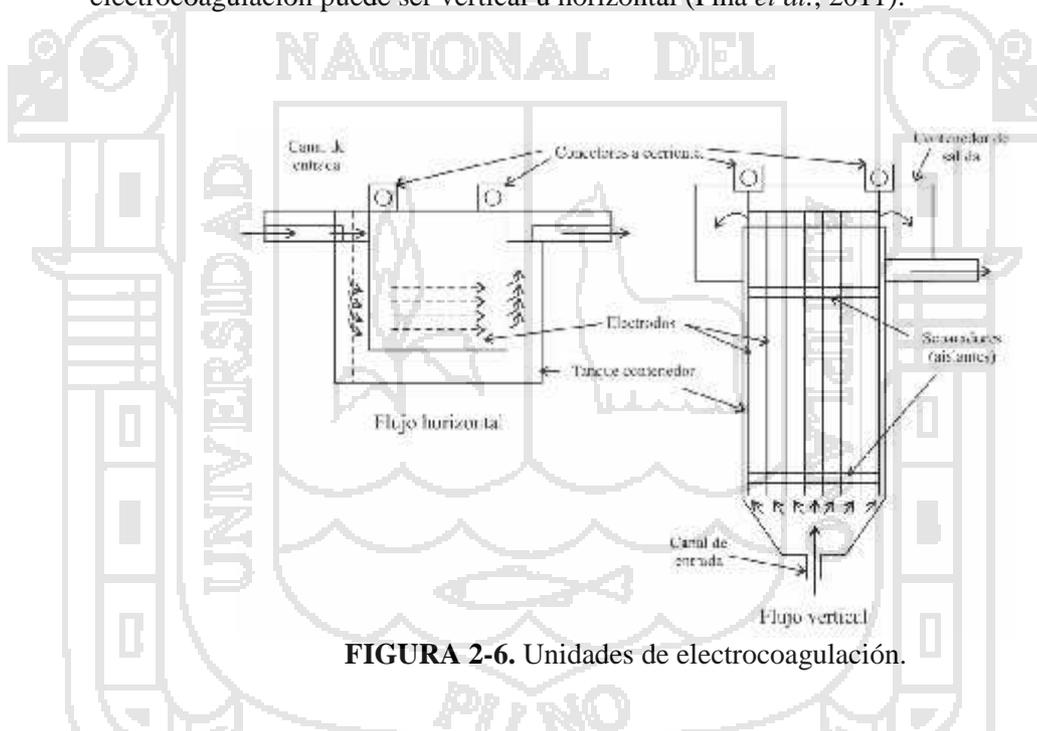


FIGURA 2-6. Unidades de electrocoagulación.

El agua fluye a través de los espacios entre las placas, que pueden ser canales múltiples o un solo canal como se aprecia en la Figura 2-7. Los canales múltiples es un arreglo simple, pero normalmente la velocidad de flujo en cada canal es baja. Cuando no es posible reducir la pasividad en la superficie de los electrodos, se recomienda incrementar la velocidad de flujo utilizando un sistema con un solo canal (Chen, 2004).

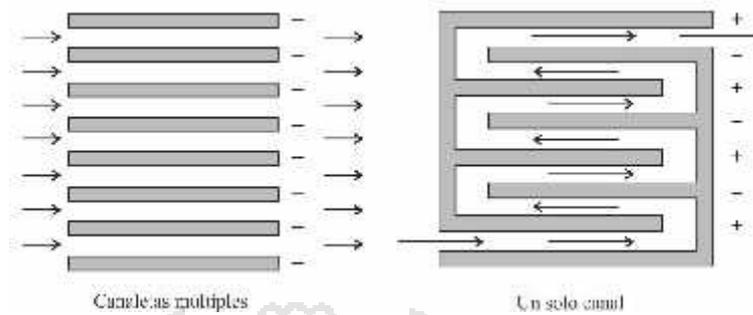


FIGURA 2-7. Configuraciones de flujo dentro de un reactor de electrocoagulación.

2.1.3.3. La electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales

La electrocoagulación es una técnica utilizada para el tratamiento de las aguas residuales. Los contaminantes de diversos efluentes son removidos aplicando el principio de coagulación, pero en este caso no se hace uso de un coagulante químico (cuya función es llevada a cabo por una corriente eléctrica que es aplicada al medio líquido contaminado) (Restrepo *et al.*, 2006). En la electrocoagulación con la corriente fluyendo entre dos electrodos, el coagulante es generado in situ por oxidación electrolytica del ánodo (aluminio, hierro, etc.) (Laure *et al.*, 2003).

Cuando el aluminio actúa como ánodo las reacciones son (Restrepo *et al.*, 2006):

En el ánodo:



En el cátodo:



Los iones A^{3+} en combinación con los iones O^{-} reaccionan para formar algunas especies monoméricas como $A(O)^{2+}$, $A_2(O)^{4+}$, $A(O)_2^+$ y otras poliméricas, tales como $A_6(O)_3^{3+}$, $A_7(O)_4^{4+}$, $A_8(O)_2^{4+}$, $A_1O_4(O)_2^{2+}$, y $A_1(O)_3^{5+}$, que por procesos de precipitación forman el $A(O)_{3(s)}$, como se muestra en la reacción del ánodo.

El $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$ es una sustancia amorfa de carácter gelatinoso, que expone una gran área superficial con propiedades absorbentes y que es propicia para los procesos de adsorción y atracción de las partículas contaminantes (Restrepo *et al.*, 2006).

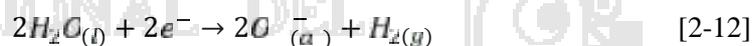
Para el caso en el cual el hierro actúa como ánodo, se han propuesto dos mecanismos que explican la formación in situ de dos posibles coagulantes. Estos pueden ser hidróxido ferroso $\text{Fe}(\text{OH})_2$ o hidróxido férrico $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (Restrepo *et al.*, 2006).

(a) Mecanismo I: Formación de hidróxido ferroso

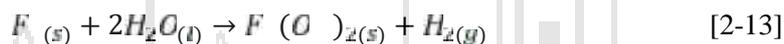
En el ánodo se dan las reacciones:



En el cátodo

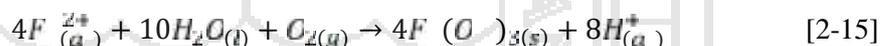


Reacción global:



(b) Mecanismo II: Formación de hidróxido férrico

En el ánodo se dan las reacciones:



En el cátodo



Reacción global:



La generación de hidróxido de hierro es seguido por una aglomeración de coloides (generalmente las de carga negativa) en la región cerca del ánodo. Las partículas interactúan con el hidróxido de hierro y son removidos por formación de complejos o atracciones electrostáticas (Mollah *et al.*, 2001).

Con la agitación mecánica, los coloides más pequeños son fijados en un movimiento rápido por el campo eléctrico; de tal modo facilita la coagulación. En los alrededores del ánodo, la alta concentración de hidróxido de hierro promueve un aumento en la probabilidad de la coagulación de coloides (Laure *et al.*, 2003).

La remoción de mercurio presente en el agua o agua residual se realiza al absorberse en los flóculos de aluminio o hierro formado por el mecanismo de complejación superficial pudiendo actuar como un ligando al unirse a un hidróxido de aluminio o hierro según las siguientes reacciones:



2.1.3.4. Dosificación de coagulante en la electrocoagulación

En los procesos de electrocoagulación los electrodos (ánodos) más utilizados son de aluminio o hierro donde son electroquímicamente oxidados produciendo los coagulantes iónicos de Al^{3+} y Fe^{3+} (o Fe^{2+}) respectivamente (Harif *et al.*, 2012). En la electrocoagulación, los electrodos de la celda electroquímica son conectados a una fuente de poder eléctrica.

La ley de Faraday's puede utilizarse para describir la relación entre la densidad de corriente y la cantidad de electrodo disuelto en la solución (Eilen *et al.*, 1984):

$$w = \frac{ItM}{ZF} \quad [2-21]$$

Donde:

w : Electrodo disuelto ($g.cm^{-2}$).

I : Densidad de corriente ($A.cm^{-2}$).

t : Tiempo (s).

M : Peso molecular del electrodo (g.mol).

Z : Número de electrones implicados en la reacción de oxidación/reducción.

F : Constante de Faraday's (96485 C).

2.1.3.5. Ventajas y desventajas de la electrocoagulación

Entre las principales ventajas de la electrocoagulación sobre el método de coagulación química tenemos:

- Requiere equipos relativamente simples, fáciles de utilizar (Chen, 2002).
- Las aguas residuales tratadas por electrocoagulación dan un agua sabrosa, clara, decolorida e inodora (Mollah *et al.*, 2001).
- El lodo formado tiende a ser fácilmente manejable y fácil de desecar, porque se compone principalmente de óxidos/hidróxidos metálicos (Mollah *et al.*, 2001).
- Los flocs formados son similares a los flocs producidos por coagulación química, excepto que los primeros tienden a ser mucho más largos, contienen menos agua superficial, son ácido-resistentes y son más estables, por ello pueden ser separados más rápido por filtración (Piña *et al.*, 2011).
- Produce efluentes con menos contenido de sólidos disueltos totales (SDT) comparados con tratamientos químicos. Si se reutiliza el agua, el bajo nivel de SDT contribuye a un costo inferior en la recuperación del agua (Mollah *et al.*, 2001).
- Remueve las partículas coloidales más pequeñas, debido a que el campo eléctrico aplicado incrementa su movimiento facilitando la coagulación (Mollah *et al.*, 2001).
- Se evita el uso de agentes químicos, eliminando así el problema de neutralizar el exceso de químicos y la posibilidad de una contaminación secundaria provocada por los mismos, cuando la coagulación química es utilizada (Mollah *et al.*, 2001).
- Las burbujas de gas producidas durante la electrólisis pueden transportar los contaminantes a la superficie de la solución, donde estos pueden ser más fácilmente concentrados, colectados y removidos (Piña *et al.*, 2011).
- Los procesos electrolíticos en la celda son controlados eléctricamente sin dispositivos mecánicos lo que requiere menos mantenimiento (Piña *et al.*, 2011).
- Puede utilizarse convenientemente en áreas rurales donde no se dispone de electricidad, puesto que un panel solar unido a la unidad puede ser suficiente para realizar el proceso (Mollah *et al.*, 2001).

Las principales desventajas del proceso de EC son (Mollah *et al.*, 2001):

- Los “electrodos de sacrificio” se disuelven en la corriente residual como resultado de la oxidación y necesitan ser reemplazados regularmente.
- El uso de electricidad puede ser costoso en muchos lugares.
- Una película impermeable de óxido se puede formar en el cátodo conduciendo a la pérdida de la eficiencia de la unidad de electrocoagulación.
- Se requiere alta conductividad de la suspensión de las aguas residuales.
- El hidróxido gelatinoso puede tender a solubilizarse en algunos casos.

2.1.3.6. Parámetros que afectan el proceso de electrocoagulación

a) Densidad de corriente

Es uno de los parámetros de operación más críticos en la electrocoagulación, teniendo un efecto integro en la eficiencia del proceso. Este parámetro determina la velocidad de metal electroquímico que se dosifica al agua y la densidad electrolítica de las burbujas producidas. Las fuentes literarias reportan un amplio rango de densidades de corrientes aplicadas entre 1-100 mA/cm² dependiendo del caso en estudio (Kabdash *et al.*, 2012).

La fuente de corriente en el sistema de electrocoagulación determina la cantidad de iones Al³⁺ o Fe²⁺ liberados de los respectivos electrodos. Para el aluminio la masa equivalente electroquímica es 335.6 mg/Ah. Para el fierro, el valor es 1041 mg/Ah. Una corriente grande significa una unidad pequeña de electrocoagulación. Sin embargo cuando se utiliza corriente demasiado grande, hay una alta probabilidad de perder energía eléctrica en el calentamiento del agua. Más importante, una densidad de corriente demasiado grande daría lugar a una disminución significativa de la eficiencia. Para que el sistema de electrocoagulación funcione por un periodo de tiempo largo sin mantenimiento, se sugiere que la densidad de corriente debe ser de 20-25 A/m² a menos que se disponga de medidas para una limpieza periódica de la superficie de los electrodos. La selección de la densidad de corriente se debe hacer en función de otros parámetros de funcionamiento tales como el pH y la temperatura así como también del caudal para asegurar una alta eficacia de corriente (Chen, 2004).

b) Efecto del pH

El pH del agua o agua residual en la electrocoagulación son reflejados por la eficiencia de la corriente así como la solubilidad de los hidróxidos del metal. Cuando hay iones cloruro presentes, la liberación de cloro también es afectado. En general se encuentra que la eficacia de corriente usando electrodos de aluminio son más altas en cualquier medio ácido o alcalino que en un medio neutro. El funcionamiento del tratamiento depende de la naturaleza de los agentes contaminantes con una mejor remoción del agente contaminador encontrado cerca de un pH 7. El consumo de energía es sin embargo, más alto para un pH neutro debido a la variación de la conductividad. Cuando la conductividad es alta, el efecto del pH no es significativo. El pH del efluente después del tratamiento de la electrocoagulación aumentará para efluentes ácidos pero disminuirá para efluente alcalinos. Éste es una de las ventajas de este proceso. El aumento de pH a condiciones ácidas es atribuido a la evolución del hidrógeno en los cátodos (Chen, 2004).

c) Temperatura

Si bien la electrocoagulación ha estado por más de 100 años, el efecto de la temperatura en esta tecnología no ha sido muy investigado (Chen, 2004). Pero se ha encontrado que la eficiencia de la corriente se incrementa inicialmente hasta llegar a 60 °C, punto donde se hace máxima para luego decrecer. El incremento de la eficiencia con la temperatura esta atribuida al incremento en la actividad de destrucción de la película de óxido de aluminio en la superficie del electrodo (Restrepo *et al.*, 2006).

d) Conductividad

Un incremento en la conductividad eléctrica genera a su vez un incremento en la densidad de corriente. Cuando se mantiene constante el voltaje alimentado a la celda de electrocoagulación y adicionalmente el incremento de la conductividad, manteniendo la densidad de corriente constante, se produce una disminución del voltaje aplicado (Restrepo *et al.*, 2006). El cloruro de sodio (NaCl) es habitualmente empleado para incrementar la conductividad de las aguas o aguas residuales para ser tratados (Kabdash *et al.*, 2012).

Se ha encontrado que los iones cloruro pueden reducir los efectos adversos de iones como HCO_3^- y SO_4^{2-} . La existencia de iones carbonato o sulfato pueden conducir a la precipitación de iones Ca^{2+} y Mg^{2+} formando una capa de aislamiento en la superficie de los electrodos. Esta capa de aislamiento aumentaría agudamente el potencial entre los electrodos y resultando en una disminución significativa de la eficiencia de la corriente. Por lo tanto se recomienda que entre los aniones presentes debe haber 20 % de Cl^- para asegurar una operación normal de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas (Chen, 2004).

e) Tipo de electrolito y concentración

El cloruro de sodio (NaCl) es generalmente empleado para incrementar la conductividad de las aguas residuales que se tratan. La conductividad del agua residual afecta la producción Farádica, el voltaje de la celda y por lo tanto el consumo de energía en la celda de electrocoagulación. Además, el incremento de la conductividad del agua usando NaCl tiene otras ventajas; por ejemplo, los aniones cloruro pueden reducir significativamente los efectos adversos de otros aniones, tales como el HCO_3^- y SO_4^{2-} . De hecho, la existencia de aniones carbonato pueden conducir a la precipitación de iones Ca^{2+} . Estos iones pueden formar una capa de aislamiento en la superficie del cátodo, que puede aumentar la resistencia óhmica de la celda electroquímica. Inversamente, una cantidad excesiva de NaCl induce un consumo excesivo de los electrodos de aluminio debido a la corrosión por picaduras; la disolución del aluminio puede llegar a ser irregular (Kabdash *et al.*, 2012).

f) Tipo de electrodo y arreglo

En la mayoría de los estudios reportados en la literatura científica, el aluminio (Al), fierro (Fe), acero dulce y electrodos de acero inoxidable se han utilizado como materiales para los electrodos. La eficiencia de los electrodos depende de su potencial estándar de reducción. En términos económicos y disponibilidad, las láminas de aluminio y hierro son las más empleadas (Kabdash *et al.*, 2012).

Además según estudios realizados se observó que la electrocoagulación fue superior con electrodos de aluminio en comparación con electrodos de acero. Esto fue atribuido a la formación in situ de complejos dispersados de hidróxido de aluminio por la hidrólisis del ión aluminato, lo que no ocurre al emplear electrodos de acero. En un

arreglo monopolar de los electrodos en una celda de electrocoagulación, donde cada par de electrodos de sacrificio están internamente conectados uno con otro y no tienen ninguna interconexión con los electrodos externos. El arreglo monopolar de los electrodos con celdas en serie es eléctricamente similar a una celda con varios electrodos interconectados. En el arreglo de una celda en serie, se requiere una diferencia de potencial más alta para una corriente dada al flujo porque las celdas están conectadas en serie tienen resistencia más alta. En este arreglo la misma corriente atraviesa todos los electrodos. Por otra parte, en un arreglo paralelo la corriente eléctrica se divide entre todos los electrodos en lo referente a la resistencia de las celdas individuales. Algunos autores han utilizado los electrodos bipolares con celdas conectadas en paralelo, donde los electrodos de sacrificio se colocaron entre dos electrodos paralelos sin ninguna conexión eléctrica. Solamente los dos electrodos monopolares están conectados con la fuente de energía eléctrica, sin interconexiones entre los electrodos de sacrificio (Mollah *et al.*, 2004).

2.1.4. DISEÑO DE EXPERIMENTOS

2.1.4.1. Diseños compuestos

Los diseños compuestos no son otra cosa que un diseño factorial $2k$ para menores de cinco variables ($k < 5$), o un diseño factorial fraccionado 2^{k-p} para mayores de cinco variables ($k > 5$), más las siguientes características (Ayala y Pardo, 1995):

- Puntos adicionales ($2k$) en los ejes coordenadas a una distancia $(\pm, 0, \dots, 0)$, $(0, \pm, \dots, 0)$, ..., $(0, 0, \dots, \pm)$ del punto central del diseño.
- Puntos replicados en el centro del diseño necesarios para hallar la varianza del error experimental.

El número de observaciones, o el número de pruebas experimentales que se realizará en un diseño compuesto central, están dados por las siguientes relaciones:

$$N = 2^k + 2k + n^\circ \quad k < 5 \quad [2-22]$$

$$N = 2^{k-1} + 2k + n^\circ \quad k > 5 \quad [2-23]$$

Donde N es el número de observaciones (pruebas experimentales), 2^k es el número de variables y n° es el número de observaciones replicadas en el centro del diseño.

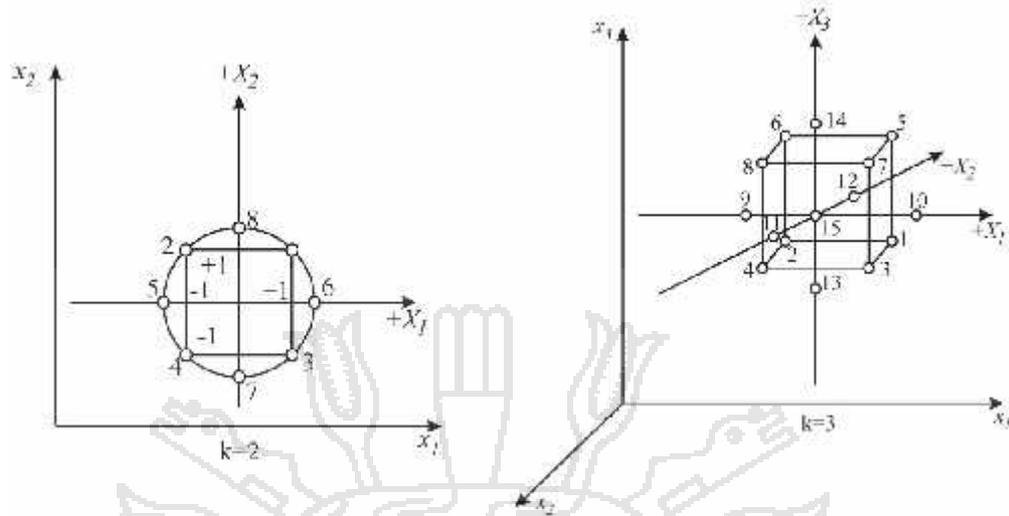


FIGURA 2-8. Distribución de los puntos en un diseño rotable.

