

EVALUACIÓN DE UN PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN EN UN
REACTOR TIPO BATCH PARA LA REMOCIÓN DE CROMO HEXAVALENTE
(Cr⁶⁺) CON ELECTRODOS DE ALUMINIO – ALUMINIO Y DE HIERRO –
ALUMINIO EN CONDICIONES DE LABORATORIO

JUAN MANUEL ARBOLEDA CAMACHO
PAULA JULIETH HERRERA LÓPEZ

UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS
FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL
BOGOTÁ D.C
2015

EVALUACIÓN DE UN PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN EN UN
REACTOR TIPO BATCH PARA LA REMOCIÓN DE CROMO HEXAVALENTE
(Cr⁶⁺) CON ELECTRODOS DE ALUMINIO – ALUMINIO Y DE HIERRO –
ALUMINIO EN CONDICIONES DE LABORATORIO

JUAN MANUEL ARBOLEDA CAMACHO
PAULA JULIETH HERRERA LÓPEZ

Trabajo de grado

Director.

Ms. Sc. Carlos Andrés Peña Guzmán

Codirector.

Dr. Sc. Cesar Augusto Quiñones Segura

UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS
FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL
BOGOTÁ D.C
2015

AGRADECIMIENTOS

A Dios por regalarnos inmensa paciencia y sabiduría a la hora de realizar esta investigación, de igual manera por guiar nuestros pasos y enmarcar el buen camino para alcanzar la meta.

A nuestros padres, por ser ese motor incondicional de apoyo y seguimiento en nuestras vidas, facilitándonos los medios necesarios para cumplir nuestro objetivo dentro del camino del saber.

A nuestros hermanos y familia, por su confianza y apoyo constante e incondicional en momentos difíciles durante nuestra carrera profesional, por ser comprensivos y generosos y enseñarnos a ser pacientes y perseverantes para lograr nuestros sueños.

A la Universidad Santo Tomás, por ser nuestra institución formadora de conocimiento académico e integridad moral dentro de un ámbito profesional.

A nuestro director de tesis, el Ingeniero Carlos Peña Guzmán por su inmensurable atención e incondicional ayuda, su aporte de ideas, consejos y comentarios, su paciencia y dedicación en el proceso de desarrollo y culminación de este proyecto de investigación, demostrando en todos los ámbitos su calidad humana excepcional.

A la Universidad Autónoma de Colombia por abrirnos sus puertas para la realización de esta investigación y poner a nuestra disposición todos los implementos y materiales que necesitamos para llevar a cabo este proyecto.

A nuestros asesores en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental, el docente Armando Fonseca y a la Ingeniera Wendy Cerezo por su apoyo, su amabilidad y disposición para cuando lo necesitamos.

CONTENIDO

Pág.

LISTADO DE FIGURAS	7
LISTADO DE TABLAS.....	8
GLOSARIO.....	9
RESUMEN.....	13
ABSTRACT	14
1 INTRODUCCIÓN	15
2 JUSTIFICACIÓN.....	17
3 OBJETIVOS.....	19
3.1 OBJETIVO GENERAL	19
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
4 MARCO TEÓRICO	20
4.1 Contaminación del agua por metales pesados.....	20
4.2 Contaminación por cromo	21
4.2.1 Cromo.....	21
4.2.2 Usos del cromo	22
4.2.3 Comportamiento del cromo en los seres vivos y su implicación en el medio ambiente....	22
4.2.4 Fuentes de exposición	24
4.3 Técnicas de tratamiento de efluentes que contienen cromo	24
4.3.1 Tratamientos Biológicos	25
4.3.2 Tratamientos Químicos	25
4.3.3 Técnicas electroquímicas.....	28
4.4 La Electrocoagulación	29
4.4.1 Mecanismos y reacciones del proceso de electrocoagulación	30

4.4.2	Ventajas y desventajas de la electrocoagulación	33
4.4.3	Factores que afectan la electrocoagulación	34
4.5	Aplicaciones de la electrocoagulación en los diferentes sectores industriales.....	36
4.5.1	Industria de Galvanoplastia.....	37
5	ESTADO DEL ARTE	39
5.1	PLANTAS DE ELECTROCOAGULACIÓN.....	39
5.1.1	India.....	39
5.1.2	España	41
5.1.3	Colombia	41
5.2	ESTUDIOS DE ELECTROCOAGULACIÓN A NIVEL INTERNACIONAL	44
5.3	COSTOS	55
6	MARCO LEGAL.....	56
6.1	NACIONAL	56
6.1.1	Decreto 1594 de 1984 – Ministerio de Agricultura.....	56
6.1.2	Decreto 3930 de 2010 – Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial	56
6.1.3	Resolución 0631 de 2015 – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible	56
6.2	REGIONAL	57
6.2.1	Acuerdo 08 de 2004 – Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca.....	57
6.3	DISTRITAL.....	58
6.3.1	Resolución 3956 de 2009 – Secretaría Distrital de Ambiente	58
6.3.2	Resolución 3957 de 2009 – Secretaría distrital de ambiente	59
6.4	INTERNACIONAL	59
6.4.1	Directrices para la calidad del agua potable – Organización Mundial de la Salud.....	59
6.4.2	Regulaciones de California relacionados con el agua potable, Título 22, División 4, Capitulo 14, Artículo 3 de 2013.....	59
7	METODOLOGÍA	60
7.1	MONTAJE EXPERIMENTAL	60
7.2	DEFINICIÓN DE LA TÉCNICA DE MEDICIÓN DE CROMO HEXAVALENTE	62
7.3	PREPARACIÓN DE SOLUCIONES DE Cr (VI).....	63
7.4	CUANTIFICACIÓN DE CROMO HEXAVALENTE POR COLORIMETRÍA Y ESPECTROFOTOMETRÍA UV-VISIBLE	64

7.4.1	Solución de reserva de cromo hexavalente	64
7.4.2	Solución patrón de Cr^{6+}	64
7.4.3	Preparación de patrones para la curva de calibración	64
7.4.4	Curva de calibración	65
7.4.5	Cuantificación	66
7.5	DISEÑO EXPERIMENTAL	66
7.5.1	Material de los electrodos	67
7.5.2	Distancia entre electrodos	68
7.5.3	Variación de pH inicial	68
7.5.4	Tiempo de residencia	68
7.6	VERIFICACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DEL REACTOR	68
8	RESULTADOS	70
8.1	Material de los electrodos	70
8.2	Distancia entre electrodos	72
8.3	Variación de pH inicial	74
8.4	Comportamiento de remoción de Cr^{6+} en diferentes tiempos de residencia a partir de una disolución preparada	76
8.5	Comportamiento de remoción de Cr^{6+} de un efluente de curtiembre	78
9	ANÁLISIS DE RESULTADOS	81
10	RECOMENDACIONES	92
	CONCLUSIONES	93
11	BIBLIOGRAFÍA	95

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1. Proceso básico de adsorción	26
Figura 2. Proceso de intercambio iónico	27
Figura 3. Proceso de coagulación - floculación	28
Figura 4. Esquema del proceso de electrocoagulación.	30
Figura 5. Galvanoplastia de un metal con cobre en un balo de sulfato de cobre...38	
Figura 6. ElectroCellplant.....	40
Figura 7. Proceso Proelec.	41
Figura 8. Electrocoagulador Hidropot.	42
Figura 9. Tramos definidos en la Resolución 5731 de 2008 de la Secretaría Distrital de Ambiente.....	58
Figura 10. Esquema general de la celda de electrocoagulación.....	61
Figura 11. Fuente regulable y multímetro.	61
Figura 12. Electrodo.....	61
Figura 13. pH-metro y agitador magnético.....	61
Figura 14. Montaje experimental.....	62
Figura 15. Vista general de patrones para la curva de calibración.	64
Figura 16. Curva de calibración.	66
Figura 17. Eficiencia de remoción de Cr (VI) según el tipo de material del electrodo.	81
Figura 18. Eficiencia de remoción de Cr (VI) según la distancia entre electrodos.	82
Figura 19. Eficiencia de remoción de Cr (VI) según el pH inicial.	83
Figura 20. Comportamiento de remoción de Cr (VI) en diferentes tiempos de residencia a partir de una disolución preparada.	84
Figura 21. Comportamiento de remoción de Cr (VI) en diferentes tiempos de residencia a partir de un efluente de una curtiembre.	85

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1. Ventajas y desventajas de la electrocoagulación.....	33
Tabla 2. Estudios de electrocoagulación a nivel internacional.....	44
Tabla 3. Características de diseño de la celda de electrocoagulación.....	61
Tabla 4. Resultados obtenidos para realizar la curva de calibración.	65
Tabla 5. Eficiencias de remoción con variación en la combinación de electrodos.	70
Tabla 6. Características observadas según el material de los electrodos.	71
Tabla 7. Eficiencias de remoción con variación de distancias ente electrodos.....	72
Tabla 8. Características observadas en la variación de las distancias entre electrodos.	73
Tabla 9. Eficiencias de remoción con variación de pH inicial.....	74
Tabla 10. Características observadas en la variación del pH inicial.	75
Tabla 11. Parámetros constantes de operación.....	76
Tabla 12. Eficiencias de remoción según el tiempo de residencia.....	76
Tabla 13. Características observadas en la variación del tiempo de residencia a partir de una disolución preparada.....	77
Tabla 14. Parámetros constantes de operación.....	78
Tabla 15. Eficiencias de remoción según el tiempo de residencia.....	78
Tabla 16. Características observadas en la variación del tiempo de residencia en el tratamiento de un efluente proveniente de una curtiembre.	80
Tabla 17. Comparación de la norma ambiental vigente con el efluente obtenido del tratamiento de electrocoagulación de Cr (VI) de una disolución preparada.....	87
Tabla 18. Comparación de la norma ambiental vigente con el efluente obtenido del tratamiento de electrocoagulación de Cr (VI) de un efluente proveniente de una curtiembre.....	87
Tabla 19. Costos de energía por litro de agua tratado.....	88
Tabla 20. Costos de energía por metro cubico de agua tratado.	88
Tabla 21. Costo del consumo de electrodos por metro cubico de agua tratada. ...	89
Tabla 22. Costo total de operación por metro cubico.....	90

GLOSARIO

Adsorbato: Sustancia que se pega (adsorbe) en la superficie [1].

Adsorbente: Superficie sobre la que sucede la adsorción [1].

Afluente: Agua residual u otro líquido que ingrese a un reservorio, o algún proceso de tratamiento [2].

Analito: Componente (elemento, compuesto o ion) que interesa de una muestra; especie presente en una muestra de la cual se busca información analítica [3].

Anión: Ión con carga eléctrica negativa, es decir, que ha ganado electrones [4].

Ánodo: Elemento emisor de corriente eléctrica, es el electrodo en el cual ocurre el fenómeno de oxidación [5].

Ánodo de sacrificio o electrodo de sacrificio: Es el metal con potencial de oxidación más electronegativo que el ducto por proteger y que al emitir corriente de protección, se consume [5].

Capacidad buffer: Es la cantidad, en equivalente gramo por litro, de ácido fuerte o base fuerte, necesaria para ser agregada a una solución y cambiar su pH en 1 unidad[6].

Carga contaminante: Es el producto de la concentración másica promedio de una sustancia por el caudal volumétrico promedio del líquido que la contiene determinado en el mismo sitio; en un vertimiento se expresa en kilogramos por día (kg/d) [7].

Cátodo: Es el electrodo de una celda electroquímica, en el cual ocurren las reacciones electroquímicas de reducción, en un sistema de protección catódica es la estructura a proteger [5].

Catión: Ión con carga eléctrica positiva, es decir, que ha perdido electrones[4].

Celda electroquímica: Dispositivo que consta de dos o tres electrodos, cada uno de los cuales está en contacto con la disolución electrolítica. Los electrolitos suelen estar en contacto eléctrico a través de un puente salino, los electrodos se conectan por medio de un metal conductor externo [3].

Coagulación: Consiste en la formación de partículas de tamaño discreto, fácilmente separables del agua por medio de la sedimentación y de la filtración [8].

Conductividad: Capacidad de un material para dejar pasar o circular libremente la corriente eléctrica [9].

Contaminación: Alteración del ambiente con sustancias o formas de energía puestas en él, por actividad humana o de la naturaleza, en cantidades, concentraciones o niveles capaces de interferir el bienestar y la salud de las personas, atentar contra la flora y la fauna, degradar la calidad del ambiente o de los recursos de la nación o de los particulares [10].

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO): Grado de consumo de oxígeno durante la oxidación de contaminantes en el agua, llevada a cabo por microorganismos [11].

Demanda Química de Oxígeno (DQO): Oxígeno consumido por oxidación química de agua contaminada con sustancias orgánicas [11].

Densidad de corriente: es la corriente por área unitaria, expresada usualmente en miliamperios por metro cuadrado o miliamperios por pie cuadrado [5].

Eficiencia del tratamiento: Relación entre la masa o concentración removida y la masa o concentración en el afluente, para un proceso o planta de tratamiento y un parámetro específico; normalmente se expresa en porcentaje [2].

Efluente: Líquido que sale de un proceso de tratamiento [2].

Electrocoagulación: Es una técnica utilizada para el tratamiento de las aguas residuales. Los contaminantes de muy diversos efluentes son removidos aplicando el principio de coagulación, pero en este caso no se hace uso de un coagulante químico, ya que su función es llevada a cabo por corriente eléctrica que es aplicada al medio líquido contaminado [4].

Electrodo: Son aquellas partes electrónicamente conductoras de una celda electroquímica. Pueden ser estructuras metálicas simples o complicadas [12].

Electrolito: Sustancia que, al disolverse en agua, da origen a una solución que puede conducir electricidad [13].

Espectroscopía de rayos x: Método instrumental en el cual se mide la interacción de compuestos químicos con irradiación de rayos X [14].

Espectroscopia UV-Visible: Es una técnica basada en el proceso de absorción de la radiación ultravioleta-visible (radiación con longitud de onda entre 160 y 780

nm) por una molécula. La absorción de esta radiación causa la promoción de un electrón a un estado excitado [15].

Floculo: Aglomeraciones de materia visibles, las cuales se forman luego de la coagulación [8].

Fuerza Electromotriz (FEM): Energía proveniente de cualquier fuente, medio o dispositivo que suministre corriente eléctrica, donde es necesario la existencia de una diferencia de potencial entre dos puntos o polos (uno negativo y el otro positivo) de dicha fuente, que sea capaz de bombear o impulsar las cargas eléctricas a través de un circuito cerrado [16].

Fuerzas de WanderWalls: suma de las fuerzas de atracción o repulsión entre moléculas distintas de las debidas a los enlaces covalentes, los enlaces de hidrógeno, o la interacción electrostática de iones con entre sí o con moléculas neutras o moléculas cargadas.

Impacto ambiental: Cualquier alteración en el sistema ambiental biótico, abiótico y socioeconómico, que sea adverso o beneficioso, total o parcial, que pueda ser atribuido al desarrollo de un proyecto, obra o actividad [17].

Intervalo de confianza: Rango de valores empleado para estimar algún parámetro con un nivel de confianza específico [18].

Iones: Átomos o grupos de átomos que tienen una carga eléctrica [4].

Límite de detección: Concentración mínima que proporciona una señal en el instrumento significativamente diferente de la señal del blanco o ruido de fondo [19].

Nivel de confianza: Probabilidad de que un parámetro esté contenido en un intervalo de confianza en particular [18].

Norma de vertimiento: Conjunto de parámetros y valores que debe cumplir el vertimiento en el momento de la descarga [7].

Parámetro: Variable, que en una familia de elementos, sirve para identificar cada uno de ellos mediante su valor numérico [7].

Pasivación: Formación de capas superficiales sobre un metal, el cual queda protegido de los agentes químicos agresivos, por lo general, esta capa son óxidos del metal que se está protegiendo.

Planta piloto: Planta de tratamiento a escala de laboratorio o técnica, que sirve para el estudio de la tratabilidad de un desecho líquido o la determinación de las constantes cinéticas y los parámetros de diseño del proceso [2].

Potencial energético: Es el trabajo que debe realizar una fuerza externa para traer una carga unitaria desde el infinito hasta el punto considerado en contra de la fuerza eléctrica [20].

Reactor tipo Batch: Es un reactor donde no existe flujo de entrada ni de salida, es simplemente un reactor con agitador que homogeniza la mezcla [21].

Rendimiento energético: Relación entre el trabajo producido y la energía consumida [13].

Resistencia Eléctrica: Oposición al flujo de corriente, sin importar la temperatura [12].

Solubilidad: Máxima cantidad de soluto que se puede disolver en una cantidad de disolvente a una temperatura determinada [22].

Solución sintética: Mezcla homogénea de dos o más sustancias creadas artificialmente que imitan otra sustancia [13].

Tablero de control: Dispositivo que mide y regula el funcionamiento de un equipo [23].

Técnica analítica: Principio científico adaptado a uno o varios instrumentos, útil y necesario para obtener información sobre la composición de una muestra [9].

Técnica de colorimetría: Es una técnica instrumental que tiene por objeto determinar la absorción de luz visible por una muestra, que puede ser una sustancia pura o bien una mezcla o disolución [8].

Tiempo de residencia o retención hidráulica: Tiempo medio teórico que se demoran las partículas de agua en un proceso de tratamiento. Usualmente se expresa como la razón entre el caudal y el volumen útil [2].

Vertimiento: Descarga final a un cuerpo de agua, a un alcantarillado o al suelo, de elementos, sustancias o compuestos contenidos en un medio líquido [7].

Voltaje de celda: Diferencia del potencial eléctrico entre el ánodo y el cátodo de una celda electroquímica [13].

RESUMEN

Los sistemas de electrocoagulación como alternativa para la remoción de contaminantes, permiten que a través del paso de la corriente eléctrica y la adición electrolítica de iones metálicos coagulantes generados por electro-oxidación directamente del ánodo de sacrificio, accedan que este se disuelva debido a la aplicación de una diferencia de potencial, produciendo iones que permitan la aglomeración del contaminante de la misma forma que si se adicionara un producto químico, que luego permita su remoción [24].

La presente investigación se llevó a cabo en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad Autónoma de Colombia. Se utilizó un reactor discontinuo con capacidad máxima de 1936 mililitros; el diseño experimental consistió en realizar diferentes ensayos variando el material de los electrodos (hierro y/o aluminio), las distancias entre electrodos de 5mm, 10mm, 15mm y la variación de pH inicial (4, 6 y 8); todos estos experimentos se llevaron a cabo con un tiempo de operación de 30 minutos, una agitación de 390 rpm para evitar la polarización de los electrodos y con un tiempo de sedimentación de 60 minutos aproximadamente. Al evaluar las eficiencias de remoción se obtuvo que las condiciones óptimas para el proceso de remoción de Cr (VI) por electrocoagulación fueron con electrodos de aluminio, a una distancia entre electrodos de 5mm y un pH inicial de 8. Posteriormente se evaluó el tiempo de residencia en el electrocoagulador, con el fin de determinar el comportamiento de remoción bajo las condiciones establecidas; obteniendo una eficiencia de remoción del 99% al cabo de 40 minutos.

Finalmente se realizó un último experimento con una muestra proveniente de un efluente una curtiembre, y se observó el comportamiento de remoción de Cr^{6+} a diferentes tiempos de residencia (10, 20, 30 y 40 minutos); obteniendo una máxima eficiencia de remoción del 99% al finalizar los 40 minutos; esto ocurrió, debido a que el agua al tener mayor tiempo de contacto con los hidróxidos formados en el reactor, permitió la adsorción del Cr (VI), su desestabilización, la suspensión de partículas, el rompimiento de emulsiones y finalmente la formación de flóculos.

La electrocoagulación se convierte en un proceso electroquímico que puede tener resultados exitosos en su aplicación, optimizando los factores que lo conforman, alcanzando el reto de proteger, conservar y recuperar el recurso hídrico. El tratamiento de aguas contaminadas con Cr^{6+} mediante electrocoagulación permite el cumplimiento de la norma ambiental vigente, lo que hace menos dispendioso el proceso de remoción de Cr (VI) de un efluente industrial y permite ser un tratamiento efectivo y económico dependiendo del volumen a tratar.

Palabras claves: electrocoagulación, aguas residuales, electrodos, aluminio, hierro.

ABSTRACT

Electrocoagulation systems as an alternative for the treatability of contaminants allow through the passage of electric current and the addition of electrolytic metal ion coagulants generated by directly electro of the sacrificial anode, access this dissolves due to the application of a potential difference, producing ions that allow the agglomeration of the contaminant in the same way that if you add a chemical to then allow their removal [24].

This research was conducted in the laboratory of engineering environmental of the Universidad Autónoma de Colombia. We used a batch reactor with a capacity of 1000 milliliters; the experimental design consisted of different test varying material electrodes (iron and/or aluminium), the distances between electrodes of 5mm, 10mm, 15mm and the variation of initial pH (4, 6 and 8); all these experiments were carried out with a 30-minute running time, agitation of 390 rpm to avoid the polarization of electrodes and with a time of sedimentation of 60 minutes approximately. To evaluate the removal efficiencies were obtained were the optimal conditions for the removal of Cr (VI) by electrocoagulation process with aluminium electrodes, at a distance between electrodes of 5mm and an initial pH of 8. Subsequently assessed the residence time in the electrocoagulator, in order to determine the behaviour of removal under the conditions laid down; getting a 99% removal efficiency within 40 minutes.

Finally a last experiment with a sample from an effluent was conducted a tannery, and the removal of Cr^{6+} behavior was observed at different times of residence (10, 20, 30 and 40 minutes); obtaining maximum efficiency of removal of 99% at the end of 40 minutes; This occurred, since the water to have longer contact with formed in the reactor hydroxides, permitted adsorption of Cr (VI), its destabilization, the suspension of particles, emulsions breaking and finally the formation of flocs.

Electrocoagulation becomes an electrochemical process that can have successful results in their application, optimizing factors that comprise it, reaching the challenge to protect, conserve and restore water resources. Treatment of water contaminated with Cr^{6+} by electrocoagulation enables compliance with current environmental standards, making the process less wasteful removal of Cr (VI) of an industrial effluent and allowed to be an effective and economical treatment depending on the volume to be treated.

Keywords: Electrocoagulation, wastewater, electrodes, aluminium, iron.

1 INTRODUCCIÓN

La escasez de agua debido a su contaminación es un problema mundial y que afecta a todos los seres vivos, sumándose a esto que las industrias contaminan los ríos y cuerpos hídricos con sus desechos, y que en el mejor de los casos tratan sus aguas con grandes cantidades de químicos que hacen que este líquido vital no pueda ser reutilizado dadas sus propiedades físicas y químicas [25].

Hoy en día, el uso e implementación del Cromo dentro de procesos industriales es significativamente alto, ya que tiene una resistencia elevada a la corrosión, un coeficiente de rozamiento muy bajo, una gran dureza y es buen conductor de electricidad y calor; dentro de su aplicación en la industria se puede destacar en la siderurgia, tratamiento de superficies, las operaciones industriales, industrias químicas, minería, las industrias de curtido de cuero y la producción de papel. Sin embargo, la gran mayoría de sus efluentes no cuentan con una óptima disposición final, provocando que se originen efluentes que contienen gran cantidad de Cromo en diversas formas de Cr (III) y Cr (VI) [26].

La EPA ha determinado que el Cromo Hexavalente (Cr^{6+}) es un metal que posee propiedades carcinógenas por inhalación, de igual manera las exposiciones a altas concentraciones de Cr^{6+} causan una amplia variedad de síntomas, incluyendo úlceras cutáneas y efectos a la salud más severos, tales como insuficiencia renal y del hígado [27].