2.1.4.2. Estimación del modelo matemático para diseños rotables y compuestos

Los diseños rotables y compuestos son diseños que tienen tres niveles en cada variable, por lo cual podemos estimar modelos matemáticos de segundo orden (Ayala y Pardo, 1995). Cuando el experimentador se encuentra relativamente cerca del óptimo, por lo general se requiere un modelo que incorpore la curvatura para aproximar la respuesta. En la mayoría de los casos, el modelo de segundo orden es adecuado (Montgomery, 2004).

$$y = S_0 + \sum_{i=1}^k S_i x_i + \sum_{i=1}^k S_{ii} x_i^2 + \sum \sum S_{ij} x_i x_j + V \tag{2-24}$$

Los coeficientes del modelo matemático de segundo orden pueden ser estimados por varios métodos, entre los cuales podemos mencionar a la técnica de regresión múltiple por mínimos cuadrados, tanto en la forma de ecuaciones normales, forma matricial y el método de correlación múltiple (Ayala y Pardo, 1995). Los coeficientes de la ecuación [2-24] se determina por la siguiente formula matricial (Montgomery, 2004).

$$\beta = (X'X)^{-1} X'y \tag{2-25}$$

Donde:

X: Representa a la matriz de diseño y

y : Representa a los datos de la variable respuesta.



TABLA 2-1. Matriz para el diseño compuesto (k=3).

	N°	X_1	X_2	X_3
<i>Puntos factoriales dos niveles</i>	1	-1	-1	-1
	2	+1	-1	-1
	3	-1	+1	-1
	4	+1	+1	-1
	5	-1	-1	+1
	6	+1	-1	+1
	7	-1	+1	+1
	8	+1	+1	+1
<i>Puntos compuestos</i>	9	+	0	0
	10	-	0	0
	11	0	+	0
	12	0	-	0
	13	0	0	+
	14	0	0	-
<i>Puntos centrales</i>	15	0	0	0
	16	0	0	0
	17	0	0	0
	18	0	0	0

Fuente: Ayala y Pardo (1995).

Los valores de los puntos compuestos y N° para diferentes números de variables esta dado en la Tabla 2-2.

TABLA 2-2. Construcción del diseño rotable.

Número de factores k	Número de puntos "factoriales" n_j	Número de puntos de "estrella" n	Número de puntos "nulos" n_0	Valor del código	Número total de experimentos N
2	4	4	5	1.414	13
3	8	6	6	1.682	20
4	16	8	7	2.000	31
5	32	10	10	2.378	52
5	16	10	6	2.000	32
6	64	12	15	2.828	91
6	32	12	9	2.378	53
7	128	14	21	3.333	163
7	64	14	14	2.828	92

Fuente: Lazic (2004).

2.2. MARCO CONCEPTUAL

2.2.1. AGUAS RESIDUALES

Es el agua obtenida como resultado de actividades industriales, agrícolas, forestales, mineras, pecuarias, de comercio, servicios y procesos de urbanización, entre otras, que porta diversas sustancias o materiales indeseables (Fraume, 2007).

2.2.2. METALES PESADOS

Son un grupo de elementos metálicos tóxicos de alto peso atómico como el arsénico, cromo, cobre, plomo, mercurio, plata y cinc. Son dañinos para los seres vivos a bajas concentraciones y tienden a acumularse en la cadena alimenticia (Lee, 2005).

2.2.3. MERCURIO

El mercurio es un metal blanco plateado, líquido a temperatura ambiente. Junto con el cadmio y cinc, se ubica en el grupo IIB de la tabla periódica (Español, 2001). Forma varias sales y compuestos complejos insolubles con químicos orgánicos e inorgánicos. Se utiliza en las amalgamas, catalizadores, aparatos eléctricos, instrumentos tales como termómetros y barómetros y en plantas de energía atómica. El mercurio es emitido al medio ambiente permanece indefinidamente. No se biodegrada sino puede biotransformarse en diferentes compuestos, formando compuestos organometálicos complejos que son los más peligrosos (Lee, 2005).

2.2.4. COAGULACIÓN QUÍMICA

Es un proceso por el que los componentes de una suspensión o disolución estable son desestabilizadas por superación de las fuerzas que mantienen su estabilidad (Aguilar *et al.*, 2002). La desestabilización inicial y la agregación del coloide y materia suspendida se logran por la adición de un producto químico para la formación de flóculos (Lee, 2005).

2.2.5. LA ELECTROQUÍMICA

Es una rama de la química que se ocupa de la relación de la electricidad con los cambios químicos y con la interconversión de la energía química y eléctrica (Lee, 2005).

2.2.5.1. Electrodo

Es un material conductor para pasar una corriente eléctrica en una solución por adición de electrones o extrayendo electrones de iones en la solución (Lee, 2005).

2.2.5.2. Ánodo

Es el polo positivo de un terminal conductor o un electrodo en un proceso electroquímico que toma electrones de los aniones en la solución y está conectado al terminal positivo de la fuente de corriente directa (Lee, 2005).

2.2.5.3. Cátodo

Es el polo negativo de un terminal conductor en un proceso electroquímico y está conectado al terminal negativo de la fuente de corriente directa (Lee, 2005).

2.2.5.4. Tensión eléctrica

Es el trabajo que se debe realizar para llevar una carga desde un punto hasta otro, dentro de un campo eléctrico. En el Sistema Internacional es expresado en unidades de voltios.

2.2.5.5. Corriente

Es la cantidad de carga que atraviesa una sección del hilo conductor en la unidad de tiempo. En electricidad, es el flujo de iones eléctricos que atraviesa un circuito, expresado como amperios (Lee, 2005).

2.2.5.6. Densidad de corriente

Es un parámetro que describe la magnitud y dirección del flujo del ión por unidad de área, expresado generalmente en amperios por metro cuadrado (Lee, 2005).

2.2.6. ELECTROCOAGULACIÓN

Es un proceso electroquímico en el que a partir de compuestos procedentes de la disolución de un ánodo, se agrupa la materia coloidal existente en un agua residual, posibilitando su separación de agua mediante técnicas convencionales de separación sólido/líquido (decantación, flotación). Como consecuencia de su disolución, los ánodos van desapareciendo conforme transcurre el tratamiento llegando un momento en el que es necesaria su reposición (ánodos de sacrificio) (Cañizares *et al.*, 2004).

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

En este capítulo se cubren todos los aspectos en relación a los experimentos de remoción de mercurio por electrocoagulación de aguas residuales del centro poblado La Rinconada-Puno. El desarrollo experimental del presente trabajo de investigación fue realizado en los laboratorios del Instituto del Mar del Perú (IMARPE-Puno) y Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional del Altiplano de la ciudad de Puno, a condiciones ambientales de 487 mm de Hg y 3832 m.s.n.m. y temperatura entre 15 a 20 °C.

3.1. MATERIALES, EQUIPOS Y REACTIVOS

3.1.1. MATERIAL DE LABORATORIO

Matraces volumétricos de 100, 500 y 1000 mL, matraces Erlenmeyers de 25, 50, 100, 250, 500 y 1000 mL, pipetas de 1, 2, 5 y 10 mL, embudos de vidrio, termómetro, papel filtro Whatman N° 42, soporte de embudos, pinzas y soporte universal, frasco lavador, cronometro, placas de aluminio y placas de acrílico.

3.1.2. EQUIPOS

Balanza digital (Sartorius BP 301S), potenciómetro (Hanna HI 98183), conductímetro (Hach), espectrofotómetro UV/Visible (Unico QS-2802), fuente de poder (HYelec HY3003) (30 V – 3A) y multímetro digital (TSD830).

3.1.3. REACTIVOS

Cloruro de mercurio HgCl_2 (Merck p.a), ácido clorhídrico HCl (J.T. Baker), ácido sulfúrico H_2SO_4 (Merck p.a), rodamina B (Merck p.a), tiocianato de amonio (Merck p.a), alcohol polivinílico (Merck p.a), hidróxido de sodio NaOH (Merck p.a), cloruro de sodio NaCl (J.T. Baker), agua destilada y solución Buffer pH 4, 7 y 10 (lmlab).

3.2. MÉTODOS

3.2.1. CONSTRUCCIÓN DE LA CELDA DE ELECTROCOAGULACION

3.2.1.1. Características de la celda de electrocoagulación

La celda de electrocoagulación se construyó considerando una distribución volumétrica que contempla tres regiones: una región superior para el depósito de lodos de flotación o lodos menos densos y las espumas, llamada zona de flotación, una región media de reacciones electroquímicas, llamada zona de reacción en donde se encuentran los electrodos y una región inferior, llamada zona de sedimentación donde se depositan los lodos de precipitación o lodos más densos (Arango y Garcés, 2007).

Para la construcción de la celda de electrocoagulación se consideraron las siguientes características:

- Material.
- Distancia del electrodo a la cara lateral de la celda.
- Distancia máxima entre electrodos.
- Material de electrodo.
- Volumen total de la celda.

El número de electrodos se determinó, asumiendo un ancho de celda, distancia de los electrodos a cara lateral, distancia máxima entre electrodos y espesor de placa; empleando la siguiente expresión reportado por Arango y Garcés (2007).

$$N^{\circ} \text{ de electrodos} = \frac{(\text{Largo de celda}) - 2(\text{Distancia electrodos cara lateral})}{\text{Distancia máxima entre electrodos} + \text{Espesor de placa}} \quad [3-1]$$

3.2.2. ASPECTOS GENERALES DEL CENTRO POBLADO LA RINCONADA

El centro poblado La Rinconada está ubicado en el Departamento de Puno, Provincia de San Antonio de Putina, Distrito de Ananea. Se encuentra a más de 170 km a través de una vía asfaltada, en torno al nevado Ananea a una altitud de 5200 m.s.n.m. El clima de La Rinconada presenta frecuentes tormentas de nieve, presencia de nieves perpetuas y grandes vientos, registrándose temperaturas hasta de 28 °C bajo cero. En general, en los meses de mayo a agosto se registran intensas heladas como en todo el altiplano y de noviembre a marzo con fuertes lluvias.

3.2.2.1. RECOLECCIÓN DE MUESTRAS

Se tomaron muestras con volúmenes de 20 litros de 2 puntos distintos del centro poblado La Rinconada. Las muestras de agua residual se identificaron como M-1 para la muestra de agua colectada de la laguna de drenaje de agua residual y como M-2 para la muestra tomada de la canaleta que desemboca las aguas residuales hacia la laguna Lunar de Oro.

Geográficamente las coordenadas de los puntos de muestreo para la muestra M-1 y muestra M-2 se detallan en la Tabla 3-1.

TABLA 3-1. Coordenadas de los puntos de muestreo.

MUESTRA	COORDENADAS		FECHA
	LATITUD	LONGITUD	
M-1	14°37'43.70" S	69°26'93.70" O	14/12/2014
M-2	14°37'55.50" S	69°27'34.90" O	14/12/2014

Fuente: Elaboración propia (2015).

En la Figura 3-1 se muestra los puntos de muestreo para las muestras M-1 y M-2 en el centro poblado La Rinconada y Lunar de Oro.

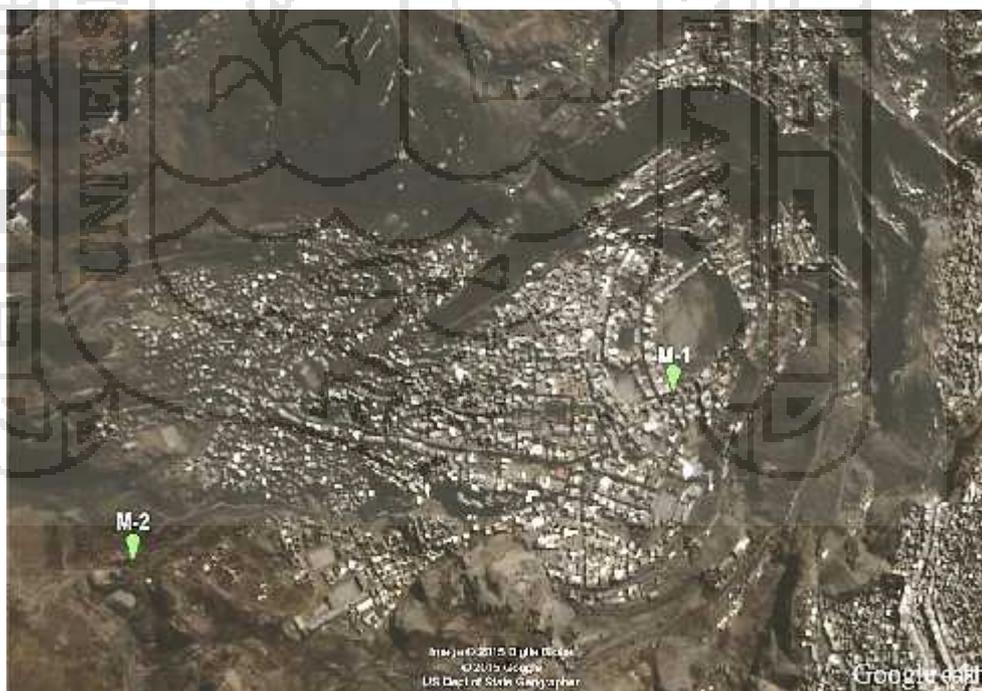


FIGURA 3-1. Ubicación geográfica de los puntos de muestreo.

3.2.3. CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES

3.2.3.1. Determinación de las propiedades físicas y químicas

- **pH.** El instrumento debe normalizarse con una solución amortiguadora cuyo pH sea vecino al de la muestra y la respuesta lineal del electrodo debe comprobarse cuando menos con otra solución amortiguadora de pH diferente (Miranda *et al.*, 2002).
- **Conductividad.** La medición de la conductividad se realizó introduciendo el electrodo del equipo en la muestra de agua residual.
- **Dureza.** Pipetear 50 mL de muestra. Añadir 2 mL de solución tampón de pH 10 y 3 a 4 gotas de NET (eriocromo negro T). Valorar con EDTA 0.01 M hasta que el líquido vire de rojo vino a azul violáceo. Anotar el gasto de EDTA y calcular la concentración de la dureza (Miranda *et al.*, 2002).

$$\frac{mg}{L} \text{ de } Ca^{2+} + Mg^{2+} = \frac{(VxM)_{EDTA} \times mmol \text{ CaCO}_3 \times 10^6}{V_{muestra}} \quad [3-2]$$

- **Alcalinidad.** Pipetear 50 mL de muestra a un Erlenmeyer de 250 mL. Añadir 4 gotas de fenolftaleína, si se produce un color rosa valorar con H₂SO₄ 0.05 N, hasta que el líquido vire de rosa a incoloro. Anotar el gasto de ácido. A esta solución incolora o a la original agregar 3 gotas de heliantina y continuar la valoración hasta que el líquido vire de amarillo a naranja. Anotar el gasto de ácido (Miranda *et al.*, 2002). La alcalinidad a la fenolftaleína y heliantina fue determinada en mg/L de CaCO₃ según la ecuación:

$$\frac{mg}{L} \text{ de } CaCO_3 = \frac{(VxM)_{\text{ácido}} \times meq \text{ CaCO}_3 \times 10^6}{V_{muestra}} \quad [3-3]$$

- **Cloruros (Cl⁻).** Pipetear 100 mL de muestra a un Erlenmeyer de 250 mL y agregar 1 mL del indicador K₂CrO₄, valorar con una solución de AgNO₃ 0.02 N hasta un viraje amarillo rojizo (Miranda *et al.*, 2002).

$$\frac{mg}{L} \text{ de } Cl^- = \frac{(VxN)_{AgNO_3} \times meq \text{ Cl}^- \times 10^6}{V_{muestra}} \quad [3-4]$$

- **Sulfatos ($S_4^{=}$).** Pipetear 10 mL de la muestra o una alícuota diluida a 10 mL a Erlenmeyer seco de 250 mL. Agregar exactamente 5 mL de la solución acondicionadora (50 mL de glicerina con una solución que contenga 30 mL de HCl concentrado, 300 mL de agua y 100 mL de C_2H_5OH o isopropílico al 95% y 74 g de NaCl) y mezclar. Mientras se mantiene en agitación, agregar una cucharadita de cristales de $BaCl_2$ y a partir de este instante contar el tiempo agitándose exactamente por 1 minuto a velocidad constante. Terminado el periodo de agitación, verter parte de la solución en la celda del espectrofotómetro y medir la turbidez a intervalos de 30 segundos, durante 4 minutos (Miranda *et al.*, 2002).
- **Calcio (Ca^{2+}).** Medir de 10-40 mL (medir exactamente) de la muestra en un matraz cónico de 250 mL y agregar 5 mL de solución hidróxido de calcio. Añadir 0.25 mL de NaOH 4 N y aproximadamente 50 mg de purpurato de amonio (murexida). Valorar con una microbureta de 10 mL hasta que el líquido vire de rojo naranja a púrpura y anotar el volumen de gasto de EDTA 0.01 M (Miranda *et al.*, 2002).

$$\frac{mg}{L} \text{ de } Ca^{2+} = \frac{(V \times M)_{EDTA} \times mmol \text{ Ca} \times 10^6}{V_{muestra}} \quad [3-5]$$

- **Magnesio (Mg^{2+}).** El magnesio se determinó de la diferencia entre la dureza total y calcio.

$$\frac{mg}{L} \text{ de } Mg^{2+} = \frac{mg}{L} \text{ de } (Ca^{2+} + Mg^{2+}) - \frac{mg}{L} \text{ de } Ca^{2+} \quad [3-6]$$

3.2.3.2. Determinación espectrofotométrica de mercurio

Para la determinación de mercurio se utilizó el método espectrofotométrico UV reportado por Hernández *et al.* (1984). Se tomó una alícuota de 10 mL de muestra en matraces volumétricos de 25 mL, se le añadió 1 mL de ácido sulfúrico 5N, 1 mL de tiocianato de amonio 0.15 M y 1 mL de rodamina B 0.005 M. Después de 10 minutos se agregó 1 mL de alcohol polivinílico al 1%, seguidamente se aforó con agua destilada y midió la absorbancia en una celda de 10 mm a 610 nm frente a un blanco. La curva de calibración estándar para el mercurio se reportó en el ANEXO J.

3.2.4. PARTE EXPERIMENTAL

3.2.4.1. Proceso de electrocoagulación

Los experimentos se llevaron a cabo empleando las muestras de agua residual M-1 y M-2 procedentes de las actividades mineras realizadas en el centro poblado La Rinconada.

Se diseñó un experimento compuesto central con variables como la densidad de corriente (J) de 3.31 y 6.61 mA/cm², concentración de NaCl (m) de 1 y 3 g/L y tiempo de electrocoagulación de 15 y 30 minutos. El pH se mantuvo constante durante el tratamiento por electrocoagulación.

Los ensayos se realizaron por lotes en una celda con capacidad de 1 litro, provistas de electrodos de aluminio con separaciones de 2 centímetros, dispuestos alternadamente y en forma paralela, los cuales se conectaron a una fuente de poder para el control de la corriente y diferencia de potencial.

3.2.4.1.1. Procedimiento experimental

Para la ejecución de los experimentos se siguió el siguiente procedimiento experimental:

1. Se obtuvieron datos de las aguas residuales antes del tratamiento de electrocoagulación (caracterización).
2. Se añadió la cantidad de NaCl necesaria a las muestras de agua residual con la finalidad de ajustar la corriente a emplear.
3. Seguidamente se colocaron los electrodos de aluminio en la celda de modo que estos se encuentren separados en paralelo, utilizando separadores.
4. Se vertió en la celda, 1 litro de muestra de agua residual a tratar.
5. Se conectaron los electrodos a la fuente de poder, el cual proporcionó una corriente continua.
6. Se encendió la fuente de poder y estableció la corriente a trabajar (definido por trabajos preliminares al proceso).
7. Al culminar el proceso de electrocoagulación, se procedió al apagado de la fuente de poder.
8. Se retiraron los electrodos dejándose la celda en reposo por un tiempo de 30 minutos para que los sólidos suspendidos se sedimenten.

9. Transcurrido el tiempo establecido se procedió a la filtración de la muestra tratada para su análisis correspondiente y cuantificación de mercurio por el método espectrofotométrico reportado por Hernández *et al.* (1984), mediante la curva de calibración estandar de mercurio reportado en el ANEXO J.



FIGURA 3-2. Diagrama de flujo para la remoción de mercurio por electrocoagulación.

El porcentaje de remoción de mercurio se determinó mediante la siguiente expresión matemática:

$$\%R = \left(\frac{C_0 - C_f}{C_0} \right) \times 100 \quad [3-7]$$

Donde:

C_0 : Concentración inicial de mercurio en el agua residual ($mg.l^{-1}$).

C_f : Concentración final de mercurio en el agua residual ($mg.l^{-1}$).

3.2.4.2. Diseño rotable de segundo orden

Los experimentos para la remoción de mercurio por electrocoagulación se realizaron mediante el diseño compuesto central a través del diseño de Box-Wilson. Se consideró este diseño con suficientes puntos extras ($2n+1$) para ajustar los datos experimentales a un modelo de segundo orden. Los puntos extra será de tal modo que uno de ellos fuera del centro y los restantes $2n$ a una distancia de unidades del centro y distribuidos igualmente en pares a lo largo de los n ejes. Para un modelo de 3 factores, la representación tridimensional de los 15 puntos de diseño se muestra en la Figura 3-3.

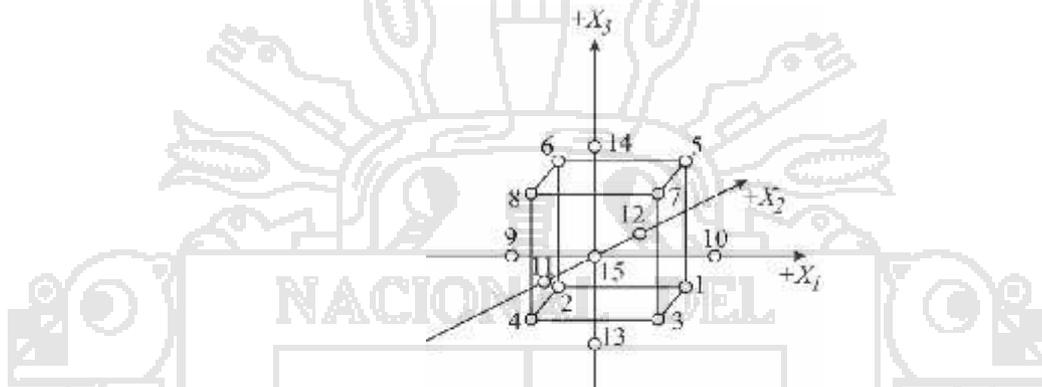


FIGURA 3-3. Puntos experimentales de un diseño compuesto de 3 factores en 3 niveles.

Según Miranda y Medina (1998), los diseños compuestos tienen puntos de estrella, teniendo una longitud común. Para la determinación de se empleó la siguiente ecuación reportado en Latic (2004).

$$\alpha = 2^{k/4} \quad [3-8]$$

El número de experimentos (N) para el diseño compuesto se determinó con la siguiente ecuación:

$$N = 2^k + 2k + n_0 \quad [3-9]$$

Donde k es el número de factores y n_0 es el número de puntos centrales. El primer término de la derecha representa el número de términos del diseño factorial básico y $2k$ es el número de puntos de estrella.

Las variables que se consideraron para el diseño experimental fueron: la densidad de corriente (x_1), la concentración de NaCl (x_2) y el tiempo de electrocoagulación (x_3). La variable respuesta fue el porcentaje de remoción de mercurio (y). En la Tabla 3-2 se

presentan los valores para los tres niveles de las variables que se estandarizaron en -1, 0, 1 y los puntos axiales + y - .

TABLA 3-2. Variables para el diseño experimental.

VARIABLES INDEPENDIENTES	NIVELES				
	-	-1	0	1	
x_1 : Densidad de corriente (J), mA/cm ²	2.18	3.31	4.96	6.61	7.74
x_2 : Concentración de NaCl (m), g/L	0.32	1	2	3	3.68
x_3 : Tiempo de electrocoagulación (t), min	9.89	15	22.5	30	35.12

Fuente: Elaboración propia (2015).

La densidad de corriente (mA/cm²) se determinó empleando la siguiente ecuación:

$$J = \frac{I}{A} \quad [3-10]$$

Donde I es la corriente (A) y A es el área (cm²).

Al reemplazar el número de factores k igual a 3 en la ecuación [3-8], se obtuvo el siguiente valor de .

$$\alpha = 2^{3/4} = 1.682$$

El número de experimentos (N) según la ecuación [3-9], para 3 factores ($k = 3$) y 3 experimentos en el centro ($n_0 = 3$) fueron:

$$N = 2^3 + 2(3) + 3 = 17$$

Según el cálculo se obtuvieron 17 experimentos de las cuales 6 corresponden a un diseño factorial básico, 6 experimentos con puntos de estrella y 3 réplicas en el centro.

Realizando todas las combinaciones posibles entre los niveles de las variables se obtuvo la matriz del diseño central compuesto rotatable a través del diseño experimental de Box-Wilson. En la Tabla 3-3 se expone la matriz del diseño compuesto central empleado. Los

valores de la tabla sirvieron de guía para conducir los experimentos realizados con las muestras de agua residual M-1 y M-2.

TABLA 3-3. Diseño compuesto central para la remoción de mercurio de las aguas residuales.

N°	J(mA/cm ²)	m(g/L)	t(min)	%Remoción de Hg	
				M-1	M-2
1	3.31	1.00	15.00	%R ₁	%R ₁
2	6.61	1.00	15.00	%R ₂	%R ₂
3	3.31	3.00	15.00	%R ₃	%R ₃
4	6.61	3.00	15.00	%R ₄	%R ₄
5	3.31	1.00	30.00	%R ₅	%R ₅
6	6.61	1.00	30.00	%R ₆	%R ₆
7	3.31	3.00	30.00	%R ₇	%R ₇
8	6.61	3.00	30.00	%R ₈	%R ₈
9	2.18	2.00	22.50	%R ₉	%R ₉
10	7.74	2.00	22.50	%R ₁₀	%R ₁₀
11	4.96	0.32	22.50	%R ₁₁	%R ₁₁
12	4.96	3.68	22.50	%R ₁₂	%R ₁₂
13	4.96	2.00	9.89	%R ₁₃	%R ₁₃
14	4.96	2.00	35.12	%R ₁₄	%R ₁₄
15	4.96	2.00	22.50	%R ₁₅	%R ₁₅
16	4.96	2.00	22.50	%R ₁₆	%R ₁₆
17	4.96	2.00	22.50	%R ₁₇	%R ₁₇

Fuente: Elaboración propia (2015).

Los valores de las variables independientes se codificaron por medio de la siguiente ecuación:

$$X_i = \frac{(x_i - x_{0i})}{\Delta x_i}, \quad i = 1, 2, 3, \dots, k \quad [3-11]$$

Donde X_i es el valor adimensional de las variables independientes, x_i es el valor real de la variable independiente, x_{0i} es el punto central y Δx_i representa el cambio de nivel.

3.2.4.3. Modelo de regresión

El comportamiento del proceso de remoción de mercurio por electrocoagulación fue explicado mediante la siguiente ecuación cuadrática:

$$y = S_0 + \sum_{i=1}^k S_i x_i + \sum_{i=1}^k S_{ii} x_i^2 + \sum \sum S_{ij} x_i x_j + V \quad [3-12]$$

Donde y es la variable respuesta, x_i representa a las variables independientes y S_0 , S_i , S_{ii} y S_{ij} son los coeficientes del modelo de regresión.

Los estimadores paramétricos de la ecuación [3-12] se obtuvieron con la siguiente expresión:

$$\beta = (X'X)^{-1}X'y \quad [3-13]$$

Donde X representa a la matriz de diseño y y representa a los datos de la variable respuesta.

3.2.4.4. Análisis estadístico

3.2.4.4.1. Efectos de las variables

Se realizó el cálculo de los efectos principales, entendiéndose por “efecto” de un factor el cambio en la respuesta al ir del nivel menor (-) al mayor (+) de ese factor. Los efectos principales miden el efecto medio de esa variable a todas las condiciones de las demás variables. Cuando el efecto de un factor depende del nivel en el que está otro de los factores, se dice que estos factores interactúan significativamente. El efecto para cada una de las variables e interacciones se calculó mediante la siguiente ecuación (Ayala y Pardo, 1995):

$$E = \frac{\sum_{i=1}^N x_{ij} y_i}{\left(\frac{N}{2}\right)r} \quad [3-14]$$

Donde N es el número de experimentos y r es el número de réplicas del diseño.

3.2.4.4.2. Análisis de varianza

El análisis de varianza se realizó con la finalidad de determinar el valor de F_0 de la prueba de Fisher la que nos permitió estimar en cuanto aumenta la exactitud de los experimentos realizados debido a la variación de los efectos. Es decir este análisis se usa para confirmar la magnitud de los efectos.

$$S_T = S_E + S_E \quad [3-15]$$

Donde S_T es la suma total de cuadrados, S_E es la suma de cuadrados debido a los efectos o tratamientos y S_E es la suma de cuadrados debida al error.

La suma de cuadrados de los efectos e interacciones se determinó empleando la ecuación (Ayala y Pardo, 1995):

$$SS_{Efect e inter} = \frac{\left(\sum_{i=1}^N x_{ij} y\right)^2}{(r) \left(\sum_{i=1}^N x_{ij}^2\right)} \quad [3-16]$$

La suma de cuadrados del error se calculó según Ayala y Pardo (1995) a partir de los puntos centrales empleando la ecuación.

$$SS_E = \sum_{i=1}^{N_0} (Y_i^0 - \bar{Y}^0)^2 \quad [3-17]$$

Según Montgomery (2004), la suma cuadrados total se calculó mediante la ecuación.

$$SS_T = \sum_{i=1}^N y_i^2 - \frac{\left(\sum_{i=1}^N y_i\right)^2}{N_T} \quad [3-18]$$

Los cuadrados medios de los efectos, interacciones y error se determinaron de las sumas de cuadrados según Montgomery (2004) empleando las ecuaciones:

$$MS_{Efectos} = \frac{SS_{Efectos}}{Grados de libertad} \quad [3-19]$$

$$MS_{Interacciones} = \frac{SS_{Interacciones}}{Grados de libertad} \quad [3-20]$$

$$MS_E = \frac{SS_E}{Grados de libertad} \quad [3-21]$$

La significancia de las variables se verificó mediante el estadístico Fisher empleado el teorema de Cochran según Ayala y Pardo (1995) mediante la expresión:

$$F_0 = \frac{\frac{SS_{Efectos}}{f_1}}{\frac{SS_E}{f_2}} = \frac{MS_{Efectos}}{MS_E} \quad [3-22]$$

Donde f_1 son los grados de libertad de los efectos e interacciones, generalmente iguales a 1 en los diseños factoriales de dos niveles, f_2 son los grados de libertad de la suma de cuadrados del error lo cual está calculado como la diferencia de los grados de libertad de la suma total de cuadrados menos la suma de los efectos o tratamientos (f_3-f_1) y f_3 son los grados de libertad de la suma total de cuadrados definido como el número de pruebas experimentales realizadas (incluyendo réplicas) menos 1 definido por la relación ($Nr-1$).

El efecto o interacción es significativo si se cumple con la siguiente condición de desigualdad.

$$F_0 > F_{(r, f_1, f_2)} \quad [3-23]$$

TABLA 3-4. Análisis de varianza.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	F_0
Regresión	SS_R	f_1	MS_R	MS_R/MS_E
Error	SS_E	$f_2 = f_3 - f_1$	MS_E	
Total	SS_T	$f_3 = Nr - 1$		

Fuente: Elaboración propia (2015).

3.2.4.4.3. Significancia del modelo generado

La representatividad estadística del modelo matemático para los datos se evaluó mediante el test F_0 , según Ayala y Pardo (1995).

En primer lugar se determinó la suma de cuadrados del residual empleando la siguiente ecuación:

$$SS_R = \sum_{i=1}^N \left(Y_i - \hat{Y} \right)^2 \quad [3-24]$$

Donde Y_i es la variable respuesta obtenida experimentalmente y \hat{Y} es la variable respuesta calculada mediante el modelo de regresión determinado. El número de grados de libertad (f_1) está definido por:

$$f_1 = N_T - N_E \quad [3-25]$$

Donde N_T es el número total de experimentos realizados y N_E es el número de términos del modelo de regresión ajustado.

La suma de cuadrados del error fue calculado según el número de experimentos realizados en el punto central del diseño.

$$SS_E = \sum_{i=1}^{N_0} (Y_i^0 - \bar{Y}^0)^2 \quad [3-26]$$

Donde Y_i^0 representa a la variable respuesta obtenida en el punto central del diseño y \bar{Y}^0 es el promedio de la variable respuesta en el punto central.

Para lo cual el número de grados de libertad está definido por:

$$f_2 = N^0 - 1 \quad [3-27]$$

La falta de ajuste de la suma de cuadrados tanto del error como del residual se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$SS_{FA} = SS_R - SS_E \quad [3-28]$$

Los grados de libertad de la falta de ajuste de la suma de cuadrados fueron calculados mediante la siguiente ecuación:

$$f_3 = f_1 - f_2 \quad [3-29]$$

Para la verificación de la ecuación de regresión se utilizó la prueba de Fisher según la siguiente ecuación:

$$F_0 = \frac{\frac{SS_{FA}}{f_3}}{\frac{SS_E}{f_2}} \quad [3-30]$$

La ecuación de regresión estimada se ajusta a los datos experimentales si se cumple con la siguiente condición de desigualdad:

$$F_0 < F_{(r, f_3, f_2)} \quad [3-31]$$

TABLA 3-5. Indicadores estadísticos.

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Estadístico
Falta de ajuste	$SS_{FA} = SS_R - SS_E$	$f_3 = f_1 - f_2$	$F_0 = \frac{\frac{SS_{FA}}{f_3}}{\frac{SS_E}{f_2}}$
Error	$SS_E = \sum_{i=1}^{N_0} (Y_i^0 - \bar{Y}^0)^2$	$f_2 = N^o - 1$	

Fuente: Elaboración propia (2015).

3.2.4.4.4. Gráfica de superficie de respuesta y contorno

La gráfica de superficie de respuesta y contorno se graficaron emplearon el paquete estadístico Design-Expert® versión 7.0.3 2006 en entorno MS-Windows 7.

3.2.4.4.5. Localización del punto estacionario

Para encontrar los niveles de x_1, x_2, x_3 que optimizaron la respuesta predicha se realizó diferenciando la ecuación del modelo de regresión ajustado con respecto a x e igualando a cero (Montgomery, 2004).

$$\frac{\partial y}{\partial x_1} = \frac{\partial y}{\partial x_2} = \frac{\partial y}{\partial x_3} = 0 \quad [3-32]$$

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se dan a conocer los resultados obtenidos de los experimentos del capítulo anterior, a través de tablas y figuras, la interpretación y discusión basados con el marco teórico conceptual.

4.1. CONSTRUCCIÓN DE LA CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN

4.1.1. CARACTERÍSTICAS DE LA CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN

Los experimentos se llevaron a cabo en una celda con configuración monopolar, empleando electrodos de aluminio. Para la construcción de la celda de electrocoagulación se consideraron las siguientes especificaciones:

- ❑ *Material:* Acrílico (Se eligió este material por ser más resistente al impacto y caídas comparado con el vidrio).
- ❑ *Distancia del electrodo a la cara lateral de la celda:* 10 mm (Este distanciamiento estuvo en relación al ancho de los electrodos).
- ❑ *Distancia máxima entre electrodos:* 20 mm (Los reportes por Nanseu *et al.* (2009), señalaron que se obtuvieron altos porcentajes de remoción a este distanciamiento).
- ❑ *Material de los electrodos:* Aluminio (Arango y Garcés (2007) indica que se debe tener disponibilidad sobre estos materiales y ser relativamente baratos. Chen (2002) refiere que se reportaron buenas remociones de contaminantes con este material y es el material más utilizado en el proceso).
- ❑ *Volumen total de la celda:* 1.44 L (Se consideró este volumen para el tratamiento de volúmenes de muestra de 1.00 L).

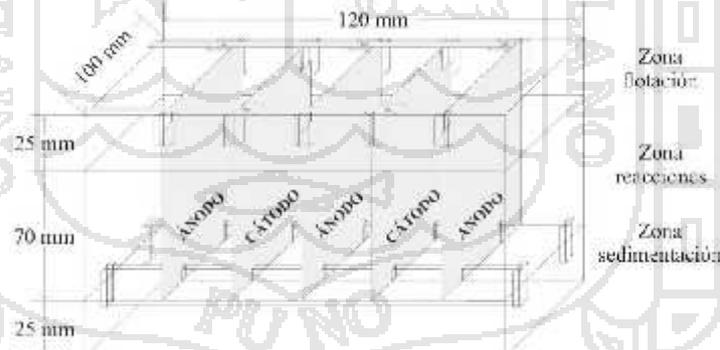


FIGURA 4-1. Especificaciones de la celda de electrocoagulación.

El número de electrodos para los experimentos de remoción de mercurio se determinó con la siguiente expresión reportada por Arango y Garcés (2007).

$$N^{\circ} \text{ de electrodos} = \frac{(Larg o \text{ de celda}) - 2(Dis \text{ tan cia electrodos a cara lateral})}{Dis \text{ tan cia máxima entre eletrodos} + Espesor \text{ de placa}} \quad [4-1]$$

Reemplazando los datos tenemos:

$$N^{\circ} \text{ de electrodos} = \frac{(120 \text{ mm}) - 2(10 \text{ mm})}{20 \text{ mm} + 0.8 \text{ mm}} = 4.81 \approx 5$$

Por consiguiente se emplearon un total de 5 electrodos tres placas conectadas al ánodo y dos placas conectadas al cátodo.

4.1.2. ESPECIFICACIONES DE LOS ELECTRODOS

Con la finalidad de realizar los experimentos de remoción de mercurio de aguas residuales del centro poblado La Rinconada se emplearon electrodos de aluminio (ánodo y cátodo). Cuyas especificaciones se muestran en la Figura 4-2.

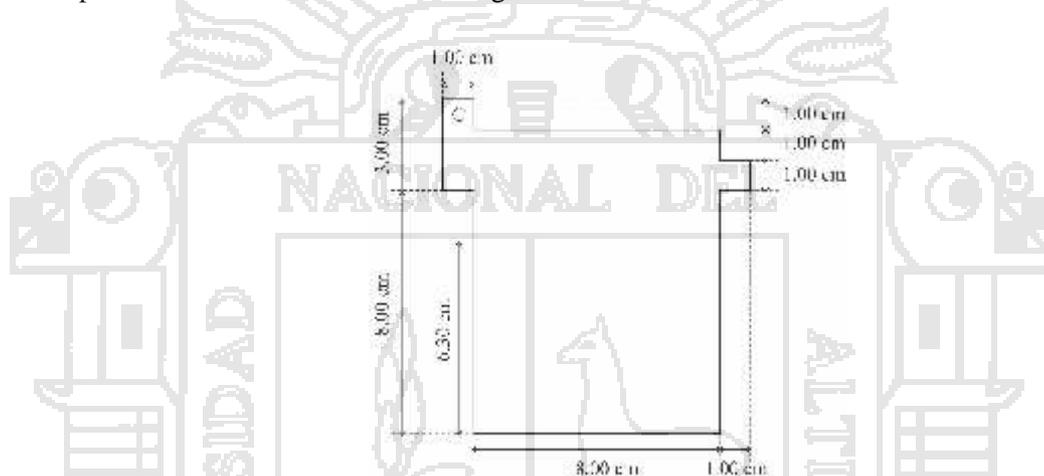


FIGURA 4-2. Especificaciones del electrodo.