Los efectos potenciales del cromo sobre la salud dependen de una diversidad de factores, tales como la forma química en que se presente, la cantidad, el tiempo de exposición y la forma de incorporación del cromo al organismo (ingestión, inhalación o absorción cutánea). Las reacciones y sus efectos potenciales dependen en gran medida de factores tales como la edad, el sexo, el peso corporal y el estado de salud del individuo [27].

La remoción de metales pesados de aguas residuales plantea un problema de difícil solución debido a que no son biodegradables y usualmente presentan una elevada toxicidad para los organismos acuáticos de los cuerpos receptores, es así como la EPA en cuanto métodos de eliminación de Cromo Hexavalente, ha aprobado la coagulación-filtración, el intercambio iónico, la ósmosis inversa y el ablandamiento con cal [28].

En los últimos años se han desarrollado diferentes técnicas de tratamientos para los vertimientos industriales y poder contrarrestar el impacto ambiental. Las técnicas más comunes son: técnicas biológicas, de filtración, por aglomeración, de absorción, térmicas, físicas, químicas y electroquímicas [29].

Sin embargo, los métodos convencionales para el tratamiento del cromo requieren de un tiempo de residencia entre 12 y 24 horas, producen lodos residuales que generan problemas ecológicos en su disposición final y consumen mucha energía, por lo cual no son muy efectivos para el tratamiento del cromo [30].

Teniendo en cuenta los problemas mencionados con los métodos convencionales para la remoción de Cromo y los efectos producidos por Cr (VI) en la salud humana, surge la necesidad de presentar la electrocoagulación como alternativa para el tratamiento de aguas, ya que en la actualidad es una técnica que ofrece un potencial significativo en la remoción de diversos contaminantes contenidos en aguas residuales provenientes de diversas fuentes.

En ese orden de ideas, el presente documento busca evaluar un proceso de electrocoagulación en un reactor tipo Batch para la remoción de cromo hexavalente (Cr^{6+}) con electrodos de aluminio – aluminio y de hierro – aluminio, desarrollado bajo condiciones de laboratorio; y que a su vez adquiera como valor agregado la posibilidad de que el equipo que se va a realizar, sea utilizado como una demostración del proceso de electrocoagulación para los estudiantes de la Universidad Santo Tomás y no como un instrumento de aprendizaje.

2 JUSTIFICACIÓN

Las tecnologías electroquímicas han sido utilizadas para la recuperación de metales, para tratamientos de agua potable o aguas residuales, hasta para la remoción de contaminantes producto de las industrias del curtido, electroplatinado, lavandería, textil, combustibles, emulsiones, entre otras; ya que estas requieren una mínima cantidad y número de productos químicos [31].

El uso de la electrocoagulación, permite que la remoción de un contaminante se realice en una sola operación, ya que no necesita de procedimientos anexos para llevar a cabo la extracción del mismo, sino que es realizada en condiciones *in situ*, situación que convierte a esta tecnología en una opción económica, para el tratamiento de aguas residuales industriales, hablando en términos de sus componentes físicos, materiales y consumo energético necesarios para el montaje y operación del proceso a pequeña escala, donde son significativamente menores en comparación con una escala tipo industrial donde sus costos aumentan proporcionalmente, puesto que dependen del caudal a tratar, la naturaleza del agua residual, los contaminantes a ser removidos y de la región o localidad en la que se va a realizar el tratamiento; además que el capital y los costos de operación son menores en comparación con un tratamiento por coagulación química. De igual manera es una atractiva e innovadora opción ambiental para el tratamiento de aguas, teniendo en cuenta que al disminuir el uso de sustancias químicas en procesos depurativos, disminuye la probabilidad que ocurran afectaciones posteriores al medio ambiente [32].

La electrocoagulación como técnica electroquímica, es un proceso donde los agentes coagulantes son generados por electro-oxidación del ánodo de sacrificio, en este caso se utilizarán placas de Aluminio o de Hierro; durante este proceso, el tratamiento se lleva a cabo sin la adición de coagulantes o floculantes químicos, debido a que el coagulante se forma por las reacciones de óxido reducción que ocurren entre los electrodos y el medio acuoso, posteriormente son promovidas por la corriente eléctrica. El lodo obtenido en este proceso se puede reciclar para otras industrias, reduciendo los gastos de explotación netos del proceso de la electrocoagulación [24].

Dicha técnica electroquímica ha tenido gran acogida para el tratamiento de cromo; donde se obtuvieron eficiencias de remoción entre el 51% y el 99,9%, con diferentes configuraciones (monopolar o bipolar) y tipos de electrodos (Aluminio, Acero, Hierro, Titanio, etc), un tiempo de residencia corto, entre 20 y 75 minutos, requiere de equipos simples y fáciles de manejar, además se generan lodos más compactos que los lodos generados por procesos convencionales; y por lo tanto son fáciles de remover [33].

Teniendo en cuenta, que la evaluación de un proceso de electrocoagulación como método de remoción de Cromo hexavalente, es una técnica que por muchos años se ha implementado en distintos campos de acción; la finalidad del presente documento proyecta llevar a cabo el mismo fundamento conceptual de la técnica, teniendo como valor agregado, la posibilidad de que el equipo que se va a realizar sea utilizado como una demostración del proceso de electrocoagulación para los estudiantes de la Universidad Santo Tomás y no como un instrumento de aprendizaje.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar un proceso de electrocoagulación en un reactor tipo Batch para la remoción de Cromo hexavalente (Cr^{6+}) como cromatos, con electrodos de Aluminio (ánodo) – Aluminio (cátodo) y de Hierro (ánodo) - Aluminio (cátodo) en condiciones de laboratorio.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Seleccionar la técnica analítica para la cuantificación de Cromo Hexavalente, teniendo en cuenta la literatura.
- ✓ Realizar el diseño conceptual del electrocoagulador, a partir del área de los electrodos, el número de placas de la celda, y el tiempo de residencia.
- ✓ Construir el electrocoagulador a partir del diseño conceptual.
- ✓ Verificar el funcionamiento del electrocoagulador en el proceso de remoción de Cromo Hexavalente.

4 MARCO TEÓRICO

El agua se considera contaminada cuando se altera su composición o condición, y resulta menos apta para cualquiera o todos los usos y propósitos para los que sería apropiada en su estado natural. Esta definición incluye alteraciones de las propiedades físicas, químicas, biológicas y microbiológicas convirtiendo el agua en un peligro tanto para salud pública o bienestar humano, como para usos comerciales, industriales, agrícolas, o bien para el ganado, los animales salvajes, los peces y otra fauna acuática [33].

La contaminación puede ser accidental, pero con mayor frecuencia se debe a la evacuación sin control de aguas residuales y otros desechos líquidos como los de uso doméstico, efluentes agrícolas de instalaciones zootécnicas, drenajes de sistemas de riego y vertimientos industriales que contienen una gran variedad de contaminantes altamente tóxicos y nocivos para el ambiente, constituyendo causas de contaminación [33].

4.1 Contaminación del agua por metales pesados

Las industrias producen una amplia variedad de productos químicos y de subproductos, donde se requiere la separación, la concentración y la purificación de materiales en las distintas etapas. Estos materiales incluyen las materias primas, los productos intermedios que resultan, los productos finales, los subproductos y las corrientes inútiles. En muchas ocasiones estas etapas generan una gran variedad de residuos que se descargan en forma de lodo líquido o sólido [34, 35].

Las descargas de estos efluentes han dado como resultado la contaminación de acuíferos de aguas subterráneas, lagos, ríos y suelos [36, 37].

De los distintos efluentes industriales, el impacto ambiental de los que contienen metales pesados es cada vez mayor [38]. Los metales pesados más importantes encontrados a menudo en efluentes y suelos contaminados incluyen al plomo, cromo, cobre, zinc, arsénico, níquel y cadmio. Estos agentes contaminantes que se descargan en la naturaleza no son fácilmente biodegradables, siendo algunos de ellos altamente tóxicos incluso en concentraciones bajas. En el caso de los residuos líquidos que contienen metales, es necesario utilizar procesos cuyos costos de tratamiento sean bajos y efectivos [34, 39, 40].

Los metales poseen tiempos de vida infinitos, y la eliminación de estas especies ha sido llevada a cabo generalmente por procesos de precipitación como

hidróxidos, electrólisis, oxidación química, adsorción, etc. Algunas de estas tecnologías hacen posible la recuperación del metal del agua, con un retorno económico importante [41].

4.2 Contaminación por cromo

4.2.1 Cromo

Es el sexto elemento en abundancia en la corteza terrestre, denominado cromo (del griego croma, “el color”) por los muchos colores diferentes encontrados en sus compuestos. Este metal es de color blanco plateado, duro y quebradizo; sin embargo, es relativamente suave y dúctil cuando no está tensionado o cuando está muy puro. El cromo en su estado elemental no se encuentra en la naturaleza, así mismo, su mineral más importante por abundancia es la cromita. Además de la forma metálica, el cromo puede presentar estados de oxidación de (2+), (3+) y (6+). El estado metálico (valencia 0) es biológicamente inerte; el Cr (II) es inestable y se conoce muy poco acerca de su hidrólisis; la forma trivalente representa al cromo como un elemento esencial y más estable, mientras que el estado hexavalente es altamente tóxico, el cual se encuentra principalmente bajo la forma de Bicromatos (HCrO_4^-), Cromato (CrO_4^{2-}), y Dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) [42, 43].

4.2.1.1 Cromo trivalente

El cromo trivalente es el más frecuente en el agua natural, es un elemento esencial y es la forma más estable. Las especies relativamente inertes de Cr^{3+} se consideran fundamentales para el mantenimiento del metabolismo de la glucosa, de los lípidos y de las proteínas. Por otra parte, la solubilidad del Cr^{3+} está limitada por la formación de diversos tipos de óxidos e hidróxidos y prácticamente no migra bajo condiciones ambientales [42, 44, 45].

4.2.1.2 Cromo hexavalente

El cromo hexavalente es mucho más contaminante que el Cr^{3+} y usualmente es de origen antropogénico, tiene un efecto altamente oxidante y facilidad para penetrar en membranas biológicas. La agencia internacional para la investigación sobre el cáncer (IARC) ha determinado que el Cr^{6+} es cancerígeno en los seres humanos y los animales [46, 47]. Está clasificado por la U.S. EPA como un agente cancerígeno del grupo A, basándose en sus efectos crónicos y sub-crónicos [48,

49]. Los compuestos de Cr^{6+} producen sólo especies neutras y aniónicas, predominan CrO_4^{2-} , HCrO_4^- , y $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$; el tratamiento de remoción convencional del Cromo Hexavalente es su reducción a Cr^{3+} , especie más tóxica y menos móvil en el medio ambiente [41].

4.2.2 Usos del cromo

El cromo se utiliza principalmente en la industria curtiembre debido a la calidad del cuero que se genera; las sales de cromo generan un curtido más uniforme y rápido. La dificultad que presenta el uso de sales de cromo en el curtido, es la cantidad de curtiente que no se fija, y que permanece en los flujos y los lodos de depuración [30].

El recubrimiento con cromo es muy resistente a los agentes corrosivos atmosféricos, debido a que sobre su superficie, al ser expuesto inmediatamente al aire se forma una película delgada de óxido, que previene el posterior ataque del medio ambiente. El electrolito tradicionalmente utilizado para la obtención de recubrimientos con cromo ha sido el ácido crómico, en el que el ión metálico está en forma de cromo hexavalente y se le añade como catalizador ácido sulfúrico [50].

4.2.3 Comportamiento del cromo en los seres vivos y su implicación en el medio ambiente

4.2.3.1 Fauna

Debido a su insolubilidad, el cromo metálico no es tóxico en el agua. Los diversos compuestos de cromo hexavalente representan la mayor amenaza, especialmente debido a sus efectos genéticos. Las intoxicaciones se manifiestan en lesiones renales, gastrointestinales, del hígado, del riñón, de la glándula tiroides y la médula ósea, y la velocidad corporal de eliminación es muy lenta [30].

El efecto carcinógeno de los compuestos del Cr (VI) no sólo ha sido demostrado experimentalmente con animales, sino también ha sido confirmado por los resultados de estudios epidemiológicos realizados con grupos humanos expuestos a esta sustancia en su lugar de trabajo, mayoritariamente para la gente que trabaja en la industria del acero y textil. No obstante, el efecto carcinógeno de los compuestos del Cr (III) no ha sido posible demostrarlo de manera puntual. Sin embargo, se sabe que el Cr (III) es un elemento importante para el metabolismo insulínico, tanto en el ser humano como en especies animales [30].

4.2.3.2 Flora

En las plantas se conocen, entre otras, lesiones en el sistema radicular, originadas principalmente por el Cr^{6+} . No sólo las distintas especies, sino también las distintas partes internas de las plantas, difieren considerablemente en el modo de asimilar el cromo y en el tipo de lesiones que experimentan. Los efectos tóxicos que el cromo ejerce sobre las plantas han sido descritos, fundamentalmente, en base a ensayos vasculares. En la avena se ha comprobado que las raíces no se desarrollan y que las hojas se mantienen angostas, tomando una coloración pardo-rojiza con aparición de pequeñas manchas necróticas [30].

4.2.3.3 Recurso Hídrico

En los sistemas acuáticos, la toxicidad de los compuestos solubles del cromo varía según la temperatura, el pH y la dureza del agua, y según las especies de organismos que los pueblan. Los compuestos del Cr (VI) se disuelven con facilidad pero, en condiciones naturales y en presencia de materia orgánica oxidable, se reducen rápidamente a compuestos de Cr(III) más estables y menos hidrosolubles [30].

4.2.3.4 Suelo

La dinámica del cromo en la pedosfera solamente puede evaluarse si se considera la capacidad de adsorción y retención de los suelos y de los sedimentos. Los hidróxidos de Cr^{3+} , una vez sedimentados y fijados en el sedimento acuático, difícilmente vuelven a movilizarse, dado que la oxidación de los compuestos de Cr^{3+} para formar compuestos de Cr^{6+} prácticamente no ocurre de forma natural. El Cr^{6+} , aún en concentraciones relativamente bajas, ya resulta tóxico, siendo el pH del suelo un factor fundamental. El uso de abonos fosfatados incrementa la incorporación del cromo al suelo [51].

Las aguas naturales, así como los extractos de muestras de suelo y sedimentos contienen sustancias húmicas que pueden interferir en las determinaciones de Cr^{6+} . Por lo tanto, la determinación de la concentración de cromo total en una muestra no es suficiente para estimar las consecuencias ambientales o biomédicas de su presencia [52, 53].

4.2.4 Fuentes de exposición

Hoy en día existe Cromo en sus diversas formas químicas en todas las ramas industriales en mayor o menor cantidad, tales como la siderurgia, las de tratamiento de superficies, las operaciones industriales que implican el procesado de metales férricos y no férricos, las industrias químicas como las del tinte, las del caucho y las del plástico, la producción de cemento, la minería y la industria de curtido. Dichas industrias producen efluentes que contienen gran cantidad de Cromo en diversas formas de Cr (III) y Cr (VI) [54, 55].

Para el caso del Cr (VI), los residuos de éste y sus compuestos orgánicos se originan a menudo en industrias tales como la fabricación de coches, el refinado del petróleo, el tratamiento de superficies, la preparación de cromatos, las industrias de fertilizantes y las industrias que emplean componentes de Cr^{6+} como inhibidores de la corrosión. Los compuestos derivados del Cr (VI) son fundamentalmente los cromatos y dicromatos, los cuales se utilizan en operaciones de cromado. Los dicromatos sódico y potásico se usan con frecuencia en la industria como fuente de otros compuestos de cromo, particularmente de óxido de Cr (VI), y estos compuestos suponen la mayor fuente de contaminación por Cr (VI) [42, 56, 57].

El contenido de cromo en la alimentación es generalmente bajo. En algunos tipos de alimentos se encuentra Cr^{3+} como complejo de coordinación con el ácido nicotínico y aminoácidos (glicina, ácido glutámico, cisteína). Estos complejos llamados factor de tolerancia a la glucosa (FTG), se absorben mejor que las formas inorgánicas del cromo, encontrándose sobre todo en el almidón, hígado y carnes. Las fuentes de cromo más ricas son las proteínas animales. En relación al consumo vegetal hay que señalar que la mayoría de las plantas absorben relativamente poco cromo del suelo [58].

4.3 Técnicas de tratamiento de efluentes que contienen cromo

Los contaminantes presentes en aguas residuales pueden eliminarse con procesos químicos, físicos y/o biológicos. Los tratamientos normalmente recomendados para remover metales pesados como el Cromo, incluyen procesos como la degradación biológica, la adsorción, la precipitación química, las resinas de intercambio iónico y las técnicas electroquímicas; no obstante presentan limitaciones en términos de sus altos costos de inversión y mantenimiento, el requerimiento de personal calificado para la operación de las plantas y la generación de desechos tóxicos [38, 59, 60].

4.3.1 Tratamientos Biológicos

4.3.1.1 Degradación biológica

La degradación biológica es un proceso mediante el cual se elimina un producto o sustancia mediante su descomposición por acción de organismos vivos (bacterias, hongos, protozoos y otros organismos [61].

La degradación biológica puede aplicarse a la eliminación de Cr^{6+} , ya que existen múltiples microorganismos capaces de eliminarlo; por ejemplo, el *Sphaerotilus natans* es un prometedor microorganismo para eliminar el Cr (VI) en disoluciones de dicromato. En comparación con otros microorganismos, no son necesarios medios ricos en nutrientes para alcanzar un buen funcionamiento [62].

El *Fusarium solani* también se usa para la eliminación de Cr^{6+} ; el grado de eliminación de Cr (VI) puede aumentarse manipulando el tiempo de residencia de *F. solani* en operación continua [63].

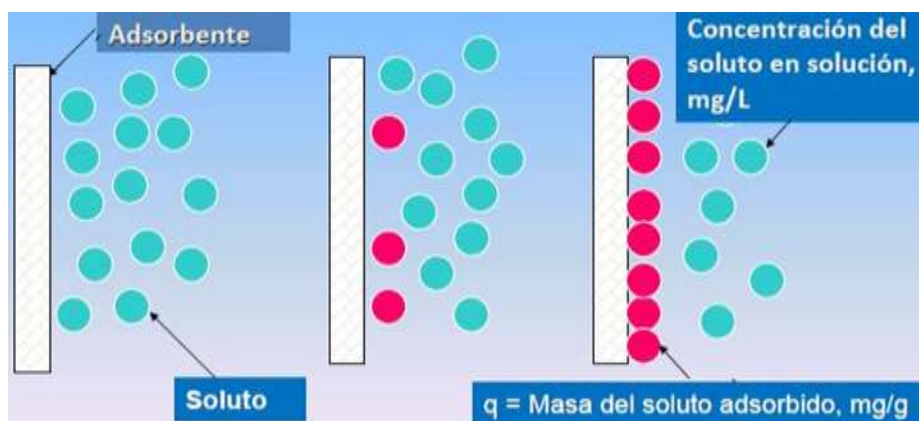
La *Trichoderma viride* es capaz de conseguir la eliminación casi completa de altas concentraciones de Cr^{6+} en un biorreactor con inyección de aire. Esto sugiere que este tipo de reactor podría ser una prometedora alternativa para el tratamiento biológico de efluentes que contienen Cr^{6+} [64].

4.3.2 Tratamientos Químicos

4.3.2.1 Adsorción

La adsorción consiste en la acumulación preferencial de uno o más solutos (adsorbato) en una fase líquida o gaseosa (lo que involucra la separación de solutos en una fase fluida o gaseosa) sobre la superficie de un adsorbente sólido. La selectividad de un adsorbente entre el soluto y el fluido portador o entre varios solutos, hace posible la separación de ciertos componentes presentes en el fluido [65].

Figura 1. Proceso básico de adsorción



Fuente: [66]

El carbón activo es un adsorbente eficaz para la eliminación de Cr (VI), este ha sido aplicado a las aguas residuales de industrias de curtido para eliminar el cromo contenido en sus efluentes; al igual que el Chitosan usado como adsorbente para la eliminación de Cr^{6+} , llevándose a cabo en medio acuoso sin la adición de disolventes orgánicos o precursores tóxicos, lo que es esencial desde un punto de vista medioambiental y económico [65, 66].

4.3.2.2 Precipitación Química

La precipitación química es un método para el tratamiento de aguas en el cual, mediante la adición de productos químicos, se consigue eliminar determinados componentes del agua residual, intentando mejorar el grado de eliminación de los sólidos en suspensión y de la DBO [67].

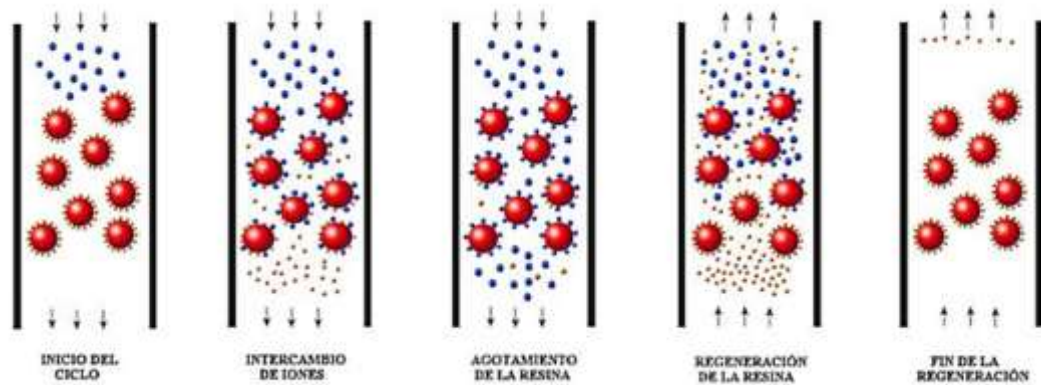
El Cr (VI) también se puede eliminar mediante precipitación con Cu(II), allí el grado de eliminación depende de varios factores, tales como el pH de la disolución, el método de dosificación y tipo de álcali, la concentración inicial y el tiempo de reacción, pudiéndose eliminar el 60 % del Cr^{6+} [68].

4.3.2.3 Resinas de Intercambio iónico

El intercambio iónico es un proceso en el que los iones móviles hidratados de un sólido son intercambiados equivalentemente por iones de igual carga en disolución. El sólido empleado tiene una estructura de red de pesca abierta y los iones móviles neutralizan eléctricamente a los grupos cargados, o potencialmente cargados, que están adheridos a la matriz sólida, conocida como intercambiador

iónico. El intercambio de cationes ocurre cuando el catión móvil, cargado positivamente y unido al grupo cargado negativamente, que está fijo en el intercambiador iónico, se cambia por otro catión en disolución, y el intercambio de aniones ocurre cuando el anión móvil, cargado negativamente y unido al grupo cargado positivamente, que está fijo en el intercambiador iónico, se cambia por otro anión en disolución [69].

Figura 2. Proceso de intercambio iónico



Fuente: [67]

4.3.2.4 Coagulación/ Floculación

Consiste en la transformación de una sustancia soluble en otra insoluble mediante reacción química, y la floculación como fenómeno por el cual las partículas ya desestabilizadas chocan unas con otras para formar coágulos mayores. En esta técnica se emplean sales metálicas como coagulantes, entre las que se pueden mencionar: sulfato de aluminio; sulfato, cloruro e hidróxido férricos; cal o cal hidratada [30].