Determinación del área efectiva de reacción del electrodo:

$$A_s = A \cdot h_o \tag{4-2}$$

$$A_s = (8.00 \text{ cm}) (6.30 \text{ cm}) = 50.4 \text{ cm}^2$$

Determinación del área efectiva total de reacción de los electrodos empleados:

$$A_T = (2A_s)(N^{\circ} d e) \tag{4-3}$$

$$A_T = (2 \times 50.4 \text{ cm}^2)(3) = 302.4 \text{ cm}^2$$

4.2. CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES

4.2.1. Caracterización de las aguas residuales antes del tratamiento por electrocoagulación

En el muestreo de las aguas residuales en el centro poblado La Rinconada-Puno se colectaron 2 muestras, la muestra M-1 fue colectada de la laguna de drenaje de agua residual y la muestra

M-2 se tomó de la canaleta de drenaje de aguas residuales. Los resultados de la caracterización de dichas muestras de agua residual se reportan en la Tabla 4-1.

TABLA 4-1. Resultados de la caracterización de las aguas residuales.

Parámetro	Muestra	
	M-1	M-2
pH	4.21	4.60
C.E, mS/cm	1.76	1.64
Dureza, mg/L	501.60	486.40
Alcalinidad, mg/L	200.80	160.64
Cloruros, mg/L	31.20	28.37
Sulfatos, mg/L	360.00	367.00
Calcio, mg/L	85.12	77.52
Magnesio, mg/L	416.48	408.88
Mercurio, mg/L	0.596	0.522

Fuente: Elaboración propia (2015).

Para tener una comparación visual de los resultados de la Tabla 4-1 para las muestras M-1 y M-2 se graficaron los resultados de la caracterización de las muestras de agua residual.

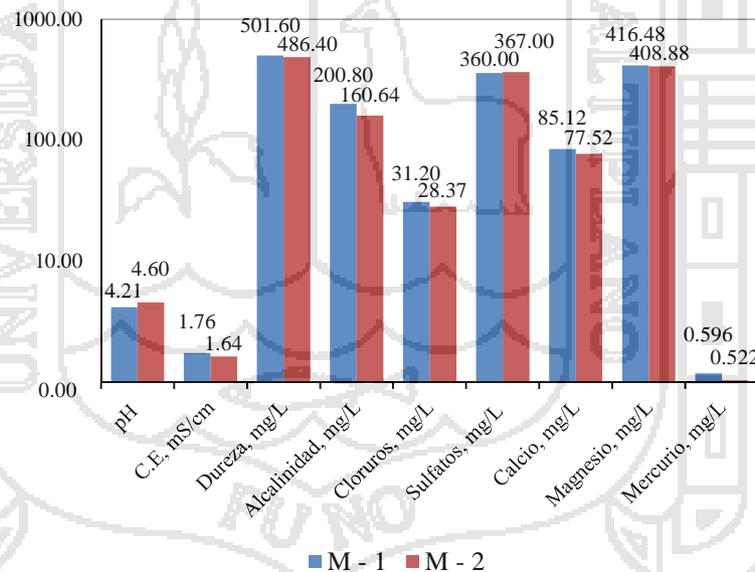


FIGURA 4-3. Caracterización de las muestras de agua residual M-1 y M-2.

Según la Figura 4-3, los resultados de las mediciones de pH de las muestras de agua residual M-1 y M-2 presentaron un pH ácido. Chen (2004), indica que el pH del agua residual en la electrocoagulación influye en la eficiencia de la corriente como también en la solubilidad de los hidróxidos del metal. El consumo de energía es más alto a un pH neutro debido a la variación de la conductividad.

La conductividad eléctrica de las muestras M-1 y M-2 fueron de 1.76 y 1.64 mS/cm respectivamente, dichos resultados indican la cantidad de iones presentes en el agua residual y se relaciona con la salinidad. Para los ensayos de remoción de mercurio se empleó cloruro de sodio para incrementar la conductividad eléctrica de las muestras según lo indicado por Kabdash *et al.* (2012), los aniones cloruro pueden reducir significativamente los efectos adversos de otros aniones tales como el HCO_3^- y SO_4^{2-} .

Las muestras de agua residual M-1 y M-2 presentan durezas de 501.60 y 486.40 mg/L debido a la presencia de cationes polivalentes de calcio y magnesio como resultado de la disolución y lavado de los minerales que componen el suelo y las rocas.

La concentración de cloruros en las muestras M-1 y M-2 fueron de 32.20 y 28.37 mg/L. Estos valores contribuirán al incremento de la densidad de corriente en el proceso de electrocoagulación. Kabdash *et al.* (2012), refiere de que los iones cloruro evitan la formación de capas de aislamiento en la superficie de los electrodos. Inversamente una cantidad de excesiva de iones cloruros induce a un consumo excesivo de los electrodos debido a la corrosión.

Los iones sulfato presentes en las muestras de agua residual M-1 y M-2 corresponden a sales de diversos minerales. Chen (2004) indica que los iones sulfato puede conducir a la precipitación de los iones Ca^{2+} y Mg^{2+} , formando una capa de aislamiento en los electrodos.

Las muestras M-1 y M-2 presentaron concentraciones de iones Ca^{2+} igual a 85.12 y 77.52 mg/L respectivamente. Según Chen (2004) estos iones pueden precipitarse formando una capa de aislamiento en la superficie de los electrodos. Esta capa de aislamiento aumentaría agudamente el potencial entre los electrodos y resultando en una disminución significativa de la eficiencia de la corriente.

Las muestras de agua residual M-1 y M-2 tienen altas concentraciones de iones Mg^{2+} igual a 416.48 y 408.88 mg/L. Estas concentraciones no son beneficiosas para los procesos de electrocoagulación ya que estas pueden formar capas de aislamiento en los electrodos.

4.2.2. Caracterización de las aguas residuales después del tratamiento por electrocoagulación

Los resultados de la caracterización de las muestras de agua residual M-1 y M-2 después del tratamiento de electrocoagulación fueron reportados en la Tabla 4-2. Estos resultados

pertenecen a los experimentos realizados mediante el diseño de experimentos (experimento N° 8). En estos experimentos se alcanzaron altos niveles porcentuales de remoción de mercurio igual a 97.00% (0.018 mg/L) en la muestra M-1 y de 94.93% (0.026 mg/L) en la muestra M-2.

TABLA 4-2. Caracterización de las aguas residuales después del tratamiento.

Parámetro	Muestra			
	M-1		M-2	
	Antes del tratamiento	Después del tratamiento	Antes del tratamiento	Después del tratamiento
pH	4.21	6.01	4.60	5.96
C.E, mS/cm	1.76	6.26	1.64	6.00
Dureza, mg/L	501.60	463.60	486.40	452.20
Alcalinidad, mg/L	200.80	16.04	160.64	15.83
Cloruros, mg/L	31.20	2297.81	28.37	2290.72
Sulfatos, mg/L	360.00	280.00	367.00	273.00
Calcio, mg/L	85.12	83.60	77.52	70.41
Magnesio, mg/L	416.48	380.00	408.88	381.79
Mercurio, mg/L	0.596	0.018	0.522	0.026

Fuente: Elaboración propia (2015).

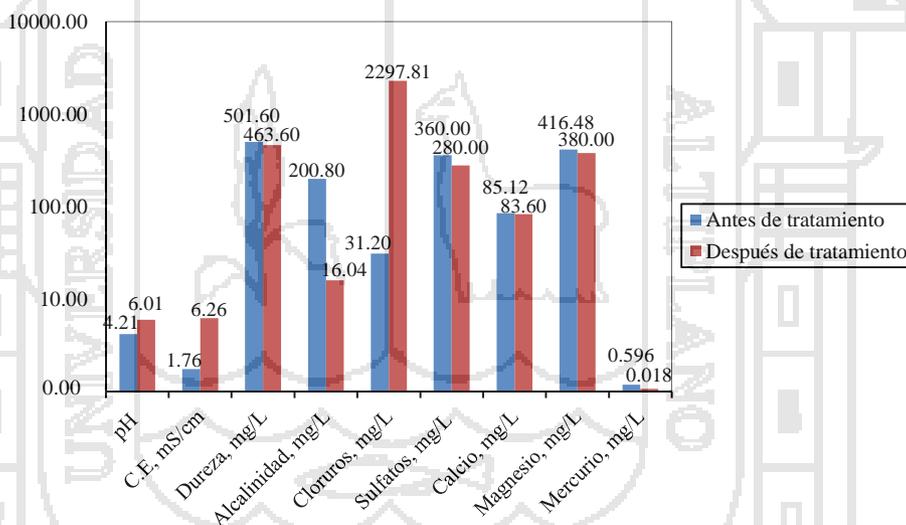


FIGURA 4-4. Características de la muestra de agua residual M-1 después del tratamiento.

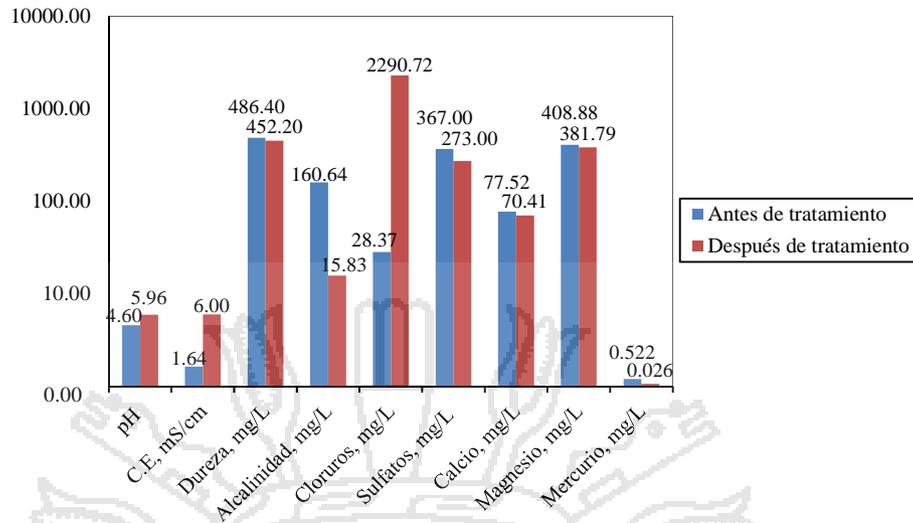


FIGURA 4-5. Características de la muestra de agua residual M-2 después de tratamiento.

En las Figuras 4-4 y 4-5 se observa un aumento del pH de las muestras M-1 y M-2, debido a la formación de hidróxido de aluminio $\text{Al}(\text{OH})_3$ la cual ocasiona un incremento del pH. Según Chen (2004), refiere que el pH del efluente después del tratamiento por electrocoagulación aumenta en efluentes ácidos. Este aumento de pH está considerado como una de las ventajas de este proceso.

Las muestras M-1 y M-2 presentan un aumento de la conductividad eléctrica de 1.76 a 6.26 mS/cm (M-1) y de 4.60 a 5.96 mS/cm (M-2). Este incremento está atribuido al uso de cloruro de sodio en los experimentos de remoción de mercurio. Se adicionó esta sal a las muestras de agua residual según lo indicado por Restrepo *et al.* (2006) para aumentar la conductividad eléctrica y a su vez también la densidad de corriente.

La dureza de las muestras presenta una ligera disminución de 501.60 a 463.60 mg/L (M-1) y de 486.40 a 452.20 mg/L (M-2). La dureza (carbonato de calcio y de magnesio) restante en ambos casos se precipitaron, formando una capa de aislamiento en los electrodos.

Las muestras tratadas M-1 y M-2 presentaron una disminución de la alcalinidad de 200.80 a 16.04 mg/L (M-1) y de 160.64 a 15.83 mg/L (M-2). Según Cánepa de Vargas *et al.* (2004), menciona que la alcalinidad es importante en el tratamiento del agua porque reacciona con coagulantes hidrolizables (como sales de hierro y aluminio) durante el proceso de coagulación. Entonces se puede atribuir la disminución de la alcalinidad a las reacciones con el coagulante formado (hidróxido de aluminio) en el proceso de electrocoagulación.

Se aumentaron las concentraciones de cloruros en las muestras de agua residual M-1 de 31.20 a 2297.81 mg/L y en M-2 de 28.37 a 2290.72 mg/L. Este aumento es debido al uso de cloruro de sodio para incrementar la densidad de corriente en los experimentos realizados.

Las concentraciones de sulfato se redujeron en las muestras M-1 y M-2 de 360 a 280 mg/L y de 367 a 273 mg/L respectivamente. Esta disminución posiblemente se le puede atribuir a que los iones sulfato fueron removidos por el coagulante formado en el proceso de la electrocoagulación.

Los iones Ca^{2+} y Mg^{2+} presentaron pequeñas disminuciones de sus concentraciones en las muestras tratadas M-1 y M-2, debido a que estas formaron una capa de aislamiento en la superficie de los electrodos aumentando ligeramente el potencial entre los electrodos y disminuyendo la eficiencia de la corriente.

4.3. DISEÑO EXPERIMENTAL

Las concentraciones iniciales de mercurio determinados mediante la curva de calibración (ANEXO J) en las muestras de agua residual M-1 y M-2 fueron de 0.596 mg/L y 0.522 mg/L respectivamente. Las concentraciones finales de mercurio obtenidas en los experimentos después del tratamiento de electrocoagulación se determinaron con la curva de calibración. Los resultados de estas concentraciones se reportan en la Tabla 4-3 y la Tabla 4-4.

TABLA 4-3. Concentraciones iniciales y finales de mercurio en la muestra M-1.

N°	$J(\text{mA}/\text{cm}^2)$	$m(\text{g}/\text{L})$	$t(\text{min})$	Concentración inicial $C_0(\text{mg}/\text{L})$	Concentración final $C_f(\text{mg}/\text{L})$
1	3.31	1.00	15.00	0.596	0.227
2	6.61	1.00	15.00	0.596	0.183
3	3.31	3.00	15.00	0.596	0.156
4	6.61	3.00	15.00	0.596	0.096
5	3.31	1.00	30.00	0.596	0.104
6	6.61	1.00	30.00	0.596	0.052
7	3.31	3.00	30.00	0.596	0.087
8	6.61	3.00	30.00	0.596	0.018
9	2.18	2.00	22.50	0.596	0.183
10	7.74	2.00	22.50	0.596	0.035
11	4.96	0.32	22.50	0.596	0.165
12	4.96	3.68	22.50	0.596	0.078
13	4.96	2.00	9.89	0.596	0.209
14	4.96	2.00	35.12	0.596	0.026
15	4.96	2.00	22.50	0.596	0.052
16	4.96	2.00	22.50	0.596	0.044
17	4.96	2.00	22.50	0.596	0.044

Fuente: Elaboración propia (2015).

TABLA 4-4. Concentraciones iniciales y finales de mercurio en la muestra M-2.

N°	$J(\text{mA}/\text{cm}^2)$	$m(\text{g}/\text{L})$	$t(\text{min})$	Concentración inicial $C_0(\text{mg}/\text{L})$	Concentración final $C_f(\text{mg}/\text{L})$
1	3.31	1.00	15.00	0.522	0.209
2	6.61	1.00	15.00	0.522	0.192
3	3.31	3.00	15.00	0.522	0.156
4	6.61	3.00	15.00	0.522	0.122
5	3.31	1.00	30.00	0.522	0.130
6	6.61	1.00	30.00	0.522	0.061
7	3.31	3.00	30.00	0.522	0.096
8	6.61	3.00	30.00	0.522	0.026
9	2.18	2.00	22.50	0.522	0.183
10	7.74	2.00	22.50	0.522	0.044
11	4.96	0.32	22.50	0.522	0.174
12	4.96	3.68	22.50	0.522	0.096
13	4.96	2.00	9.89	0.522	0.200
14	4.96	2.00	35.12	0.522	0.035
15	4.96	2.00	22.50	0.522	0.061
16	4.96	2.00	22.50	0.522	0.044
17	4.96	2.00	22.50	0.522	0.052

Fuente: Elaboración propia (2015).

En las Tablas 4-3 y 4-4, se tienen altas concentraciones de mercurio en los experimentos N° 1 para las muestras de agua residual M-1 y M-2 a una densidad de corriente de 3.31 mA/cm², concentración de NaCl de 1 g/L y tiempo de electrocoagulación de 15 minutos. Las más bajas concentraciones de mercurio se obtuvieron en los experimentos N° 8 en las muestras M-1 y M-2 a una densidad de corriente de 6.61 mA/cm², concentración de NaCl de 3 g/L y tiempo de electrocoagulación de 30 minutos.

Según las Tablas 4-3 y 4-4, se puede observar que un incremento en la densidad de corriente de 3.31 a 6.61 mA/cm² ocasiona una disminución de la concentración de mercurio en las muestras de agua residual. Según Kabdash *et al.* (2012), la densidad corriente es uno de los parámetros de operación más críticos en la electrocoagulación teniendo un efecto integral en la eficiencia del proceso. Este parámetro determina la velocidad de metal que se dosifica electroquímicamente al agua. Las fuentes literarias reportan amplios rangos de densidades de corriente aplicadas entre 1-100 mA/cm² dependiendo del caso de estudio. Murthy y Parmar (2011), indica que por lo general, a más densidad de corriente aplicado da lugar a una mayor remoción de solutos, pero puede ser no verdad después de un cierto valor de densidad de corriente.

En relación a la variable concentración de NaCl, en las Tablas 4-3 y 4-4 se destaca que a medida que se aumentó la concentración de sal de 1 a 3 g/L disminuye la concentración de mercurio de las aguas residuales. El cloruro de sodio (NaCl) según Chen (2004), es un electrolito muy utilizado para incrementar la conductividad de las aguas residuales a tratar.

Murthy y Parmar (2011), señala que un electrolito es una sustancia responsable del incremento de la conductividad de la solución. La conductividad de la solución depende del número de iones presentes. Un incremento en la concentración de los electrolitos resulta en un incremento del número de iones. Kabdash *et al.* (2012), refiere que la adición de NaCl puede también reducir el consumo de energía eléctrica en la electrocoagulación y por lo tanto disminuye los costos de operación.

Al incrementar el tiempo de electrocoagulación de 15 a 30 minutos, según las Tablas 4-3 y 4-4 se observa una reducción de la concentración de mercurio en las muestras de agua residual. El tiempo de electrocoagulación según Murthy y Parmar (2011), es el parámetro más importante del proceso de electrocoagulación, dependiendo de ella la generación de hidróxidos de metal y de esta manera completar la coagulación de impurezas.

Los porcentajes de remoción se calcularon empleando la ecuación [3-7] cuyos resultados para las muestras M-1 y M-2 se detallan en la Tabla 4-5.

TABLA 4-5. Variable respuesta de los experimentos con el diseño compuesto central.