Figura 3. Proceso de coagulación - floculación



Fuente: [30]

4.3.3 Técnicas electroquímicas

Las técnicas electroquímicas como, por ejemplo, la electroflotación, la electrodecantación, la electrodialisis, la electrólisis y la electrocoagulación, ofrecen una posible remediación electrocinética, y requieren una mínima cantidad y número de productos químicos. Algunas de las ventajas de usar técnicas electroquímicas como alternativa para la eliminación de metales pesados en efluentes líquidos, radica en permitir reacciones controladas y rápidas, siendo viable en un sistema más pequeño, empleando solamente electrones para facilitar el tratamiento de aguas, en vez de usar productos químicos y microorganismos [70].

De entre las técnicas electroquímicas, la electrocoagulación ha sido utilizada a nivel industrial y ha demostrado un funcionamiento superior a las otras técnicas mencionadas anteriormente, eliminando sólidos, aceites y grasas, e incluso agentes contaminantes orgánicos o inorgánicos en suspensión que se pueden flocular de los efluentes [71].

4.4 La Electrocoagulación

Para poder hablar de la electrocoagulación, es necesario definir primero el método de coagulación química, dado que esta es la raíz o punto de partida de la electrocoagulación. La coagulación química se define como la adición de compuestos químicos al agua para alterar el estado físico de los sólidos disueltos, coloidales o en suspensión, a fin de facilitar su eliminación por precipitación o filtración [72].

La principal diferencia entre la electrocoagulación y la coagulación química es la forma de obtener los iones de coagulante. En la electrocoagulación, éstos son generados por Electro-Oxidación del ánodo de sacrificio. Comparada con la coagulación tradicional, la electrocoagulación tiene la ventaja de eliminar partículas coloidales más pequeñas, ya que tienen una probabilidad mayor de ser coaguladas por el campo eléctrico que las pone en movimiento. La coagulación química tiene la desventaja de generar otras reacciones creando una contaminación secundaria a raíz de la adición de reactivos químicos [72]. La 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 [73].

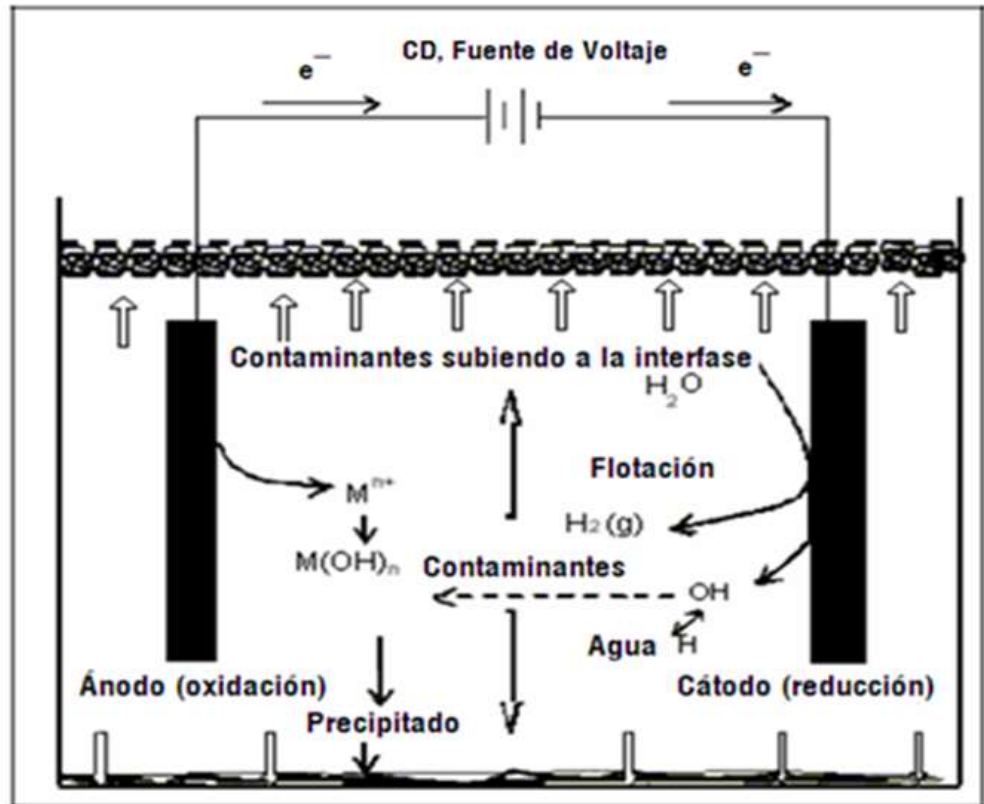
La corriente eléctrica proporciona la fuerza electromotriz que provoca una serie de reacciones químicas, cuyo resultado final es la estabilidad de las moléculas contaminantes. Por lo general este estado estable produce partículas sólidas menos coloidales y menos emulsionadas o solubles. Cuando esto ocurre, los contaminantes forman componentes hidrofóbicos que se precipitan o flotan, facilitando su remoción por algún método de separación secundario. Los iones metálicos se liberan y dispersan en el medio líquido y tienden a formar óxidos metálicos que atraen eléctricamente a los contaminantes que han sido desestabilizados [74, 75].

En este proceso, el tratamiento se lleva a cabo sin la adición de ningún coagulante o floculante químico. La generación de iones metálicos tiene lugar en el ánodo, mientras que en el cátodo se produce hidrógeno. El lodo obtenido en este proceso se puede reciclar para otras industrias, reduciendo los gastos de explotación netos del proceso de la electrocoagulación [76]. La electrocoagulación es un método electroquímico eficaz y simple para tratar agua contaminada de varios orígenes por sus diversos beneficios, incluyendo la compatibilidad ambiental, la versatilidad, el rendimiento, la seguridad y los bajos costos. El mecanismo de la electrocoagulación depende altamente de la química del medio acuoso, fundamentalmente de la conductividad; de igual manera influirán características como el pH, el tamaño de las partículas y las concentraciones de las especies [77].

4.4.1 Mecanismos y reacciones del proceso de electrocoagulación

4.4.1.1 Proceso de electrocoagulación

Figura 4. Esquema del proceso de electrocoagulación.



Fuente: [78]

Un proceso de electrocoagulación involucra tres etapas sucesivas:

4.4.1.1.1 Formación "in situ" de coagulantes por la oxidación electrolítica del electrodo de sacrificio

En los electrodos ocurren una serie de reacciones que proporcionan iones tanto positivos como negativos. El ánodo provee iones metálicos. A este electrodo se le conoce como electrodo de sacrificio, ya que la placa metálica que lo conforma se disuelve, mientras la placa que forma el cátodo permanece sin disolverse [24].

4.4.1.1.2 Desestabilización de los contaminantes, suspensión de partículas y rompimiento de las emulsiones

Los iones producidos cumplen la función de desestabilizar las cargas que poseen las partículas contaminantes presentes en el agua. Cuando estas cargas se han neutralizado los sistemas que mantienen las partículas en suspensión desaparecen, permitiendo la formación de agregados de los contaminantes e iniciando así el proceso de coagulación [24].

- Compresión de la doble capa difusiva alrededor de las especies cargadas por la interacción de los iones generados por la oxidación del ánodo de sacrificio [24].
- La neutralización de la carga es un mecanismo simple para la desestabilización de partículas cargadas negativamente, mediante la adsorción específica de una especie catiónica. Para este caso en particular, la neutralización de cargas de las especies iónicas presentes en el agua residual son promovidas por los iones coagulantes producidos por disolución electroquímica del ánodo de sacrificio. Estos iones coagulantes reducen la repulsión electrostática entre partículas, hasta el punto en que predomine la atracción de Van der Waals, causando así la coagulación. De este proceso resulta una carga neta igual a cero [24].

4.4.1.1.3 Formación de flóculos por agregación de partículas del contaminante o adsorción de éstas en el coagulante

Los flóculos que se forman como resultado de la coagulación crean una capa de lodos que atrapa y conduce las partículas coloidales que permanecen en el medio acuoso. Además, los óxidos, hidróxidos y oxihidróxidos formados proporcionan una gran superficie activa para la adsorción de las especies contaminantes [24].

4.4.1.2 Reacciones involucradas en la electrocoagulación

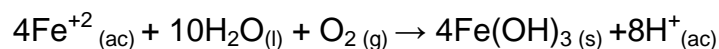
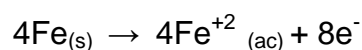
A continuación se detallan las reacciones químicas que se producen en un reactor de electrocoagulación, utilizando electrodos de hierro y aluminio como materiales más comúnmente utilizados [78].

4.4.1.2.1 Electrodo de Hierro

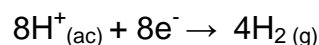
Para el caso en el cual el hierro actúa como ánodo, se han propuesto dos mecanismos que explican la formación in situ de dos posibles coagulantes. Estos pueden ser hidróxido ferroso Fe(OH)_2 o hidróxido férrico Fe(OH)_3 [79].

1 Formación del hidróxido férrico

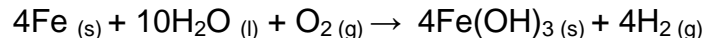
Ocurren en el ánodo las siguientes reacciones:



Ocurren en el cátodo las siguientes reacciones:

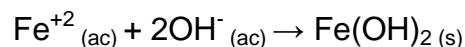
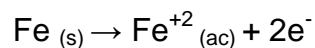


Siendo la reacción global:

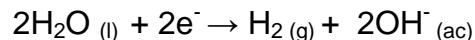


2 Formación del hidróxido ferroso

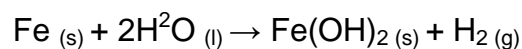
Ocurren en el ánodo las siguientes reacciones:



Ocurren en el cátodo las siguientes reacciones:



Siendo la reacción global:

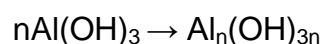
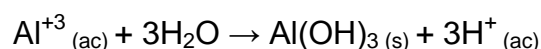
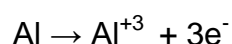


Luego de la formación de los hidróxidos de hierro los coloides se aglomeran, especialmente aquellos con carga negativa, y posteriormente otras partículas de contaminantes interactúan con estos aglomerados, siendo removidos por formación de complejos o atracciones electrostáticas [79].

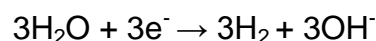
4.4.1.2.2 Electrodo de Aluminio

Para el caso en el cual el aluminio actúa como ánodo, se obtienen las siguientes reacciones [79]:

Ocurren en el ánodo las siguientes reacciones:



Ocurren en el cátodo las siguientes reacciones:



4.4.2 Ventajas y desventajas de la electrocoagulación

Tabla 1. Ventajas y desventajas de la electrocoagulación.

VENTAJAS	DESVENTAJAS
Permite la reducción de una amplia variedad de contaminantes, como: metales pesados, grasas y aceites, materia orgánica, fosfatos y cianuros.	Es necesario reponer los electrodos de sacrificio, ya que se disuelven en la corriente residual como resultado de la oxidación.
El agua tratada por electrocoagulación contiene menor cantidad de sólidos disueltos que aquellas tratadas con productos químicos, situación que disminuye los costos de tratamiento de estos efluentes en el caso de ser reusados.	El óxido formado en el ánodo puede formar una capa que impide el paso de la corriente eléctrica, disminuyendo de esta forma la eficiencia del proceso.
El líquido separado por electrocoagulación puede ser reprocesado como subproducto, lo cual permite que el efluente tratado pueda ser reutilizado.	Se necesita una alta conductividad en las aguas residuales.
Este proceso permite eliminar partículas coloidales de menor tamaño, porque el campo	Puede ser un tratamiento costoso en regiones en las

eléctrico aplicado las incrusta más rápidamente, facilitando la coagulación.	cuales el costo de la energía eléctrica sea alto.
El paso de la corriente eléctrica favorece el movimiento de las partículas de contaminante más pequeñas, incrementando la coagulación.	
Los contaminantes son arrastrados por las burbujas a la parte superior de la disolución tratada, donde pueden ser fácilmente eliminadas.	
El proceso de electrocoagulación evita el uso de productos químicos, por lo que no hay ninguna posibilidad de contaminación secundaria del medio ambiente causada por sustancias químicas añadidas.	
Este proceso es sencillo de automatizar, dado que el control de dosificación se realiza mediante el ajuste de corriente.	
Requiere de equipos simples y de fácil operación.	