N°	$J(\text{mA}/\text{cm}^2)$	$m(\text{g}/\text{L})$	$t(\text{min})$	%Remoción de Hg	
				M-1	M-2
1	3.31	1.00	15.00	61.94	59.97
2	6.61	1.00	15.00	69.32	63.33
3	3.31	3.00	15.00	73.72	70.04
4	6.61	3.00	15.00	83.95	76.71
5	3.31	1.00	30.00	82.49	75.05
6	6.61	1.00	30.00	91.21	88.33
7	3.31	3.00	30.00	85.41	81.70
8	6.61	3.00	30.00	97.00	94.93
9	2.18	2.00	22.50	69.32	65.01
10	7.74	2.00	22.50	94.11	91.63
11	4.96	0.32	22.50	72.25	66.69
12	4.96	3.68	22.50	86.86	81.70
13	4.96	2.00	9.89	64.90	61.65
14	4.96	2.00	35.12	95.55	93.28
15	4.96	2.00	22.50	91.21	88.33
16	4.96	2.00	22.50	92.66	91.63
17	4.96	2.00	22.50	92.66	89.98

Fuente: Elaboración propia (2015).

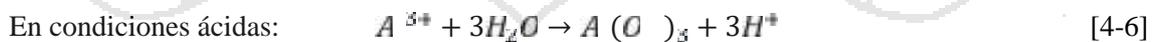
En la Tabla 4-5 se observa que se lograron altos porcentajes de remoción de mercurio en los experimentos N° 8 para las muestras de agua residual M-1 y M-2 en donde los valores porcentuales fueron del 97.00% y 94.93% respectivamente con densidades de corriente de 6.61 mA/cm², concentración de NaCl de 3 g/L y tiempo de electrocoagulación de 30 minutos.

Se obtuvieron bajos porcentajes de remoción de mercurio en los experimentos N° 1 con valores porcentuales del 61.945% y 59.97% para las muestras M-1 y M-2 respectivamente con densidades de corriente de 3.31 mA/cm², concentración de NaCl de 1 g/L y tiempo de electrocoagulación de 15 minutos.

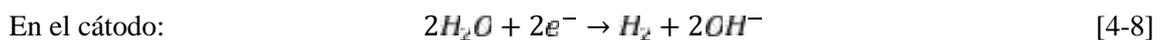
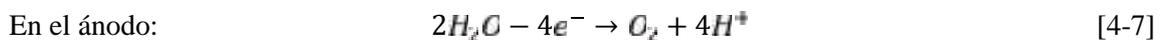
En las aguas residuales la materia coloidal está estabilizada por las fuerzas de repulsión electrostática, que impiden la unión de las partículas para formar agrupaciones de mayor tamaño (no coloidales). La coagulación tiene por objetivo principal agrupar las partículas coloidales mediante la minimización de las fuerzas electrostáticas de repulsión. Este fenómeno se puede conseguir por distintos mecanismos entre los que están la compresión de la doble carga eléctrica, la neutralización de cargas en la superficie de las partículas o la inmersión de las partículas coloidales en un precipitado (Cañizares *et al.*, 2004).

Según Chen (2004), la electrocoagulación involucra la generación de coagulantes in situ por la disolución eléctrica de iones aluminio o hierro de sus respectivos electrodos. Piña *et al.* (2011), refiere que en la electrocoagulación los iones Al³⁺ liberados forman cadenas de polihidróxidos y tienen una estructura hidratada, permitiendo retirar y retener y desecar con mayor facilidad los lodos residuales. La corriente aplicada obliga a los iones OH⁻ a migrar hacia el ánodo, por lo que el pH en la capa límite es más alto que en el resto de la solución, favoreciendo la formación de hidróxidos del metal del electrodo. El hidróxido formado remueve los contaminantes presentes en el agua residual por complejación o atracción electrostática. Los mecanismos de remoción por electrocoagulación incluyen oxidación, reducción, coagulación, absorción, adsorción, precipitación y flotación.

Cuando se emplean electrodos de aluminio, según Chen (2004) se llevan a cabo las siguientes reacciones químicas:



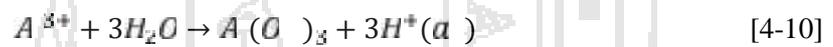
La electrolisis del agua produce oxígeno e hidrógeno de la siguiente forma:



En la electrocoagulación según Cañizares *et al.* (2004), normalmente se emplean como material anódico planchas de aluminio o acero. Que al aplicar una diferencia de potencial a la celda, se consigue la generación de iones en disolución. Como consecuencia, se obtienen:

1. Hidróxidos insolubles sobre los que quedan retenidos los contaminantes, que son fácilmente separados del agua, o
2. Hidroxocomplejos catiónicos o aniónicos, que desestabilizan las fuerzas de repulsión electrostáticas existentes en la materia coloidal, favoreciendo el posterior proceso físico de floculación.

La disolución electrolítica del ánodo de aluminio produce especies catiónicas monoméricas como el Al^{3+} y $Al(OH)_2^+$ a bajo pH en el cual se transforma inicialmente $Al(OH)_3$ a valores de pH adecuados y finalmente se polimeriza a $Al_n(OH)_{3n}$. Sin embargo, dependiendo del pH del medio acuoso, otras especies iónicas como por ejemplo $Al(OH)^{2+}$, $Al_2(OH)_2^{4+}$ y $Al(OH)_4^-$ pueden también estar presentes en el sistema (Mouli *et al.*, 2004).



El $Al(OH)_3$ es una sustancia amorfa de carácter gelatinoso, que expone una gran área superficial con propiedades absorbentes y que es propicia para los procesos de adsorción y atracción de las partículas contaminantes (Restrepo *et al.*, 2006). La electrocoagulación empleando electrodos de aluminio con un área superficial activa de 300 cm^2 para la remoción de mercurio fue reportados por Dimoglo *et al.* (2004), las condiciones óptimas de operación fue a una densidad de corriente de $1.6\text{-}6.6 \text{ mA cm}^{-2}$ y tiempo de 5-15 minutos, obteniendo remociones superiores al 90%. Por otro lado Nansu *et al.* (2009), removieron mercurio por electrocoagulación de soluciones, cuya concentración fue $2 \times 10^{-5} \text{ M}$. La remoción fue del 99.9% con una distancia entre electrodos de 3 cm, densidad de corriente de 2.5 a 3.125 A.dm^{-2} y tiempos de 25 minutos con electrodos de aluminio. Vasudevan *et al.* (2012), removieron mercurio de aguas contaminadas por electrocoagulación, logrando una eficiente remoción utilizando aleaciones de magnesio como ánodo y fierro galvanizado como cátodo, a una densidad de corriente de 0.15 A/dm^2 y pH 7.0. Chaturvedi (2013), empleó electrodos de aluminio para la remoción de mercurio. La máxima remoción de mercurio fue del 98.5% bajo las condiciones óptimas de pH 4.5, 9.0 V, 50 ppm, electrolito de 1.333 g/L y 400 rpm.

4.3.1. MODELO DE REGRESIÓN

Los resultados experimentales correspondientes a la remoción de mercurio de las aguas residuales en el centro poblado La Rinconada-Puno se ajustaron al modelo de regresión de segundo orden para la estimación de los parámetros β_0 , β_i , β_{ii} y β_{ij} de la ecuación general:

$$y = S_0 + \sum_{i=1}^k S_i x_i + \sum_{i=1}^k S_{ii} x_i^2 + \sum \sum S_{ij} x_i x_j + V \quad [4-12]$$

Considerando el caso de 3 variables independientes el modelo de segundo orden (ecuación [4-12]) toma la siguiente forma:

$$y = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \beta_3 x_3 + \beta_{11} x_1^2 + \beta_{22} x_2^2 + \beta_{33} x_3^2 + \beta_{12} x_1 x_2 + \beta_{13} x_1 x_3 + \beta_{23} x_2 x_3 \quad [4-13]$$

Para la determinación de los coeficientes del modelo de regresión se transformaron las variables naturales a variables codificadas (ANEXO A) y los coeficientes se determinaron con la ecuación [3-13], los cálculos se detallan en el ANEXO C. En la Tabla 4-6 se reporta los coeficientes para el modelo de regresión de segundo orden (ecuación [4-13]) para las muestra M-1 y M-2.

TABLA 4-6. Coeficientes de regresión.

Coeficiente	Estimado	
	M-1	M-2
β_0	93.238	91.011
β_1	5.812	5.936
β_2	4.358	4.522
β_3	8.668	8.991
β_{11}	-3.108	-3.645
β_{22}	-3.878	-5.115
β_{33}	-3.639	-3.950
β_{12}	0.715	0.407
β_{13}	0.338	2.060
β_{23}	-2.213	-1.275

Fuente: Elaboración propia (2015).

Por tanto, los modelos de regresión ajustados fueron:

$$y_1 = 93.238 + 5.812x_1 + 4.358x_2 + 8.668x_3 - 3.108x_1^2 - 3.878x_2^2 - 3.639x_3^2 + 0.715x_1x_2 + 0.338x_1x_3 - 2.213x_2x_3 \quad [4-14]$$

$$y_2 = 91.011 + 5.936x_1 + 4.522x_2 + 8.991x_3 - 3.645x_1^2 - 5.115x_2^2 - 3.950x_3^2 + 0.407x_1x_2 + 2.060x_1x_3 - 1.275x_2x_3 \quad [4-15]$$

4.3.2. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

El análisis estadístico se realizó empleando las ecuaciones citados en el Capítulo III. La gráfica de la superficie de respuesta y contorno fueron graficados empleando el paquete estadístico Design-Expert® versión 7.0.3 2006 en entorno MS-Windows 7.

4.3.2.1. Estimación de los efectos principales y contribución porcentual

La estimación de los efectos de los factores fueron calculados según la ecuación [3-14] y la suma de cuadrados de los efectos e interacciones, del error, y total se calcularon con las ecuaciones [3-16], [3-17] [3-18] respectivamente. Las Tablas 4-7 y 4-8 muestran los valores de la estimación de los efectos, suma de cuadrados y contribución porcentual para los factores de las muestras M-1 y M-2.

TABLA 4-7. Efectos principales de las variables e interacciones para M-1.

Factor	Estimación del efecto	Sumas de cuadrados	Contribución Porcentual
x_1	11.624	464.103	19.902
x_2	8.715	260.896	11.188
x_3	17.335	1032.167	44.262
x_1^2	-6.217	139.103	5.965
x_2^2	-7.757	206.154	8.840
x_3^2	-7.279	183.949	7.888
x_1x_2	1.430	4.090	0.175
x_1x_3	0.675	0.911	0.039
x_2x_3	-4.425	39.161	1.679
Error		1.402	0.060
Total		2164.904	

Fuente: Elaboración propia (2015).

TABLA 4-8. Efectos principales de las variables e interacciones para M-2.

Factor	Estimación del efecto	Sumas de cuadrados	Contribución Porcentual
x_1	11.872	484.111	18.169
x_2	9.044	280.959	10.544
x_3	17.982	1110.596	41.681
x_1^2	-7.290	183.351	6.881
x_2^2	-10.231	339.923	12.757
x_3^2	-7.899	211.865	7.951
x_1x_2	0.815	1.328	0.050
x_1x_3	4.120	33.949	1.274
x_2x_3	-2.550	13.005	0.488
Error		5.445	0.204
Total		2442.508	

Fuente: Elaboración propia (2015).

Según las Tablas 4-7 y 4-8 se puede destacar que la variable que más efecto tiene sobre el porcentaje de remoción de mercurio en la muestra M-1 es el tiempo de electrocoagulación, esto quiere decir, el efecto de emplear un tiempo de 15 a 30 minutos ocasiona un cambio 17.335. Y en la muestra M-2 de 17.982 puntos porcentuales en la respuesta.

La densidad de corriente es otro de los factores que presenta efectos significativos en la remoción de mercurio, al emplear densidades de corriente de 3.31 a 6.61 mA/cm² provoca un cambio de 11.624 y 11.872 en la respuesta para ambas muestras respectivamente. Chen (2004) señala que el abastecimiento de corriente en un sistema de electrocoagulación determina la cantidad de iones Al³⁺ liberados de los electrodos de aluminio.

En cuanto a la concentración de NaCl empleada en los experimentos, el efecto es menor que las anteriores, las concentraciones de NaCl de 1 a 3 g/L ocasiona un cambio porcentual en la respuesta de 8.715 y 9.044 en ambas muestra respectivamente.

Según Montgomery (2004) la contribución porcentual es con frecuencia una guía aproximada pero efectiva de la importancia relativa de cada término del modelo. La contribución porcentual de cada uno de los términos del modelo de segundo orden fueron calculados a partir de las suma de cuadrados. En la muestra M-1 los efectos principales dominan este proceso, explicando el 75.352% de la variabilidad total y las interacciones explican el 24.588%. En la muestra M-2 los efectos principales también dominan este proceso explicando el 70.394%, mientras que las interacciones lo hacen con un 29.402%.

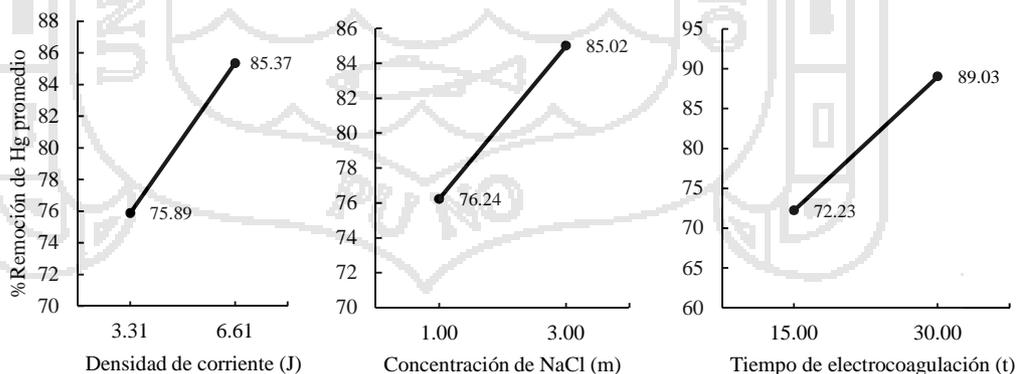


FIGURA 4-6. Gráficas de los efectos principales para el %Remoción de mercurio en M-1.

La Figura 4-6, muestra la gráfica de las interacciones de los efectos principales como la densidad de corriente, concentración de NaCl y tiempo de electrocoagulación para la muestra M-1. En los gráficos, la pendiente de las rectas son positivas para las variables, esto quiere decir que son directamente proporcionales al %Remoción de mercurio, un incremento en los niveles de cada factor ocasiona un aumento en la remoción.

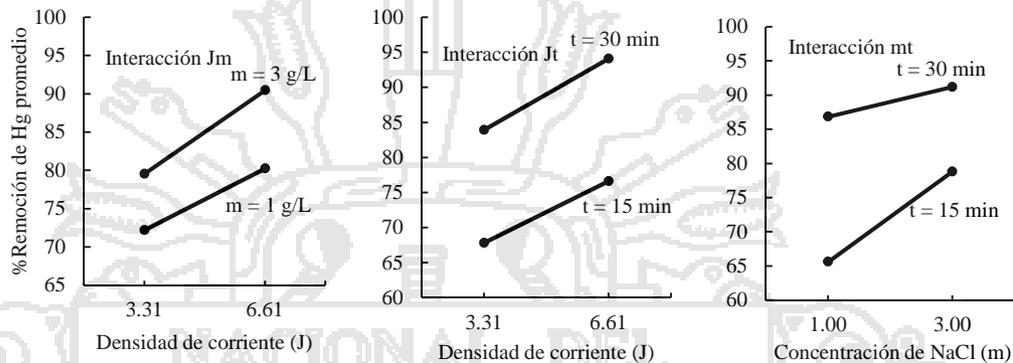


FIGURA 4-7. Gráficas de las interacciones para el %Remoción de mercurio en M-1.

En la Figura 4-7, la gráfica de la interacción densidad de corriente y concentración de NaCl, tiene un efecto pequeño estas variables son directamente proporcionales a la variable respuesta, es decir a una densidad de corriente menor (3.31 mA/cm^2) se obtiene menor porcentaje de remoción para una concentración de NaCl a un nivel bajo (1 g/L); para la misma densidad de corriente pero en un nivel más alto de concentración de NaCl (3 g/L) aumenta el porcentaje de remoción. Para una densidad de corriente mayor (6.61 mA/cm^2), los porcentajes de remoción de mercurio para todos los niveles de concentración de NaCl fue alto.

En la gráfica de la interacción densidad de corriente y tiempo de electrocoagulación se observa que ambas rectas son aproximadamente paralelas, lo cual indica la ausencia de interacción entre los factores.

La gráfica de la interacción concentración de NaCl y tiempo de electrocoagulación muestra que si existe interacción entre estas variables, siendo estas variables directamente proporcionales a la variable respuesta, ya que con una concentración de NaCl menor (1 g/L) se obtiene menores porcentajes de remoción para todos los niveles de tiempo de electrocoagulación. Los porcentajes de remoción son mayores para una concentración de NaCl mayor (3 g/L) en todos los niveles de tiempo de electrocoagulación.

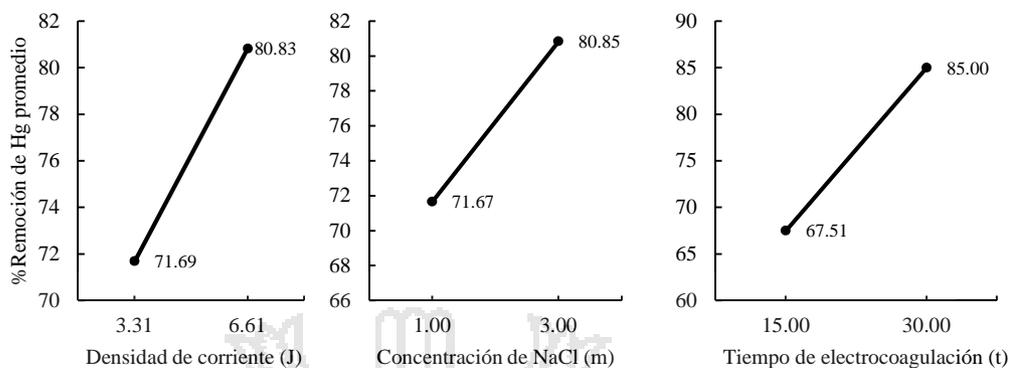


FIGURA 4-8. Gráficas de los efectos principales para el %Remoción de mercurio en M-2.

En la Figura 4-8, se puede apreciar la gráfica de las interacciones de los efectos principales como la densidad de corriente, concentración de NaCl y tiempo de electrocoagulación para la muestra M-2. Los 3 gráficos presentan rectas con pendientes positivas para las variables densidad de corriente, concentración de NaCl y tiempo de electrocoagulación, de las que se puede deducir que son directamente proporcionales a la variable respuesta, es decir que un incremento en los niveles de cada factor ocasiona un aumento en el porcentaje de remoción de mercurio.

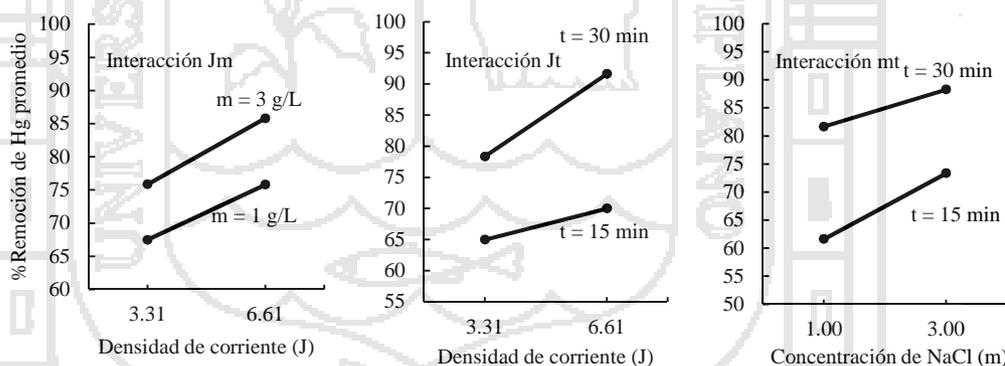


FIGURA 4-9. Gráficas de las interacciones para el %Remoción de mercurio en M-2.