Fuente: [73, 78]

4.4.3 Factores que afectan la electrocoagulación

4.4.3.1 pH

El pH influye sobre la eficiencia de la corriente en el proceso de solubilidad del metal para formar hidróxido [75]. Durante el proceso de electrocoagulación, se presenta una variación del pH, ya sea por el material de los electrodos y del pH inicial del agua a tratar [80]. El pH durante el proceso puede incrementarse para aguas residuales ácidas, debido a la generación de hidrógeno molecular que se origina en el cátodo. En contraste, en las aguas residuales alcalinas el pH puede decrecer y, dependiendo de la naturaleza del contaminante, el pH influye sobre la eficiencia del proceso [81].

Las reacciones que se dan durante el proceso de electrocoagulación le dan al medio acuoso capacidad buffer, es decir, cuanto ácido o base puede absorber una sustancia sin modificar su pH especialmente en aguas residuales alcalinas, donde esta capacidad previene grandes cambios de pH, disminuyendo la dosificación de sustancias químicas para regular el pH [80].

4.4.3.2 Conductividad

Un incremento en la conductividad eléctrica genera a su vez un incremento en la densidad de corriente. Cuando se mantiene constante la densidad de corriente aplicada a la celda de electrocoagulación y se incrementa la conductividad, se produce una disminución del voltaje aplicado [75].

Generalmente se emplea NaCl para aumentar la conductividad de las aguas que se tratan. Además de su contribución iónica a la hora de transportar la carga eléctrica, se ha encontrado que los iones cloruro podrían disminuir significativamente el efecto nocivo de otros aniones tales como bicarbonatos y sulfatos. La adición de NaCl también conducirá a una disminución en el consumo de energía debido al aumento de la conductividad de la disolución, de igual manera la presencia de NaCl genera corrosión por picaduras del ánodo de sacrificio, lo cual hace aumentar la eficacia de corriente [75].

4.4.3.3 Densidad de corriente

En un proceso de electrocoagulación, la densidad de corriente (suministro de corriente) del sistema determina la cantidad de iones Al^{3+} o Fe^{2+} liberados por los respectivos electrodos.

La eficiencia en la remoción y el consumo de energía se incrementan con el aumento en la densidad de corriente. Para algunas conductividades del medio acuoso el consumo de energía se incrementa proporcionalmente con los aumentos de conductividad, lo que conlleva a un consumo mayor de energía. Para altos consumos de energía se presentan pérdidas por la transformación de energía eléctrica en calórica, produciéndose un aumento en la temperatura del medio acuoso [77].

Sin embargo, una densidad de corriente demasiado grande produciría una disminución significativa en la eficacia. La selección de la densidad de corriente podría realizarse teniendo en cuenta otros parámetros de operación, como pH y temperatura [75].

4.4.3.4 Material del electrodo

En la electrocoagulación con ánodos de sacrificio, la selección del material del electrodo va a depender de la naturaleza y afinidad que tenga el contaminante que se pretende remover con el coagulante producido, es decir, si se quiere remover

material suspendido, el coagulante debe propiciar una desestabilización de los coloides para que éstos se aglutinen y posteriormente sean separados por precipitación. En el caso de elementos disueltos se busca que el coagulante los adsorba o los retenga mediante algún mecanismo fisicoquímico. Cuando se trata de electrodos inertes como el acero inoxidable, el titanio, platino, níquel, grafito, etc., el mecanismo de remoción es debido a que se presenta una reducción electroquímica del agua en el cátodo incrementándose el pH propiciando la formación de sales básicas poco solubles e hidróxidos de metales polivalentes que precipitan [82].

Es oportuno mencionar, que la superficie de las placas de los electrodos empleados en la electrocoagulación, se deben lavar regularmente dado que si se forman capas de óxido, los electrodos se pueden pasivar disminuyendo la eficacia del tratamiento [75].

4.4.3.5 Temperatura

La velocidad de las reacciones electroquímicas aumenta cuando la temperatura de la disolución aumenta. La razón podría ser que al aumentar la temperatura aumenta la movilidad y las colisiones de los iones. Además, aumentando la temperatura se facilita la generación del radical oxhidrilo debido al aumento de la transferencia de masa de las diversas especies con la temperatura, y esto conduce a un incremento de la reacción de los radicales con el agente contaminante [77].

Sin embargo, los efectos de la temperatura sobre la electrocoagulación no han sido muy investigados, pero se ha encontrado que la eficiencia en la corriente se incrementa inicialmente hasta llegar a 60°C, punto donde se hace máxima para luego decrecer [75].

4.5 Aplicaciones de la electrocoagulación en los diferentes sectores industriales

La electrocoagulación se ha aplicado para la remoción de diversos tipos de aguas residuales. Una de las áreas de aplicación en las cuales se han desarrollado algunos avances importantes de esta tecnología y que incluso ha tenido mayor implementación de la misma, es el tratamiento de las aguas residuales de lavanderías, tintorerías e industria textil, obteniendo eficiencias importantes en la remoción de materia orgánica, turbiedad y color [83].

En muchos casos se hace una combinación de la electrocoagulación con flotación promovida también por electrólisis (electroflotación), cuya finalidad es aumentar la

eficiencia de remoción del contaminante, proceso que se lleva a cabo en la misma celda, o en celdas consecutivas [84].

La industria metalúrgica, la de producción de cromo, las curtiembres y la industria de fertilizantes, utilizan en sus procesos Cr^{6+} , elemento de una alta toxicidad. Las descargas de cromo son muy reguladas a nivel mundial y para su remoción se utilizan métodos convencionales que incluyen adsorción, precipitación química y degradación biológica, entre otros. La electrocoagulación combinada con electroflotación ha sido probada como alternativa para la remoción del cromo en esta agua residual [85].

De igual manera, la industria mecánica, las refinerías, los talleres de reparación automotriz, el transporte y la distribución y almacenamiento de aceites, producen aguas residuales con altos contenidos de elementos propiamente aceitosos y grasosos, que se caracterizan por presentar una gran estabilidad química de sus emulsiones aceite-agua; sin embargo la electrocoagulación ha mostrado alta efectividad en desestabilizar dichas emulsiones y la consecuente remoción de los aceites y grasas [85].

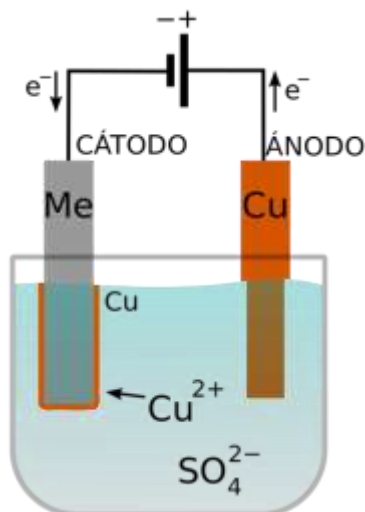
Finalmente, una de las aplicaciones más conocidas y populares de la electrocoagulación ha sido el tratamiento de aguas residuales de la industria de galvanoplastia y electroplateado metálico [83].

4.5.1 Industria de Galvanoplastia

El proceso de recubrimiento metálico por vía electrolítica, consiste en el depósito de una fina capa protectora sobre la superficie de una pieza sumergida en una solución, en donde se involucran reacciones de óxido-reducción. Generalmente se emplea para proporcionar resistencia contra la corrosión, mejorar su resistencia al desgaste y erosión, o simplemente mejorar su aspecto [84].

En la Figura 5, se puede observar el cobreado de un metal, donde se oxida el cobre del ánodo, que pasa en forma de iones a la disolución, y se deposita en el cátodo sobre el metal a recubrir de cobre.

Figura 5. Galvanoplastia de un metal con cobre en un baño de sulfato de cobre.



Fuente: [84]

El recubrimiento se lleva a cabo en tanques (baños de recubrimiento) en donde se encuentra dispuesto el electrolito. Entre las operaciones de galvanoplastia más importantes se destaca el revestimiento del material base con níquel, cromo, cadmio, cinc, cobre, estaño, hierro, oro, plata y algunas aleaciones como el latón. Metales como cobre y plata son utilizados en recubrimientos para piezas automotrices, decoración en general, circuitos impresos, antenas y cables, sistemas hidráulicos, lubricación y contactos eléctricos [86].

Previo al recubrimiento, la superficie a cubrir debe estar libre de impurezas, tales como grasa y óxidos, por lo cual se inicia un pre-tratamiento con agentes desengrasantes ácidos o alcalinos, continúa el baño de recubrimiento metálico, que en ocasiones es un baño de diferentes metales en tanques diferentes y finalmente el secado de las piezas. Así mismo entre cada baño se alternan sistemas de enjuague de las piezas con el objetivo de no contaminar las siguientes soluciones por arrastre de químicos [84].

La industria de recubrimientos metálicos en Colombia está agrupada bajo el conjunto de las industrias dedicadas a la fabricación de productos metálicos, con excepción de maquinaria y equipos. En nuestro país dicha industria enfrenta uno de los más serios problemas en lo que se refiere a la contaminación de causas. El manejo de metales tóxicos como Cr, Cu, Ag, Cd, Pb, etc. y de compuestos venenosos como el CN^- , generan la necesidad de proteger al medio ambiente del envenenamiento por los mismos [87].

5 ESTADO DEL ARTE

Diferentes investigadores han desarrollado tecnologías avanzadas para la eliminación de especies de Cromo de las aguas residuales; dentro de los cuales se destacan estudios relacionados con precipitación química [68], adsorción [88], reducción biológica por bacterias [89], osmosis inversa [90], intercambio iónico [91], electrodiálisis [92], fotocátalisis [93] y filtración por membrana [94].

Un tratamiento no convencional y eficiente es la electrocoagulación, esta tecnología ha sido estudiada desde 1888, por el científico Webster en Londres, en 1906 se concedió la primera patente en Estados Unidos desarrollada por el científico alemán Dietrich; aunque no tuvo una gran acogida en la época debido a problemas financieros e incentivos [95]. Dentro de los últimos años, se han realizado estudios que apoyan la electrocoagulación como método viable para el tratamiento de efluentes líquidos de las industrias de galvanoplastia, metalúrgica, producción de Cromo, curtiembres, fertilizantes, producción de papel, agroindustrias, etc.

A continuación se muestran algunas de las plantas de electrocoagulación a nivel mundial para el tratamiento de aguas residuales industriales y/o domésticos

5.1 PLANTAS DE ELECTROCOAGULACIÓN

5.1.1 India

5.1.1.1 *BiotechServices*

ElectroCellPlant, es un proceso de electrocoagulación con el fin de desestabilizar los sólidos orgánicos e inorgánicos en suspensión dentro de los residuos de aguas residuales; esta planta consiste en tres partes, todas hechas de vidrio plástico reforzado [96]:

- Electrolisis de salmuera: Se prepara salmuera, la cual es electrolizada y conducida al tanque de equalización para mezclar los residuos del agua a tratar, donde los lodos son sedimentados y conducidos a un tanque de suspensión; el agua residual, mezclada con salmuera es conducida a la celda de electrocoagulación.

- Celda de electrocoagulación: El agua residual con salmuera electrolizada entra al proceso de electrocoagulación, el cual consta de dos electrodos que son de sacrificio y por lo tanto consumen menor energía, como los electrodos actúan como cátodos, no se oxidan y son más eficientes; el agua pasa a un proceso de óxido-reducción, generando gases, los cuales impulsan a los residuos hacia arriba, este proceso asegura la eliminación de petróleo, grasas y detergentes.
- Filtro de carbón activado: El agua tratada por electrocoagulación entra al filtro de carbón activado, donde la salmuera electrolizada es utilizada para la eliminación de patógenos; la calidad de las aguas residuales tratadas asegura una DBO de menos de 10ppm, el agua es cristalina y desinfectada y puede ser reciclada para otros usos como jardinería, lavado de autos, etc.