En la Figura 4-9, se puede observar la interacción densidad de corriente y concentración de NaCl ambas rectas son aproximadamente paralelas, por lo que se puede decir que no existe una interacción significativa entre ambos factores.

Entre los factores densidad de corriente y tiempo de electrocoagulación existe interacción ya que ambas rectas no son paralelas y son directamente proporcionales a la variable respuesta, es decir a una densidad de corriente menor (3.31 mA/cm^2) se obtiene menor porcentaje de remoción para un tiempo de electrocoagulación a un nivel bajo (15 min); para la misma densidad de corriente pero en un nivel más alto del tiempo de electrocoagulación (30 min) aumenta el porcentaje de remoción. Para una densidad de corriente mayor (6.61 mA/cm^2), los porcentajes de remoción de mercurio para todos los niveles de tiempo de electrocoagulación son altos.

Según la Figura 4-5(b), existe interacción entre la concentración de NaCl y tiempo de electrocoagulación, dichas variables son directamente proporcionales a la variable respuesta, es decir que con una concentración de NaCl menor (1 g/L) se obtiene menores porcentajes de remoción para los 2 niveles del tiempo de electrocoagulación (15 y 30 min). Los porcentajes de remoción son mayores para una concentración de NaCl mayor (3 g/L) en los 2 niveles del tiempo de electrocoagulación.

4.3.2.2. Análisis de varianza

Para el análisis de varianza se calculó la suma de cuadrados de los efectos e interacciones, del error y total empleando las ecuaciones [3-16], [3-17] y [3-18] respectivamente. Los cuadrados medios de los efectos e interacciones, del error y total se calcularon según las ecuaciones [3-19], [3-20] y [3-21] respectivamente. El estadístico Fisher (F_0), se calculó con la ecuación [3-22].

TABLA 4-9. Análisis de varianza para la remoción de mercurio en M-1.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	F_0	$F_{Tablas} (0.975,1,7)$
x_1	464.103	1	464.103	2317.755	8.07
x_2	260.896	1	260.896	1302.927	8.07
x_3	1032.167	1	1032.167	5154.700	8.07
x_1^2	139.103	1	139.103	694.688	8.07
x_2^2	206.154	1	206.154	1029.544	8.07
x_3^2	183.949	1	183.949	918.651	8.07
x_1x_2	4.090	1	4.090	20.425	8.07
x_1x_3	0.911	1	0.911	4.551	8.07
x_2x_3	39.161	1	39.161	195.573	8.07
Error	1.402	7	0.200		
Total	2164.904	16			

Fuente: Elaboración propia (2015).



Para el análisis de varianza de la Tabla 4-9 para la muestra M-1, se eligió un nivel de confianza del 97.5%, teniendo los siguientes grados de libertad $f_1 = 1$ (variables e interacciones) y $f_2 = 7$ (error), se tiene $F_{(0.957, 1, 7)} = 8.07$ (tablas de distribución acumulativa), los factores x_1, x_2, x_3 e interacciones $x_1^2, x_2^2, x_3^2, x_1x_2$ y x_2x_3 son significativos ($F_0 > F_{(0.957, 1, 7)}$) es decir que contribuyen favorablemente en la remoción de mercurio de las aguas residuales. Por otro lado la interacción x_1x_3 no es significativo ($F_0 < F_{(0.957, 1, 7)}$).

Según el análisis de varianza el término x_1x_3 de la ecuación [4-14] se anulada por no ser significativa según este análisis. Por lo tanto la ecuación quedaría reducida a la siguiente expresión:

$$y_1 = 93.238 + 5.812x_1 + 4.358x_2 + 8.668x_3 - 3.108x_1^2 - 3.878x_2^2 - 3.639x_3^2 + 0.715x_1x_2 - 2.213x_2x_3 \tag{4-16}$$

Decodificando la ecuación [4-16] tenemos el modelo de regresión en términos de sus variables naturales para la muestra M-1.

$$\%R_1 = -54.339 + 15.420j + 26.002m + 4.982t - 1.286j^2 - 4.285m^2 - 0.072t^2 + 0.433j - 0.295m \tag{4-17}$$

En la Tabla 4-10 se reportan los resultados de los análisis de varianza realizados con la muestra M-2.

TABLA 4-10. Análisis de varianza para la remoción de mercurio en M-2.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	F_0	$F_{Tablas (0.975, 1, 7)}$
x_1	484.111	1	484.111	622.364	8.07
x_2	280.959	1	280.959	361.196	8.07
x_3	1110.596	1	1110.596	1427.763	8.07
x_1^2	183.351	1	183.351	235.713	8.07
x_2^2	339.923	1	339.923	436.999	8.07
x_3^2	211.865	1	211.865	272.370	8.07
x_1x_2	1.328	1	1.328	1.708	8.07
x_1x_3	33.949	1	33.949	43.644	8.07
x_2x_3	13.005	1	13.005	16.719	8.07
Error	5.445	7	0.778		
Total	2442.508	16			

Fuente: Elaboración propia (2015).

Para la muestra M-2 en la Tabla 4-10, se eligió un nivel de confianza del 97.5%, teniendo los siguientes grados de libertad $f_1 = 1$ (variables e interacciones) y $f_2 = 7$ (error), se tiene

$F_{(0.957, 1, 7)} = 8.07$ (tablas de distribución acumulativa), en este caso los factores x_1 , x_2 , x_3 e interacciones x_1^2 , x_2^2 , x_3^2 , x_1x_3 y x_2x_3 resultaron ser significativos ($F_0 > F_{(0.957, 1, 7)}$) contribuyen favorablemente la remoción de mercurio de las aguas residuales; la interacción x_1x_2 resulto no ser significativa ($F_0 < F_{(0.957, 1, 7)}$).

Según el análisis de varianza el término x_1x_2 de la ecuación [4-15] es anulada por no ser significativo. Por lo tanto la ecuación se redujo a la siguiente expresión:

$$y_d = 91.011 + 5.936x_1 + 4.522x_2 + 8.991x_3 - 3.645x_1^2 - 5.115x_2^2 - 3.950x_3^2 + 2.060x_1x_3 - 1.275x_2x_3 \quad [4-18]$$

La ecuación [4-18] en términos de sus variables naturales para la muestra M-2 quedaría expresada por la siguiente ecuación.

$$\%R_d = -50.489 + 14.503J + 30.374m + 4.186t - 1.476J^2 - 5.503m^2 - 0.077t^2 + 0.166Jt - 0.170m \quad [4-19]$$

4.3.2.3. Significancia del modelo generado

Para la evaluación de la representatividad del modelo de regresión ajustado se realizó con el estadístico Fisher (F_0), para ello se calculó la suma de cuadrados de la falta de ajuste (SS_{FA}) según la ecuación [3-28] y la suma de cuadrados de error (SS_E) mediante la ecuación [3-26]. El estadístico F_0 se calculó empleando la ecuación [3-30]. Los resultados de todos estos cálculos se reportan en la Tabla 4-11 y 4-12. La ecuación de regresión representa a los datos experimentales si cumple con la condición $F_0 < F_{tablas}$.

TABLA 4-11. Indicadores estadísticos para la evaluación del modelo estadístico (M-1).

Indicador estadístico	Resultado	Grados de libertad
Suma de cuadrados de la falta de ajuste (SS_{FA})	99.974	6
Suma de cuadrados del error (SS_E)	1.402	2
Estadístico F_0	23.775	
$F_{tablas} (0.975, 5, 2)$	39.3	

Fuente: Elaboración propia (2015).

En la Tabla 4-11 para verificar la bondad de ajuste de la ecuación de regresión [4-16] el estadístico Fisher para la muestra M-1 fue $F_0 = 23.775$ y para un nivel de confianza del

97.5% y grados de libertad $f_3 = 6$ y $f_2 = 2$ se tiene que $F_{tablas (0.975, 6, 2)} = 39.3$ (tablas de distribución acumulativa), cumple la condición entonces el modelo de segundo orden es aceptable con un 2.5% de error.

TABLA 4-12. Indicadores estadísticos para la evaluación del modelo estadístico (M-2).

Indicador estadístico	Resultado	Grados de libertad
Suma de cuadrados de la falta de ajuste (SS_{FA})	102.860	6
Suma de cuadrados del error (SS_E)	5.445	2
Estadístico F_0	6.297	
$F_{tablas (0.975, 5, 2)}$	39.3	

Fuente: Elaboración propia (2015).

Según la Tabla 4-12 la ecuación de regresión [4-18] para la muestra M-2, el estadístico Fisher fue $F_0 = 6.297$ y con un nivel de confianza del 97.5% y grados de libertad $f_3 = 6$ y $f_2 = 2$, $F_{tablas (0.975, 6, 2)} = 39.3$ (tablas de distribución acumulativa). Según estos resultados se cumple con la condición siendo el modelo de segundo orden aceptable con un 2.5% de error.

4.3.2.4. Gráfica de superficie de respuesta y contorno

Las Figuras 4-10 y 4-11 muestran la gráfica de la superficie respuesta y gráfica de contorno para la muestra de agua residual M-1.

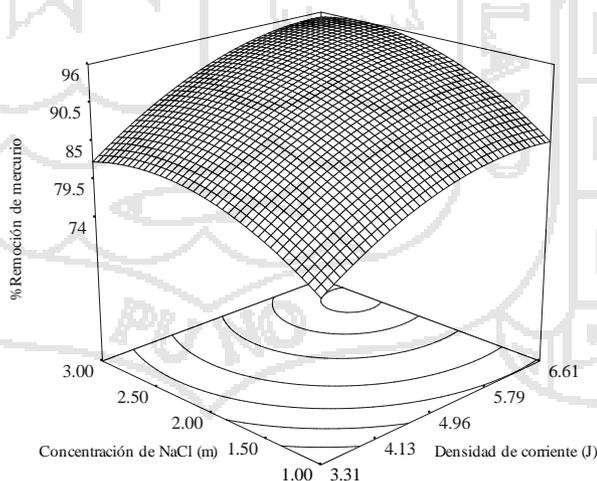


FIGURA 4-10. Gráfica de la superficie de respuesta para el %Remoción de mercurio en M-1.

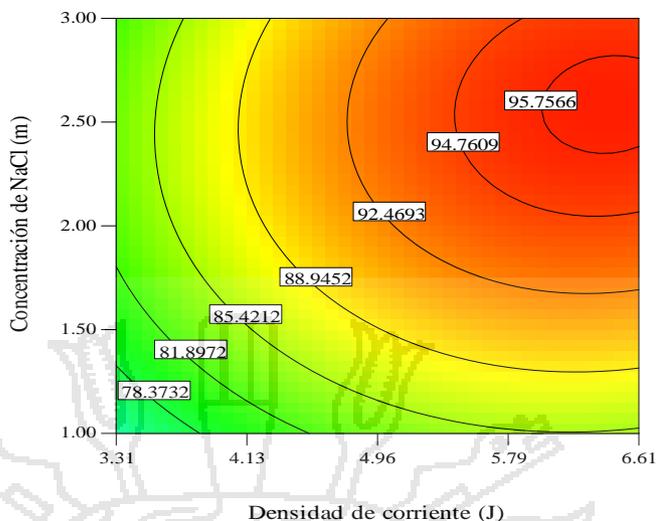


FIGURA 4-11. Gráfica de contorno para el %Remoción de mercurio en M-1.

Según las Figuras 4-10 y 4-11, la superficie de respuesta y gráfica de contorno de los valores de remoción de mercurio son influenciados por la densidad de corriente y concentración de NaCl. El tiempo de electrocoagulación se mantuvo en su respectivo punto central (22.5 minutos). Bajo estas condiciones, el rango óptimo de %Remoción de mercurio se logró cuando la densidad de corriente estuvo comprendida en el rango de 5.90 a 6.74 mA/cm² en combinación con la concentración de NaCl de 2.40 a 2.80 g/L se logró una de remoción de mercurio del 95.76 %.

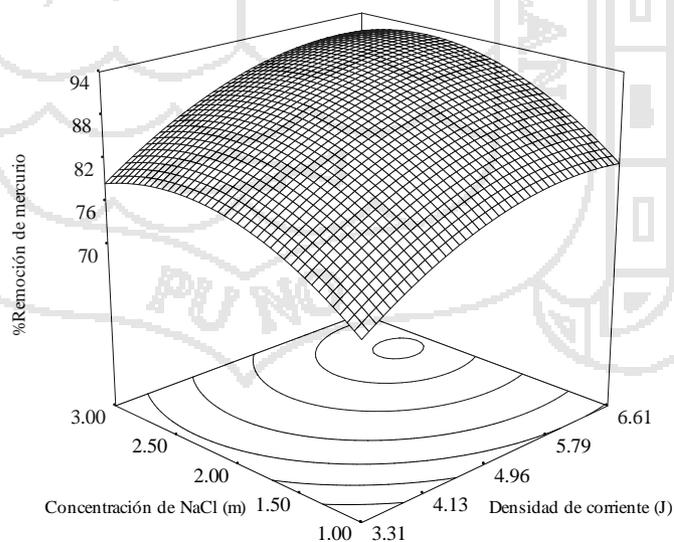


FIGURA 4-12. Gráfica de la superficie de respuesta para el %Remoción de mercurio en M-2.

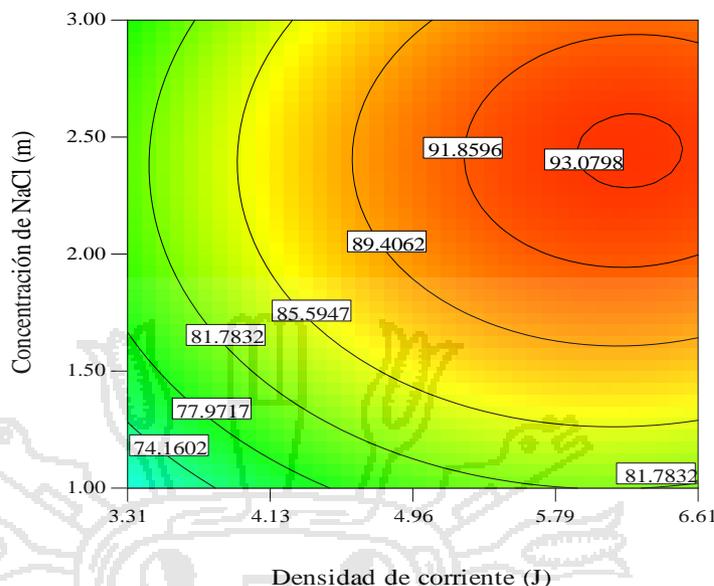


FIGURA 4-13. Gráfica de contorno para el %Remoción de mercurio en M-2.

En las figuras 4-12 y 4-13, se muestra el gráfico de la superficie de respuesta y el gráfico de contorno para los experimentos realizados con la muestra M-2. Para una densidad de corriente comprendida en el rango de 5.81 a 6.50 mA/cm² y concentración de NaCl de 2.37 a 2.69 g/L se logró una remoción de mercurio del 93.10%, manteniendo constante el tiempo de electrocoagulación en su nivel central igual a 22.5 minutos.

4.3.2.5. Localización del punto estacionario

Para estimar los valores de las variables x_1 , x_2 y x_3 que maximizan el porcentaje de remoción de mercurio, es decir los valores correspondientes a la cima de la superficie respuesta (Figuras 4-10 y 4-12), descritas por las ecuaciones de regresión [4-16] y [4-18], se hallaron las derivadas parciales para cada variable (ANEXO D).

TABLA 4-13. Valores óptimos para la remoción de mercurio en la muestra M-1.

Variables independientes	Variables	
	Codificadas	Naturales
Densidad de corriente	0.974	6.57 mA/cm ²
Concentración de NaCl	0.342	2.34 g/L
Tiempo de electrocoagulación	1.087	30.65 min.

Fuente: Elaboración propia (2015).

Reemplazando en la ecuación [4-17] los valores naturales obtenidos en la Tabla 4-13, se calculó el porcentaje máximo de remoción de mercurio en la muestra M-1.

$$\%R_1 = 99.40$$

El resultado indica que se obtiene un porcentaje de remoción de mercurio del 99.40%, lo que correspondería a una concentración final de 0.0036 mg/L de una concentración inicial de 0.596 mg/L. El Decreto Supremo N° 010-2010-MINAM (ANEXO I) establece que el límite de concentración de mercurio en cualquier momento es de 0.002 mg/L y el límite para el promedio anual es 0.0016 mg/L. Por consiguiente nuestro resultado obtenido se encuentra por encima de los límites máximos permisibles.

TABLA 4-14. Valores óptimos para la remoción de mercurio en la muestra M-2.

Variables independientes	Valores	
	Codificadas	Naturales
Densidad de corriente	1.213	6.96 mA/cm ²
Concentración de NaCl	0.266	2.27 g/L
Tiempo de electrocoagulación	1.411	33.08 min.

Fuente: Elaboración propia (2015).

Reemplazando las condiciones óptimas en la ecuación [4-19], se determinó el porcentaje de remoción de mercurio en la muestra M-2.

$$\%R_2 = 99.21$$

Para la muestra M-2 se obtiene un porcentaje de remoción de mercurio del 99.21%, lo que en términos de concentración final tendría un valor de 0.0041 mg/L de una concentración inicial de 0.522 mg/L. Según el Decreto Supremo N° 010-2010-MINAM (ANEXO I) el límite de concentración de mercurio en cualquier momento es de 0.002 mg/L y el límite para el promedio anual es 0.0016 mg/L. La concentración final obtenida está por encima de los límites máximos permisibles.

CONCLUSIONES

- ❑ Para la remoción de mercurio de las aguas residuales del centro poblado La Rinconada-Puno la celda de electrocoagulación fue construido de material acrílico para el tratamiento de volúmenes de 1000 mL. La configuración de electrodos fue monopolar empleando 5 placas de aluminio como electrodos 3 placas conectadas al terminal positivo y 2 placas conectadas al terminal negativo de la fuente de poder; con una separación entre electrodos de 20 mm y un área total de los electrodos sumergidos (ánodos de sacrificio) de 302.4 cm².
- ❑ En la caracterización de las muestras de agua residual M-1 y M-2 del centro poblado La Rinconada antes y después de tratamiento de electrocoagulación, se determinaron los parámetros como el pH, conductividad eléctrica, dureza, alcalinidad, cloruros, sulfatos, calcio, magnesio y mercurio. Después del tratamiento se pudo apreciar un incremento del pH, conductividad eléctrica y cloruros. Por otro lado las concentraciones de dureza, alcalinidad, sulfatos, calcio, magnesio y mercurio experimentaron una reducción de sus concentraciones en ambas muestras de agua residual.
- ❑ Las muestras de agua residual M-1 y M-2 del centro poblado la Rinconada, presentaron concentraciones de mercurio de 0.596 mg/L y 0.522 mg/L respectivamente. El tratamiento por electrocoagulación para la remoción de mercurio se realizó mediante el diseño experimental de Box-Wilson con 14 experimentos y 3 réplicas en el centro. Los factores que se evaluaron fueron: densidad de corriente (J), concentración de NaCl (m) y tiempo de electrocoagulación (t). Se obtuvieron altos porcentajes de remoción de mercurio hasta del 97.00% (0.018 mg/L) y 94.93% (0.026 mg/L) en las muestras de agua residual M-1 y M-2 respectivamente a una densidad de corriente de 6.61 mA/cm², concentración de NaCl de 3 g/L y 30 minutos de tratamiento.
- ❑ Los resultados experimentales del diseño experimental realizados con las muestras M-1 y M-2 se ajustaron a modelos de regresión de segundo orden, las ecuaciones de los modelos ajustados fueron los siguientes:

$$\%R_1 = -54.339 + 15.420J + 26.002m + 4.982t - 1.286J^2 - 4.285m^2 - 0.072t^2 + 0.433Jm - 0.295mt$$

$$\%R_2 = -50.489 + 14.503J + 30.374m + 4.186t - 1.476J^2 - 5.503m^2 - 0.077t^2 + 0.166Jm - 0.170mt$$

RECOMENDACIONES

- Evaluar el efecto de las variables como el pH, temperatura y tensión en la remoción de metales pesados de aguas residuales por el método de la electrocoagulación.
- Evaluar el equilibrio y la cinética en la adsorción de mercurio de soluciones con la finalidad de obtener modelos isotérmicos y cinéticos que permitan predecir el comportamiento de este fenómeno.
- Investigar la remoción de metales pesados de aguas residuales por el método de la electrocoagulación con un arreglo de los electrodos bipolar empleando placas de fierro y acero inoxidable como electrodos.
- Determinar la concentración de aluminio en las aguas residuales tratadas por el método de la electrocoagulación empleando electrodos de aluminio.



BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar M., Sáez J., Lloréns M., Soler A. y Ortuño, J. (2002). *Tratamiento físico-químico de aguas residuales COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN* (1a ed.). España: Universidad de Murcia, Servicio de Publicaciones.
- Al Aji B., Yavuz Y. and Savas, K. A. (2012). Electrocoagulation of heavy metals containing model wastewater using monopolar iron electrodes. *Separation and Purification Technology*(86), 248-254.
- Albert P. L. (1987). Curso Básico de Toxicología Ambiental. *Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud*. Organización Panamericana de la Salud, Organización Mundial de la Salud, Metepec: México.
- Andía C. Y. (2000). Tratamiento de agua - Coagulación y floculación. *Evaluación de Plantas y Desarrollo Tecnológico*.
- Arango R. A. y Garcés G. L. (2007). Diseño de una celda de electrocoagulación - Para el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea. *Revista Universidad EAFIT*, 43(147), 56-67.
- Ayala M. J. y Pardo M. R. (1995). *Optimización por Diseños Experimentales con Aplicaciones en Ingeniería*. Lima, Perú: AB S.A.
- Baird C. y Cann M. (2012). *Environmental Chemistry* (Fifth ed.). New York, England: W. H. Freeman and Company.
- Barboza P. G. (2011). *Reducción de la carga de contaminantes de las aguas residuales de la planta de tratamiento de totora-Ayacucho empleando la técnica de electrocoagulación*. Tesis para optar el Grado Académico de MAESTRO EN CIENCIAS CON MENCIÓN EN QUÍMICA: Universidad Nacional de Ingeniería - Facultad de Ciencias - Sección de Posgrado y Segunda Especialización Profesional.
- Cánepa de Vargas L., Maldonado V., Barrenechea A. y Aurazo M. (2004). Tratamiento de Agua para Consumo Humano. *Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria (CEPIS) y Organización Panamericana de la Salud (OPS)*. Lima, Perú.
- Cañizares P., García G. J., Lobato J. y Rodrigo M. A. (2004). El tratamiento electroquímico en la depuración de efluentes industriales líquidos. *Ingeniería Química*, 188-207.
- Cañizares P., Martínez F., Rodrigo M., Jiménez C., Sáez C. and Lobato J. (2008). Modelling of wastewater electrocoagulation processes - Part I. General description and application to Kaolin-polluted wastewater. *Separation Purification Technology*(60), 155-161.
- Castillo F., Roldán M., Blasco R., Huertas M. J., Caballero F., Moreno V. y Martínez M. (2005). *Biotecnología ambiental*. Madrid, España: Editorial Tébar, S.L.
- Chaturvedi S. I. (2003). Mercury Removal Using Fe-Fe Electrodes by Electrocoagulation. *International Journal of Modern Engineering Research*, 3(1), 101-108.

- Chaturvedi S. I. (2013). Mercury Removal Using Al-Al Electrodes by Electrocoagulation. *International Journal of Modern Engineering Research*, 3(1), 109-115.
- Chen G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology* (38), 11-41.
- Dimoglo A., Tolegenova G., Öncel S. and Bectas N. (2004). Removal of nikel, copper an mercury from aqueous solutions by electrocoagulation using aluminium electrodos. *Adnan Mendere University, 4th AACD Congress*.
- Eilen A., Dale A. C., Arild S. E. and Egil T. G. (1984). Electrocoagulation of potable water. *Water Research*, 18(11), 1355-1360.
- Escobar C., Soto S. C. and Toral M. I. (2005). Optimization of the electrocoagulation process for the removal of copper, lead and cadmium in natural water and simulated wastewater. *Journal Environmental Manage*(81), 384-391.
- Español C. S. (2001). Toxicología del Mercurio. Actuaciones Preventivas en Sanidad Laboral y Ambiental. *Jornada Internacional sobre el Impacto Ambiental del Mercurio Utilizado por la Minería Aurífera Artesanal en Iberoamérica*. Lima, Perú.
- Fraume R. N. (2007). Diccionario Ambiental. ECOE Ediciones: Colombia.
- Harif T., Khai M. and Adin A. (2012). Electrocoagulation versus chemical coagulation: Coagulation/flocculation mechanisms and resulting floc characteristics. *Water Reseach*(46), 3177-3188.
- Hernandez C. M., López G. I. and Sánchez P. C. (1984). Spectrophotometric Determination of Mercury with Thiocyanate and Rhodamine B. *Mikrochimica Acta*, III, 467-475.
- Kabdash I., Arslan-Alaton I., Ölmez-Hanci T. and Tünay O. (2012). Electrocoagulation applications for industrial wastewater: a critical review. *Environmental Technology Reviews*, I(1), 2-45.
- Koby M., Hiz H., Senturk E., Aydiner C. and Demirbas E. (2006). Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. *Desalination*(190), 201-211.
- Laure O., Vorobiev E., Vu C. and Durand B. (2003). Electrocoagulation and coagulation by iron of latex particles in aqueous suspensions. *Separation and Purification Technology*(31), 177-192.
- Lazic Z. R. (2004). *Design of Experiments in Chemical Engineering*. Wiley-Vch Ed: United States of America.
- Lee C. C. (2005). *Environmental Engineering Dictionary* (4th ed.). United States of America: Government Institutes.
- Linares H. I., Barrera D. C., Bilyeu B., Juárez G. P. and Campos, M. E. (2010). A combined electrocoagulation-electrooxidation treatment for industrial wastewater. *Journal of Hazardous Materials*(175), 688-694.

- Loayza M. C., Riccio Y. L. y Cortéz, R. M. (2013). *Tratamiento de aguas residuales textiles laneras industriales mediante electrocoagulación a nivel de laboratorio FIQ-UNCP*. Proyecto de Investigación, Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Química: Universidad Nacional del Centro del Perú.
- Machaca C. (2010). Tratamiento de aguas residuales de la laguna Espinar - Puno por electrocoagulación. *Tesis para optar el Título de Ingeniero Químico*.
- Mayta R. (2012). Efecto del proceso de electrocoagulación en las aguas residuales de la curtiembre de la Facultad de Ingeniería Química. *Tesis para optar el Título de Ingeniero Químico*.
- Miranda F. y Medina, E. (1998). *Investigando en Ingeniería*. Editorial UNSA, Arequipa: Perú.
- Miranda Z. N., Huanqui P. R. y Romero I. E. (2002). *Tecnología de Aguas - Control de Calidad*. Puno, Perú: Editorial Pacífico.
- Mollah M., Morkovsky P., Gomes J., Kesmez M., Parga J. and Cocke D. L. (2004). Fundamentals, present and future perspective of electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials, B114*, 199-210.
- Mollah Y. M., Schennach R. A., Parga J. R. and Coke D. L. (2001). Electrocoagulation (EC) - science and applications. *Journal of Hazardous Materials(B84)*, 29-41.
- Montgomery D. C. (2004). *Diseño y Análisis de Experimentos* (2da ed.). Editorial Limusa S.A: México.
- Mouli P. C., Mohan S. V. and Reddy S. J. (2004). Electrochemical processes for the remediation of wastewater and contaminated soil: emerging technology. *Journal of Scientific & Industrial Research(63)*, 11-19.
- Murthy Z. V. and Parmar S. (2011). Removal of strontium by electrocoagulation using stainless steel and aluminum electrodes. *Desalination(282)*, 63-67.
- Nanseu N. C., Tchamango S. R. and Ngom P. C. (2009). Mercury(II) removal from water by electrocoagulation using aluminium and iron electrodes. *Journal of Hazardous Materials(168)*, 1430-1436.
- Nordbeg G. F., Fowler B. A. and Friberg L. (2007). *Handbook on the Toxicology of Metals* (Third ed.). Elsevier B.V: United States of America.
- Pantoja T. F. (2001). Tecnologías Apropriadas para Disminuir la Contaminación Ocasionada por Mercurio en la Minería del Oro. *Jornada Internacional Sobre el Impacto Ambiental del Mercurio Utilizado por la Minería Aurífera Artesanal en Iberoamérica*. Lima, Perú.
- Pérez S. S., Morales C. J., Félix N. R. y Hernández C. O. (2011). Evaluación del proceso de electrocoagulación para la remoción de turbidez de agua de río, agua residual y agua de estanque. *Revista Mexicana de Ingeniería Química, 10(1)*, 79-91.
- Piña S. M., Dominguez M. A., González R. C., Prieto G. F., Guevara L. A. y García E. J. (2011). Revisión de variables de diseño y condiciones de operación en la electrocoagulación. *Revista Mexicana de Ingeniería Química, 10(2)*, 257-271.

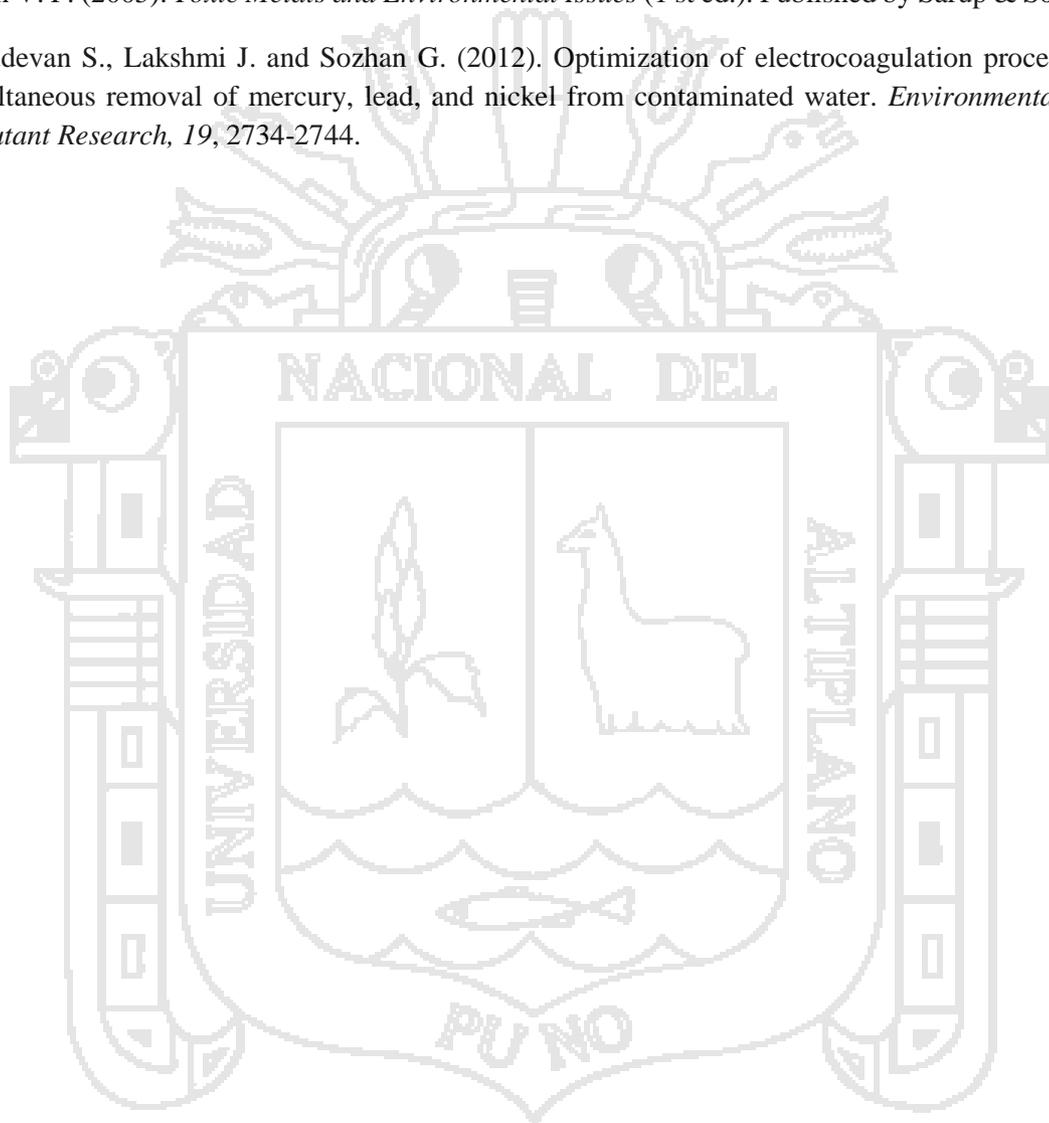
Ramalho R. S. (1983). *Tratamiento de Aguas Residuales* (2da ed.). Editorial Reverté, S.A: México .

Ramos R., Sepúlveda R. y Villalobos F. (2003). *El agua en el medio ambiente: muestreo y análisis* (Primera ed.). México: Plaza y Valdés, S.A. de C.V.

Restrepo A., Arango A. y Garcés L. (2006). La electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas. *Producción + Limpia*, 1(2), 58-77.

Singh V. P. (2005). *Toxic Metals and Environmental Issues* (1 st ed.). Published by Sarup & Sons: India.

Vasudevan S., Lakshmi J. and Sozhan G. (2012). Optimization of electrocoagulation process for the simultaneous removal of mercury, lead, and nickel from contaminated water. *Environmental Science Pollutant Research*, 19, 2734-2744.



ANEXOS

- A. TRANSFORMACIÓN DE VARIABLES NATURALES A VARIABLES CODIFICADAS.
- B. MATRIZ DEL DISEÑO COMPUESTO CENTRAL.
- C. DETERMINACIÓN DE LOS COEFICIENTES DEL MODELO DE REGRESIÓN.
- D. LOCALIZACIÓN DEL PUNTO ESTACIONARIO.
- E. CANTIDADES DE ALUMINIO DISUELTO EN LOS EXPERIMENTOS.
- F. CORRIENTE Y DIFERENCIA DE POTENCIAL EMPLEADOS EN EL TRATAMIENTO DE LAS MUESTRAS DE AGUA RESIDUAL.
- G. ENERGÍA CONSUMIDA EN EL TRATAMIENTO DE LAS MUESTRAS.
- H. ESTÁNDARES NACIONALES DE CALIDAD AMBIENTAL PARA AGUA CATEGORIA 4: CONSERVACIÓN DEL AMBIENTE ACUÁTICO.
- I. LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA LA DESCARGA DE EFLUENTES LÍQUIDOS DE ACTIVIDADES MINERO - METALÚRGICAS.
- J. CURVA DE CALIBRACIÓN ESTÁNDAR DE MERCURIO.
- K. MAPA DEL DEPARTAMENTO DE PUNO Y PROVINCIA DE SAN ANTONIO DE PUTINA.
- L. IMÁGENES.

ANEXO A

TRANSFORMACIÓN DE VARIABLES NATURALES A VARIABLES CODIFICAS

La transformación de las variables naturales a variables codificas empleando la siguiente ecuación:

$$X_i = \frac{(x_i - x_{0i})}{\Delta x_i}$$

Para las variables como la densidad de corriente (J), concentración de NaCl (m) y tiempo de electrocoagulación (t) tenemos:

$$x_1 = \frac{J - 4.96}{1.65}$$

$$x_2 = m - 2$$

$$x_3 = \frac{t - 22.5}{7.5}$$

Los resultados de las transformaciones de las variables correspondientes a la densidad de corriente (x_1), concentración de NaCl (x_2) y tiempo de electrocoagulación (x_3) se muestran en la Tabla A. Los valores de los efectos (x_1^2 , x_2^2 y x_3^2) e interacciones (x_1x_2 , x_1x_3 y x_2x_3) se calcularon multiplicando las columnas región por región.

Tabla A. Matriz para el análisis de regresión para las muestras M-1 y M-2.

N°	x_0	J	m	t	x_1^2	x_2^2	x_3^2	x_1x_2	x_1x_3	x_2x_3	y_1	y_2
		x_1	x_2	x_3								
1	1	-1	-1	-1	1	1	1	1	1	1	61.94	59.97
2	1	1	-1	-1	1	1	1	-1	-1	1	69.32	63.33
3	1	-1	1	-1	1	1	1	-1	1	-1	73.72	70.04
4	1	1	1	-1	1	1	1	1	-1	-1	83.95	76.71
5	1	-1	-1	1	1	1	1	1	-1	-1	82.49	75.05
6	1	1	-1	1	1	1	1	-1	1	-1	91.21	88.33
7	1	-1	1	1	1	1	1	-1	-1	1	85.41	81.70
8	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	97.00	94.93
9	1	-1.682	0	0	2.829	0	0	0	0	0	69.32	65.01
10	1	1.682	0	0	2.829	0	0	0	0	0	94.11	91.63
11	1	0	-1.682	0	0	2.829	0	0	0	0	72.25	66.69
12	1	0	1.682	0	0	2.829	0	0	0	0	86.86	81.70
13	1	0	0	-1.682	0	0	2.829	0	0	0	64.90	61.65
14	1	0	0	1.682	0	0	2.829	0	0	0	95.55	93.28
15	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	91.21	88.33
16	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	92.66	91.63
17	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	92.66	89.98

Fuente: Elaboración propia (2015).