Figura 6. ElectroCellplant.



Fuente: [96]

Este tratamiento genera menos lodos, con menor humedad y por lo tanto menor contenido de agua, comparado con el proceso biológico convencional de lodos activados, es silencioso y no necesita de procesos químicos ni biológicos [96].

5.1.1.2 Global Enviro Systems

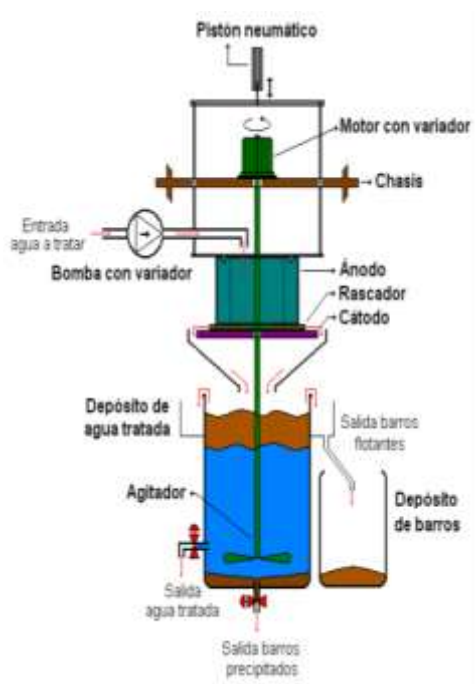
Esta planta de electrocoagulación permite la eliminación de DBO, DQO, sólidos suspendidos totales y sólidos suspendidos volátiles. Este tratamiento es útil para la eliminación del color en los efluentes textiles, o efluentes que contienen alta DQO y tratamiento de efluentes contaminados con metales pesados [97].

5.1.2 España

5.1.2.1 Proelec

El electrocoagulador diseñado es totalmente automático e incorpora una pantalla táctil que permite interactuar con todos los elementos del equipo. A través de la pantalla táctil permite fijar el amperaje a mantener según el caudal a tratar y el nivel de carga de éste; el equipo permite realizar la electrocoagulación en continuo de forma totalmente automática, el consumo de energía se adapta a las características fisicoquímicas del agua a tratar, el equipo permite tratar caudales desde 0,2m³/h hasta 50m³/h [98].

Figura 7. Proceso Proelec.



Fuente: [98]

Este equipo permite el tratamiento múltiple de contaminantes, produce pequeñas cantidades de lodos, no se requieren productos químicos, permite la eliminación de color y olor, es un tratamiento instantáneo, necesita poco espacio para su instalación, los rendimientos de eliminación de carga orgánica y nitrogenada, son superiores a los de un sistema físico químico convencional, sin la necesidad de dosificar y mezclar reactivos químicos, además la reducción de la contaminación por microorganismos es muy efectiva, debido a la formación de hipoclorito "in situ".[98].

5.1.3 Colombia

5.1.3.1 Hidropot

En el Quindío la empresa Hidropot desarrolló un sistema de purificación de agua para el consumo humano, pensando en el cuidado de la salud de las personas.

El cual consiste en un proceso de filtros y un proceso de electrocoagulación para purificar y potabilizar el agua, sin utilizar compuestos químicos [99].

El sistema electromecánico para la purificación de agua no potable, es una máquina sencilla que integra las partes mecánicas y eléctricas, para proporcionar un funcionamiento automático, todos los elementos que la conforman están unidos en una estructura metálica, que le confiere solidez y firmeza al equipo. El sistema de purificación está diseñado para tratar agua no potable, proveniente de diferentes fuentes, tales como acueducto veredal, pozo artesiano, bocatoma, nacimiento natural, sistema colector de agua lluvias, grandes reservas de agua en condominios. El agua que ingresa al equipo debe tener una clarificación previa por sedimentación de sólidos con el fin de obtener mayor eficiencia y duración de los componentes del mismo. El tratamiento que se realiza en el sistema de purificación, es un proceso tendiente a eliminar el 100% de las bacterias y microorganismos patógenos, retener los materiales grandes y las micropartículas en suspensión, además de mejorar las condiciones fisicoquímicas del agua como el olor, color, sabor, dureza, turbiedad [100].

La calidad del agua obtenida con este equipo, permite una amplia aplicación, además del consumo humano, en el sector agropecuario para la cría de cerdos, aves, bovinos; como también en los ordeños mecánicos para la limpieza de las incrustaciones en los ductos de conducción de la leche y destrucción de las bacterias, para garantizar la calidad del producto [100].

Figura 8. Electrocoagulador Hidropot.



FUENTE: [100]

A continuación se presentan los resultados de una revisión de investigaciones relacionadas con el objeto de estudio ("Evaluación de un proceso de electrocoagulación en un reactor tipo Batch para la remoción de Cromo hexavalente (Cr^{6+}) con electrodos de Aluminio – Aluminio y de Hierro - Aluminio en condiciones de laboratorio"). Los trabajos consultados son investigaciones recientes, con menos de quince años de realización, en ellos se citan datos relevantes al tema de investigación, los resultados y las conclusiones principales.

5.2 ESTUDIOS DE ELECTROCOAGULACIÓN A NIVEL INTERNACIONAL

Tabla 2. Estudios de electrocoagulación a nivel internacional.

AÑO	CIUDAD, PAÍS	TÍTULO	DESCRIPCIÓN	RESULTADOS Y CONCLUSIONES	FUENTE
2000	TIMISOARA, ROMANIA	Correlation between organic component and electrode material: consequences on removal of surfactants from wastewater.	En un reactor tipo Batch se estudió el efecto tensoactivo como componente orgánico en un agua residual simulada, con 9 electrodos de Al (4 ánodos, 5 cátodos) con configuración monopolar y operado bajo condiciones galvanostáticas.	La eficiencia del tratamiento de agua residual sintética alcanzó valores de 40 al 60%, bajo condiciones galvanostáticas, un tiempo de residencia de 10min, una temperatura media de 22°C y un pH inicial de 4,2; con una densidad de corriente aplicada entre 0,001 y 0,003A/cm ² .	[101]
2000	KOWLOON, CHINA	Electrocoagulation and electroflotation of restaurant wastewater.	Para tratar efluentes provenientes de un restaurante, se construyó una celda de electrocoagulación con electrodos de Al y Ti.	Luego del proceso de electrocoagulación, se observó una eficiencia de remoción entre el 67% y el 73%, con valores de pH ácidos menores a 4.	[102]
2001	OAK, USA	Electrocoagulation for magnetic seeding of colloidal particles.	El sistema de electrocoagulación se llevó a cabo en un reactor tipo Batch, con electrodos de Fe para remover iones	La concentración de hierro y la carga magnética se incrementa con la temperatura, el voltaje y la conductividad de la solución; la carga magnética disminuyó en presencia de otros iones, es	[103]

			de cobre.	decir que algunos cationes y aniones interfieren con la formación de magnetita, reduciendo la producción del coagulante dentro del proceso de electrocoagulación; las condiciones óptimas para la remoción de iones de cobre son: pH inicial entre 10-12, densidad de corriente entre 0,002 a 0,014A/cm ² y un tiempo de residencia de 15,67min.	
2002	CHIANG MAI, TAILANDIA	Electrocoagulation of some heavy metals.	El método de electrocoagulación se realizó para precipitar iones de plomo, cobre, cobalto, níquel, hierro, zinc y cromo, con 2 electrodos de aluminio conectados a una fuente de poder de corriente directa (DC), configuración monopolar y con agitación magnética.	Se prepararon las soluciones con agua desionizada y se ajustó el pH a ácido (4), neutral (7) y básico (10); La velocidad de remoción del Pb, Cu, Co, Ni, Fe y Zn fue mucho mayor a pH de 10. En los tres valores de pH se logró un porcentaje de precipitación del 99%, excepto para el Fe que fue de 98%. La máxima precipitación del Cr (VI) fue del 46%.	[104]
2004	BOMBAY, INDIA	Removal of arsenic from water by electrocoagulation.	Se evaluó el tratamiento de electrocoagulación para remover arsenito (As(III)) y arseniato (As(V)), a escala de laboratorio, en un reactor tipo Batch, con electrodos de Fe, Al y Ti.	Las eficiencias de remoción con diferentes materiales de electrodos siguen la secuencia: Hierro > Titanio > Aluminio. El proceso logró una eficiencia de remoción de más del 99% de arsénico, cumpliendo con el estándar de agua potable de 10 µg/L con electrodos de Fe. La remoción de As es rápida a densidades de corriente más altas, el pH no tuvo un efecto significativo en la eliminación de As(III) y	[105]

				As(V). El As(III) fue removido de manera más eficiente en la electrocoagulación que en la coagulación química; mientras que la remoción de As(V) tuvo una eficiencia similar entre la electrocoagulación y la coagulación química. Con electrodos de Ti, se obtuvo una remoción del 58% y con aluminio el 37%.	
2005	KOWLOON, CHINA	Removal of chromium (VI) from wastewater by combined electrocoagulation-electroflotation without a filter.	Diseño de un sistema combinado de electrocoagulación y electroflotación para reducir Cr (VI) a Cr(III) y luego para remover cromo total de agua residual, con electrodos de Al-Fe.	El aire ayuda a mejorar la coagulación de las partículas, las condiciones óptimas del tratamiento son: un tiempo de residencia de 1,2 horas, un pH entre 5 y 8, y un consumo de energía menor a 1KWh/m ³ ; y una eficiencia de remoción entre el 95 y el 98% de cromo total.	[57]
2006	KHARAGPUR, INDIA	Removal of trivalent chromium by electrocoagulation.	Para la separación de Cr(III), proveniente de un efluente de una curtiembre, se utilizó un reactor tipo Batch con agitación magnética y electrodos de hierro, y se agregó NaCl para aumentar la conductividad de la solución.	Al tratar 800ml de a solución, con un pH inicial de 3,4, una densidad de corriente de 48,78mA/cm ² , distancia de electrodos de 22mm y un tiempo de residencia de 40min, se obtuvo una eficiencia máxima de remoción de cromo trivalente del 99,8%. El cloruro de sodio no solo aumenta la conductividad de la solución, sino que tiene un impacto en la pasivación del electrodo y en la remoción de Cr(III), ya que se observó una disminución de la eficiencia de remoción al aumentar la concentración de NaCl como apoyo electrolítico.	[106]