ANEXO B



MATRIZ DEL DISEÑO COMPUESTO CENTRAL

La matriz del diseño compuesto, como aproximación de un polinomio de segundo grado, queda representada por:

x_0	x_1	x_2	x_3	x_1^2	x_2^2	x_3^2	x_1x_2	x_1x_3	x_2x_3	y_1	y_2
1	-1	-1	-1	1	1	1	1	1	1	61.94	59.97
1	1	-1	-1	1	1	1	-1	-1	1	69.32	63.33
1	-1	1	-1	1	1	1	-1	1	-1	73.72	70.04
1	1	1	-1	1	1	1	1	-1	-1	83.95	76.71
1	-1	-1	1	1	1	1	1	-1	-1	82.49	75.05
1	1	-1	1	1	1	1	-1	1	-1	91.21	88.33
1	-1	1	1	1	1	1	-1	-1	1	85.41	81.70
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	97.00	94.93
1	-1.682	0	0	2.829	0	0	0	0	0	$y_1 = 69.32$	$y_2 = 65.01$
1	1.682	0	0	2.829	0	0	0	0	0	94.11	91.63
1	0	-1.682	0	0	2.829	0	0	0	0	72.25	66.69
1	0	1.682	0	0	2.829	0	0	0	0	86.86	81.70
1	0	0	-1.682	0	0	2.829	0	0	0	64.90	61.65
1	0	0	1.682	0	0	2.829	0	0	0	95.55	93.28
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	91.21	88.33
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	92.66	91.63
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	92.66	89.98

ANEXO C

DETERMINACIÓN DE LOS COEFICIENTES DEL MODELO DE REGRESIÓN

Los estimadores de los coeficientes del modelo regresión se calculó con la siguiente expresión:

$$\beta = (X'X)^{-1}X'y$$

Para lo cual se requiere el cálculo de la inversa de la matriz $(X'X)$ y el vector $X'y$:

$X'X =$	17	0	0	0	13.658	13.658	13.658	0	0	0	$X'y_1 =$	1404.560	$X'y_2 =$	1339.960
	0	13.658	0	0	0	0	0	0	0	0		79.617		81.315
	0	0	13.658	0	0	0	0	0	0	0		59.694		61.947
	0	0	0	13.658	0	0	0	0	0	0		118.733		123.162
	13.658	0	0	0	24.008	8	8	0	0	0		1107.404		1053.214
	13.658	0	0	0	8	24.008	8	0	0	0		1095.182		1029.814
	13.658	0	0	0	8	8	24.008	0	0	0		1098.973		1048.376
	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0		5.720		3.260
	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0		2.700		16.480
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8		-17.700		-10.200

La inversa de la matriz $(X'X)$ fue:

LOCALIZACIÓN DEL PUNTO ESTACIONARIO

PARA LA MUESTRA M-1

$$y_1 = 93.238 + 5.812x_1 + 4.358x_2 + 8.668x_3 - 3.108x_1^2 - 3.878x_2^2 - 3.639x_3^2 + 0.715x_1x_2 - 2.213x_2x_3$$

Derivando parcialmente la ecuación con respecto a x_1 , x_2 y x_3 tenemos las siguientes ecuaciones:

$$\frac{\partial y_1}{\partial x_1} = 5.812 - 6.216x_1 + 0.715x_2 = 0$$

$$\frac{\partial y_1}{\partial x_2} = 4.358 - 7.756x_2 + 0.715x_1 - 2.213x_3 = 0$$

$$\frac{\partial y_1}{\partial x_3} = 8.668 - 7.278x_3 - 2.213x_2 = 0$$

Resolviendo el sistema de ecuaciones anteriores, obtenemos los siguientes valores óptimos en escala codificada:

$$x_1 = 0.974$$

$$x_2 = 0.342$$

$$x_3 = 1.087$$

PARA LA MUESTRA M-2

$$y_2 = 91.011 + 5.936x_1 + 4.522x_2 + 8.991x_3 - 3.645x_1^2 - 5.115x_2^2 - 3.950x_3^2 + 2.060x_1x_2 - 1.275x_2x_3$$

Derivando parcialmente la ecuación con respecto a x_1 , x_2 y x_3 tenemos las siguientes ecuaciones:

$$\frac{\partial y_2}{\partial x_1} = 5.936 - 7.290x_1 + 2.060x_2 = 0$$

$$\frac{\partial y_2}{\partial x_2} = 4.522 - 10.230x_2 - 1.275x_3 = 0$$

$$\frac{\partial y_2}{\partial x_3} = 8.991 - 7.900x_3 + 2.060x_1 - 1.275x_2 = 0$$

Resolviendo el sistema de ecuaciones anteriores, obtenemos los valores óptimos en escala codificada:

$$x_1 = 1.213$$

$$x_2 = 0.266$$

$$x_3 = 1.411$$

ANEXO E

CANTIDADES DE ALUMINIO DISUELTAS EN LOS EXPERIMENTOS

Según Eilen *et al.* (1984) la cantidad de aluminio disuelto en la solución se determinó mediante la ley de Faraday's según la ecuación:

$$w = \frac{ItM}{ZF}$$

Donde w es el electrodo disuelto (g cm^{-2}), I es la densidad de corriente (A cm^{-2}), t es el tiempo (s), M es el peso molecular del electrodo (g/mol) ($M = 27$), Z es el número de electrones implicados en la reacción de oxidación/reducción ($Z = 3$) y F es la constante de Faraday's (96485 C).

Tabla E. Cantidad de aluminio disuelto en la muestra M-1 y M-2.

N°	J		t		w	
	mA/cm^2	A/cm^2	min	seg	g/cm^2	mg/cm^2
1	3.31	0.00331	15	900	0.00028	0.278
2	6.61	0.00661	15	900	0.00055	0.555
3	3.31	0.00331	15	900	0.00028	0.278
4	6.61	0.00661	15	900	0.00055	0.555
5	3.31	0.00331	30	1800	0.00056	0.556
6	6.61	0.00661	30	1800	0.00111	1.110
7	3.31	0.00331	30	1800	0.00056	0.556
8	6.61	0.00661	30	1800	0.00111	1.110
9	2.18	0.00218	22.5	1350	0.00027	0.275
10	7.74	0.00774	22.5	1350	0.00097	0.975
11	4.96	0.00496	22.5	1350	0.00062	0.625
12	4.96	0.00496	22.5	1350	0.00062	0.625
13	4.96	0.00496	9.89	593.4	0.00027	0.275
14	4.96	0.00496	35.12	2107.2	0.00097	0.975
15	4.96	0.00496	22.5	1350	0.00062	0.625
16	4.96	0.00496	22.5	1350	0.00062	0.625
17	4.96	0.00496	22.5	1350	0.00062	0.625

Fuente: Elaboración propia (2015).

ANEXO F

CORRIENTE Y DIFERENCIA DE POTENCIAL EMPLEADOS EN EL TRATAMIENTO DE LAS MUESTRAS DE AGUA RESIDUAL

Tabla F-1. Corriente y diferencia de potencial empleados en la muestra M-1.

N°	Corriente (A)	Diferencia de potencial (V)
1	1.00	5.30
2	2.00	9.70
3	1.00	3.70
4	2.00	6.40
5	1.00	5.20
6	2.00	9.70
7	1.00	3.60
8	2.00	6.40
9	0.66	8.60
10	2.34	3.00
11	1.50	4.90
12	1.50	10.20
13	1.50	5.90
14	1.50	5.70
15	1.50	5.70
16	1.50	5.80
17	1.50	5.80

Fuente: Elaboración propia (2015).

Tabla F-2. Corriente y diferencia de potencial empleados en la muestra M-2.

N°	Corriente (A)	Diferencia de potencial (V)
1	1.00	5.60
2	2.00	10.00
3	1.00	3.90
4	2.00	6.60
5	1.00	5.50
6	2.00	10.10
7	1.00	4.00
8	2.00	6.80
9	0.66	8.90
10	2.34	3.70
11	1.50	5.40
12	1.50	11.80
13	1.50	6.30
14	1.50	6.10
15	1.50	6.20
16	1.50	6.00
17	1.50	6.10

Fuente: Elaboración propia (2015).

ANEXO G

ENERGÍA CONSUMIDA EN EL TRATAMIENTO DE LAS MUESTRAS

El consumo de energía según fue determinado según lo reportado por Kobya *et.al.* (2006) empleando la siguiente ecuación:

$$C_e = \frac{U \cdot I \cdot t}{v}$$

Donde $C_{energía}$, U , I , t y v son la energía consumida (kWh/m³ de agua residual tratada), voltaje aplicado (V), corriente (A) tiempo retenido (h) y el volumen de agua residual tratada (m³) respectivamente.

Tabla G-1. Energía consumida en el tratamiento de la muestra M-1.

N°	Corriente (A)	Diferencia de potencial (V)	Tiempo (h)	Volumen (m ³)	C _{energía} (kWh/m ³)
1	1.00	5.30	0.25	0.001	1.33
2	2.00	9.70	0.25	0.001	4.85
3	1.00	3.70	0.25	0.001	0.93
4	2.00	6.40	0.25	0.001	3.20
5	1.00	5.20	0.50	0.001	2.60
6	2.00	9.70	0.50	0.001	9.70
7	1.00	3.60	0.50	0.001	1.80
8	2.00	6.40	0.50	0.001	6.40
9	0.66	8.60	0.38	0.001	2.13
10	2.34	3.00	0.38	0.001	2.63
11	1.50	4.90	0.38	0.001	2.76
12	1.50	10.20	0.38	0.001	5.74
13	1.50	5.90	0.16	0.001	1.46
14	1.50	5.70	0.59	0.001	5.00
15	1.50	5.70	0.38	0.001	3.21
16	1.50	5.80	0.38	0.001	3.26
17	1.50	5.80	0.38	0.001	3.26

Fuente: Elaboración propia (2015).

Tabla G-2. Energía consumida en el tratamiento de la muestra M-2.

N°	Corriente (A)	Diferencia de potencial (V)	Tiempo (h)	Volumen (m ³)	C _{energía} (kWh/m ³)
1	1.00	5.60	0.25	0.001	1.40
2	2.00	10.00	0.25	0.001	5.00
3	1.00	3.90	0.25	0.001	0.98
4	2.00	6.60	0.25	0.001	3.30
5	1.00	5.50	0.50	0.001	2.75
6	2.00	10.10	0.50	0.001	10.10
7	1.00	4.00	0.50	0.001	2.00
8	2.00	6.80	0.50	0.001	6.80
9	0.66	8.90	0.38	0.001	2.20
10	2.34	3.70	0.38	0.001	3.25
11	1.50	5.40	0.38	0.001	3.04
12	1.50	11.80	0.38	0.001	6.64
13	1.50	6.30	0.16	0.001	1.56
14	1.50	6.10	0.59	0.001	5.36
15	1.50	6.20	0.38	0.001	3.49
16	1.50	6.00	0.38	0.001	3.38
17	1.50	6.10	0.38	0.001	3.43

Fuente: Elaboración propia (2015).

ANEXO H

**ESTÁNDARES NACIONALES DE CALIDAD AMBIENTAL PARA AGUA
CATEGORÍA 4: CONSERVACIÓN DEL AMBIENTE ACUÁTICO**

PARAMETROS	UNIDADES	LAGUNAS Y LAGOS	RIOS		ECOSISTEMAS MARINO COSTEROS	
			COSTA Y SIERRA	SELVA	ESTUARIOS	MARINOS
FISICOS Y QUIMICOS						
Aceites y grasas	mg/L	Ausencia de película visible	Ausencia de película visible	Ausencia de película visible	1	1
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	mg/L	<5	<10	<10	15	10
Nitrógeno Amoniacal	mg/L	<0.02	0.02	0.05	0.05	0.08
Temperatura	Celsius					delta 3 °C
Oxígeno Disuelto	mg/L	5	5	5	4	4
pH	mg/L	6.5 - 8.5	6.5 - 8.5		6.5 - 8.5	6.5 - 8.6
Solidos Disueltos Totales	mg/L	500	500	500	500	
Solidos Suspendidos Totales	mg/L	25	25 - 100	25 - 40	25 - 100	30
INORGANICOS						
Arsénico	mg/L	0.01	0.05	0.05	0.05	0.05
Bario	mg/L	0.7	0.7	1	1	-----
Cadmio	mg/L	0.004	0.004	0.004	0.005	0.005
Cianuro Libre	mg/L	0.022	0.022	0.022	0.022	-----
Clorofila A	mg/L	10	-----	-----	-----	-----
Cobre	mg/L	0.02	0.02	0.02	0.05	0.05
Cromo VI	mg/L	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
Fenoles	mg/L	0.001	0.001	0.001	0.001	
Fosfatos Total	mg/L	0.4	0.5	0.5	0.5	0.031 - 0.093
Hidrocarburos de Petróleo Aromáticos Totales	mg/L		Ausente		Ausente	Ausente
Mercurio	mg/L	0.0001	0.0001	0.0001	0.001	0.0001
Nitratos (N-NO3)	mg/L	5	10	10	10	0.07 - 0.28
Nitrógeno Total	mg/L	1.6	1.6		-----	-----
Níquel	mg/L	0.025	0.025	0.025	0.002	0.0082
Plomo	mg/L	0.001	0.001	0.001	0.0081	0.0081
Silicatos	mg/L	-----	-----	-----	-----	0.14 - 0.7
Sulfuro de Hidrogeno (H2S indisociable)	mg/L	0.002	0.002	0.002	0.002	0.06
Zinc	mg/L	0.03	0.03	0.03	0.03	0.081
MICROBIOLOGICOS						
Coliformes Termotolerables	(NMP/100 mL)	1000	2000		1000	30
Coliformes Totales	(NMP/100 mL)	2000	3000		2000	

Fuente: D.S. N° 002-2008-MINAM.

NOTA: Aquellos parámetros que no tienen valor asignado se debe reportar cuando se dispone de análisis.**Dureza:** Medir "dureza" del agua muestreada para contribuir en la interpretación de los datos (método/técnica recomendada: APHA-AWWA-WPCF 2340C).**Nitrógeno total:** Equivalente a la suma del nitrógeno Kjeldahl total (Nitrógeno orgánico y amoniacal), nitrógeno en forma de nitrato y nitrógeno en forma de nitrito (NO).**Amonio:** Como NH₃ no ionizado.**NMP/100 ml:** Número más probable de 100 ML.**Ausente:** No deben estar presentes a concentraciones que sean detectables por olor, que afecten a los organismos acuáticos comestibles, que puedan formar depósitos de sedimentos en las orillas o en el fondo, que puedan ser detectados como películas visibles en la superficie o que sean nocivos a los organismos acuáticos presentes.

ANEXO I

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA LA DESCARGA DE EFLUENTES LÍQUIDOS DE ACTIVIDADES MINERO – METALÚRGICAS

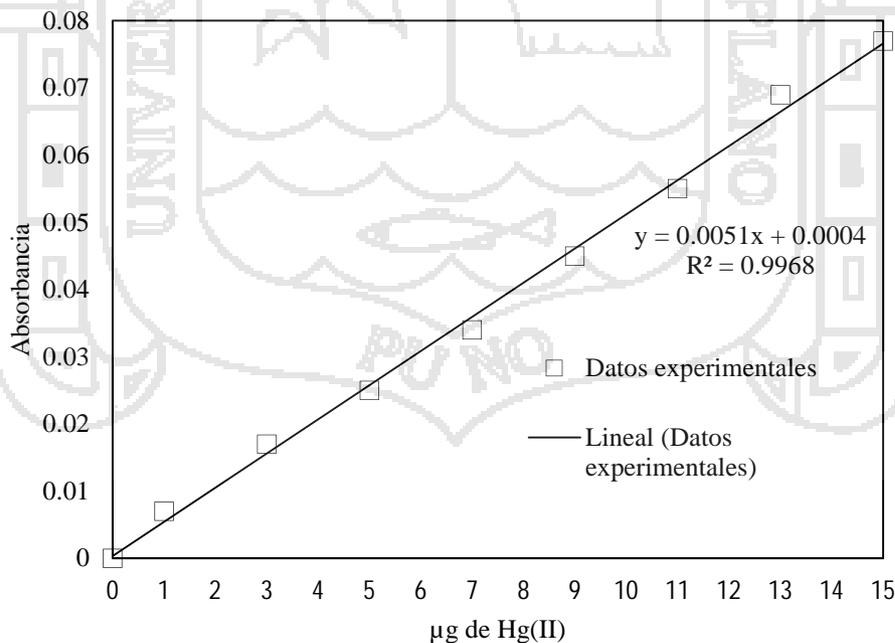
Parámetro	Unidad	Límite en cualquier momento	Límite para el Promedio anual
pH		6-9	6-9
Solidos Totales en Suspensión	mg/L	50	25
Aceites y Grasas	mg/L	20	16
Cianuro Total	mg/L	1	0.8
Arsénico Total	mg/L	0.1	0.08
Cadmio Total	mg/L	0.05	0.04
Cromo Hexavalente(*)	mg/L	0.1	0.08
Cobre Total	mg/L	0.5	0.4
Hierro (Disuelto)	mg/L	2	1.6
Plomo Total	mg/L	0.2	0.16
Mercurio Total	mg/L	0.002	0.0016
Zinc Total	mg/L	1.5	1.2

Fuente: D.S. N° 010-2010-MINAM.

(*) En muestra no filtrada

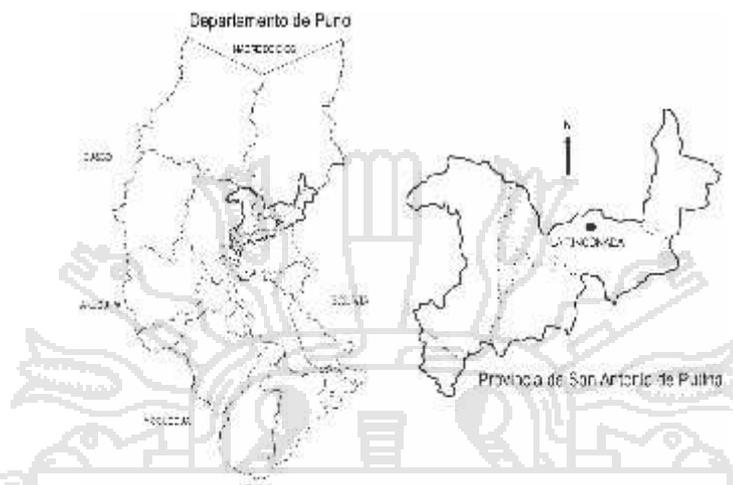
ANEXO J

CURVA DE CALIBRACIÓN ESTANDAR DE MERCURIO



ANEXO K

MAPA DEL DEPARTAMENTO DE PUNO Y PROVINCIA DE SAN ANTONIO DE PUTINA



ANEXO L

IMÁGENES



Imagen 1. Sitio de muestreo para la muestra M-1.



Imagen 2. Sitio de muestreo para la muestra M-2.



Imagen 3. Equipo experimental utilizado para la electrocoagulación.



Imagen 4. Ajuste de la corriente y voltaje en los experimentos.



Imagen 5. Tratamiento por electrocoagulación de la muestras de agua residual.



Imagen 6. Reposo de la muestra después del tratamiento.



Imagen 7. Filtración de la muestra.



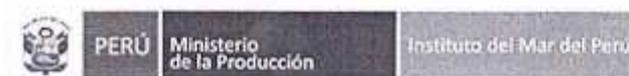
Imagen 8. Muestras antes y después del tratamiento.



Imagen 9. Curva de calibración de Hg(II).



Imagen 10. Espectrofotómetro utilizado para el análisis de las muestras.



"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Diversificación Productiva y del Fortalecimiento de la Educación"
"Año 2014-50 años Contribuyendo con la Sostenibilidad de los Recursos Hidrobiológicos en el Perú"

CONSTANCIA

EL QUE SUSCRIBE, COORDINADOR DEL LABORATORIO CONTINENTAL PUNO - IMARPE.

DEJA CONSTANCIA:

Que, la señorita **Karen Kelly QUISPE QUISPE**, identificada con **DNI N° 44926129**, Bachiller de la Escuela Profesional de Ingeniería Química de la UNA - PUNO, ha realizado la **PARTE EXPERIMENTAL del Proyecto de Tesis "ELECTROCOAGULACIÓN EN LA REMOCIÓN DE MERCURIO DE LAS AGUAS RESIDUALES EN EL SECTOR MINERO LA RINCONADA - PUNO"**, parte Enero y Febrero del 2015 en las instalaciones de los laboratorios de nuestra Institución, Laboratorio Continental Puno - IMARPE.

Se expide la presente CONSTANCIA a solicitud de la interesada para los fines que estime por conveniente.

Puno, 29 de abril de 2015



INSTITUTO DEL MAR DEL PERU

BLOO CESAR GAMARRA PERALTA
COORDINADOR DEL LABORATORIO
CONTINENTAL DE PUNO



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO – PUNO
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AGRONÓMICA
LABORATORIO DE AGUAS Y SUELOS



CONSTANCIA

EL QUE SUSCRIBE, EL JEFE DEL LABORATORIO DE AGUAS Y SUELOS DE LA ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AGRONÓMICA DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO.

HACE CONSTAR:

Que el Bach. Karen Kelly Quispe Quispe, egresado de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional del Altiplano, quien ha realizado las pruebas experimentales de su Trabajo de Tesis de Investigación titulado: "ELECTROCOAGULACIÓN EN LA REMOCIÓN DE MERCURIO DE LAS AGUAS RESIDUALES EN EL SECTOR MINERO LA RINCONADA-PUNO", en las instalaciones del Laboratorio de Aguas y Suelos de la Facultad de Ciencias Agrarias, a partir del mes de diciembre del año 2014 al mes de febrero del año en curso tiempo en el cual realizó sus pruebas experimentales satisfactoriamente.

Por lo cual se expide la presente constancia a solicitud del interesado para fines que estime por conveniente.



Ing. M.Sc. Angel Cari Choquehuancá
 Jefe del Laboratorio de Aguas y Suelos

Puno, 05 de Junio del 2015