2007	BEAUMONT, USA	Arsenic removal by electrocoagulation using combined Al-Fe electrode system and characterization of products.	En una celda de electrocoagulación tipo Batch, con agitación magnética, electrodos de hierro y aluminio, para separar arsénico del agua.	Se obtuvo una eficiencia de remoción de arsénico de 99,6% con electrodos de Fe-Fe y de Fe-Al, por otro lado se obtuvo una remoción del 97,8% con electrodos de Al-Al, luego de un tiempo de residencia de 1 hora y un pH inicial de 6.	[107]
2007	CIUDAD REAL, ESPAÑA	Tratamiento de aguas residuales industriales mediante electrocoagulación y coagulación convencional.	Para el tratamiento de aguas residuales industriales, se realizó un proceso de electrocoagulación con electrodos de aluminio y se realizó un proceso de coagulación con un agente coagulante $Al_2(SO_4)_3$	Los valores de pH alcalinos incrementan la velocidad de disolución en varios órdenes de magnitud. El modo de operación (continuo o discontinuo) influye de manera significativa en los resultados de los procesos de coagulación convencional y electroquímica. Este hecho se justifica en base a posibles diferencias en la especiación del aluminio cuando la dosificación se produce de forma instantánea o progresiva	[108]
2008	TÚNEZ, TÚNEZ	Behaivor of al electrodes in electrocoagulation process.	Celda de electrocoagulación tipo Batch, con electrodos de Al y agitación magnética	La eficiencia de remoción aumentó con el tiempo de residencia, la densidad de corriente fue directamente proporcional a la remoción; hubo una remoción del 100% al cabo de 75min.	[109]
2009	RUPNAGAR, INDIA	Electrocoagulation removal of Cr (VI) from simulated wastewater using response surface methodology.	Realización de un sistema de electrocoagulación a escala de laboratorio, para remover Cr (VI) con una concentración de 100mg/L, con electrodos de Al-Al.	Al acabar los 20 experimentos realizados, se obtuvo que la máxima eficiencia de remoción de Cr (VI) fue de 90,4% con 24V, un pH de 5, distancia de electrodos de 15mm, un tiempo de residencia de 24min y un consumo energético de 137,2 KWh/m ³ y se concluyó que los factores más importantes para la eficiencia de remoción	[110]

				son el voltaje y el tiempo de residencia.	
2011	TEHERAN, IRAN	Simultaneous removal of hexavalent chromium and nitrate from wastewater using electrocoagulation method.	La electrocoagulación se realizó en un reactor tipo Batch con 4 electrodos de Al-Al, con una configuración bipolar, conectados a una fuente de poder de corriente directa (DC) y con agitación magnética	Los resultados experimentales mostraron que la remoción de Cr (VI) y nitratos, aumentan con un crecimiento de la intensidad de corriente. Una concentración deseable de nitratos y Cr (VI) fueron realizados bajo un rango de pH entre 4 y 8 durante 120min; un aumento en el pH, disminuye la eficiencia de remoción de Cr (VI) y aumenta la eficiencia de remoción de nitratos. Durante el proceso de electrocoagulación, el Cr (VI) fue reducido y precipitado como $\text{Cr}(\text{OH})_3$. El 100% de remoción de Cr (VI) ocurrió al aplicar una corriente de 7,4A al cabo de 70min; el nitrato alcanzó una eficiencia de remoción del 100% con una corriente de 0,5 y 1A.	[111]
2011	VALENCIA, ESPAÑA	Tratamiento de disoluciones que contienen cromo hexavalente mediante electrocoagulación con ánodos de hierro.	En el experimento, se prepararon disoluciones de cromo hexavalente; para su remoción se plantean dos configuraciones de electrodos, monopolar (1electrodo de acero inoxidable y 3 electrodos de hierro) y bipolar (2 cátodos de acero inoxidable y 2 ánodos de hierro)	Tanto el pH como la concentración de NaCl son dos factores que tienen una gran influencia en el proceso de electrocoagulación del Cr (VI). La reducción del Cr (VI) a Cr(III) está favorecida a pH bajos, mientras que la precipitación de los hidróxidos de hierro y cromo está favorecida a pH elevados. El incremento de la concentración de NaCl en la disolución, además de favorecer la disolución del ánodo, aumenta la conductividad de la disolución y, por tanto, disminuye el voltaje	[24]

				de operación derivando en un menor consumo energético. La configuración de los electrodos (monopolar o bipolar) no influye de forma significativa en el proceso de electrocoagulación del Cr (VI).	
2011	MEXICO DF, MEXICO	Revisión de variables de diseño y condiciones de operación en la electrocoagulación.	En este documento se presenta una revisión bibliográfica sobre los fundamentos teóricos más importantes de la electrocoagulación, se analizan algunos diseños y se muestran los resultados más relevantes al aplicarla al tratamiento de agua para la remoción de diversos contaminantes de origen orgánico e inorgánico.	La electrocoagulación funciona adecuadamente como una tecnología alterna en el tratamiento de aguas residuales y agua potable; se recomienda que en futuras investigaciones se definan, además de los contaminantes que se pretenden remover, de manera clara y completa el control de variables de operación de mayor relevancia en los procesos electroquímicos, como son el voltaje, la densidad de corriente, el material de los electrodos, la distancia entre los electrodos, el tipo de conexión entre éstos, su tamaño y área activa, así también se deben establecer las características fisicoquímicas del electrolito como son el pH, la conductividad y la temperatura, además se deben definir claramente las condiciones de flujo y tiempos de residencia, ya que de éstos depende su factibilidad de ser aplicados a grandes escalas.	[112]

2013	DUBAI, EMIRATOS ARABES	Characterization of the removal of chromium (VI) from groundwater by electrocoagulation.	Se tomaron muestras de agua subterránea y se agregaron concentraciones de dicromato de potasio. En un reactor tipo Batch cilíndrico, con agitación magnética y electrodos de Fe y/o Al, se realizó el tratamiento de esta solución para la reducción de diferentes concentraciones de cromo hexavalente.	Para tratar 1L de agua subterránea, se necesitaron 3 minutos para que la electrocoagulación alcanzara el 100% de remoción de cromo total del agua con electrodos de hierro, mientras que al usar electrodos de aluminio se necesitó de un tiempo de retención de 10 minutos para la remoción del 100%. La presencia de sulfatos y cloruros en el agua subterránea, mejoró la disolución del ánodo de sacrificio, aumentando así la eficiencia de remoción del cromo a un bajo tiempo de residencia. La tasa de eliminación del cromo aumenta si la densidad de corriente es alta, sin embargo un aumento adicional en la densidad de corriente no es beneficioso, ya que la concentración de cromo parecía ser el factor limitante, y la mayoría de energía añadida sería transferida a calentar el contenido del reactor.	[113]
2013	LONDRES, REINO UNIDO	Improvement of electrocoagulation process on hexavalent chromium removal with the use of polyaluminium chloride as coagulant.	El estudio se realizó en un tanque con 4 electrodos de aluminio, con agitación magnética y configuración monopolar, para remover Cr (VI).	<p>Fase 1: La eficiencia de remoción de Cr (VI) es dependiente del pH; la máxima remoción de Cr (VI) fue de 78,8% a un pH inicial de 3, una concentración inicial de 50mg/L y una densidad de corriente de 12,5 mA/cm²</p> <p>Fase 2: Al agregar polialuminio de cloro, en el proceso de electrocoagulación, se obtuvo una eficiencia de remoción del 96,4% a un pH inicial de 7, una</p>	[114]

				<p>concentración inicial de 50mg/L y una densidad de corriente de 8,33mA/cm². La adición del polialuminio de cloro al proceso de electrocoagulación, disminuye considerablemente el consumo de energía.</p> <p>Fase 3: Los valores óptimos para el tratamiento de Cr (VI), con un pH inicial de 5, una densidad de corriente de 8,33mA/cm², una concentración inicial de 50mg/L, un tiempo de residencia de 40min y una concentración de polialuminio de cloro de 1000mg/L, para una remoción del 87,27% de Cr (VI).</p>	
2013	SANTIAGO DE QUERÉTARO, MÉXICO	Remoción de cromo hexavalente por medio de electrocoagulación.	Para la separación de Cr (VI) a condiciones de laboratorio, se utilizó un reactor tipo Batch, con ánodo de aluminio y cátodo de hierro, conectados en paralelo, con configuración monopolar.	<p>En este proyecto se determinaron las condiciones de operación de un sistema de electrocoagulación con un prototipo de 10 litros, alcanzando una máxima eficiencia de remoción del 70%, con un voltaje de 14V, un tiempo de residencia de 30min, una densidad de corriente de 3,3mA/cm², 6 placas de aluminio y 6 placas de hierro y una distancia entre electrodos de 1cm; las variables que tienen mayor influencia en la eficiencia de remoción de Cr (VI) son el tiempo de reacción y la distancia entre electrodos (a mayor tiempo de residencia y menor distancia entre electrodos, mayor eficiencia de remoción). La acumulación de burbujas en los electrodos debe ser minimizada debido a que aumenta la residencia.</p>	[115]

2014	DUBAI, EMIRATOS ARABES	An electrocoagulation column for groundwater purification.	Se elaboró una columna de electrocoagulación, con electrodos de Fe-Fe, agitación magnética y aireación, para el tratamiento de aguas subterráneas y reducir las concentraciones de cromo hexavalente y otros iones dentro de los límites para agua potable.	La eficiencia de remoción de Cr (VI) fue inversamente proporcional a la tasa de flujo de entrada y directamente proporcional a la densidad de corriente aplicada, con una eficiencia de remoción del 100% con una densidad de corriente de 7,61 mA/cm ² y un caudal de entrada de 8,30 ml/min; así mismo se lograron tener eficiencias del 74%, 70%, 59%, 44% y 33% para cobre, zinc, estroncio, magnesio y manganeso, respectivamente. La eliminación de cromo por electrocoagulación tiene un mecanismo complicado que es muy sensible a pH de la solución, ya que afecta las vías de reacción y la formación de compuestos intermedios; se recomienda mantener un pH entre 5 y 8.	[116]
------	------------------------	--	---	---	-------

2014	BERLIN, ALEMANIA	Electrocoagulation of colloidal biogenic selenium.	En un reactor Tipo Batch, con electrodos de Al-Al y Fe-Fe, agitación magnética y condiciones galvanostáticas, se separó Se(0) coloidal proveniente de <i>Pseudomonasfluorescens</i> , a condiciones de laboratorio.	Al aplicar una corriente de 200mA, un volumen de 500ml de Se(0) coloidal y un tiempo de residencia de 60 min, se obtuvo una eficiencia de remoción del 97% con electrodos de hierro, mientras que el aluminio alcanzó una eficiencia de remoción del 88%; lo cual indica que es más eficiente utilizar electrodos de hierro para la sedimentación de Se(0) coloidal. La variación del pH estuvo entre 7 y 11; los electrodos de hierro, produjeron un pH más alto que el aluminio, contribuyendo a la formación de hidróxidos; ya que el pH influye en la especiación de Fe y Al durante el proceso de electrocoagulación.	[117]
2014	BERLIN, ALEMANIA	Effect of operational parameters on heavy metal removal by electrocoagulation.	El experimento se realizó en un reactor tipo Batch, con todas las combinaciones posibles de los electrodos de Al y Fe, con el fin de remover metales pesados provenientes de un efluente de la industria del electroplatinado (Cr, Cu, Pb, Ni, Zn).	Los electrodos de Fe, son los ideales para tratar un efluente de la industria de electroplatinado, a comparación de las otras combinaciones de electrodos (Al-Al, Fe-Al, Al-Fe), debido a que la eficiencia de remoción de metales fue de 96,2%, 96,4%, 99,9%, 98% y 99% para cromo, níquel, zinc, cobre y plomo respectivamente, con un tiempo de residencia de 30min, un pH inicial de 8, un voltaje de 8V, un espacio entre electrodos de 1cm y un área efectiva de 40cm ² . La eficiencia de remoción crece con el aumento de la corriente aplicada y el área superficial del electrodo, sin embargo ésta decrece cuando aumenta la	[118]

				<p>distancia entre electrodos. La electrocoagulación es una técnica eficiente y efectiva para remover metales pesados de efluentes de la industria del electroplatinado.</p>	
2014	LIMA, PERÚ	<p>Evaluación de la eficiencia de una celda de electrocoagulación a escala laboratorio para el tratamiento de aguas.</p>	<p>Se tomaron muestras provenientes de la industria de pinturas y pegamentos y se trataron en un reactor tipo Batch, con 10 electrodos conectados a una fuente de poder de corriente directa (DC) con configuración monopolar.</p>	<p>Se determinó una eficiencia de remoción de DQO entre el 87% y el 90%, cumpliendo con la normativa ambiental vigente; Los valores óptimos de operación se obtuvieron a una intensidad de corriente de 5 amperios, un pH neutral de 7,12 y un tiempo de residencia de 15min; el lodo residual en el proceso de electrocoagulación es mucho más compacto, con menor cantidad de agua que un lodo fisicoquímico convencional. La electrocoagulación es un proceso efectivo para la remoción de contaminantes, siendo una alternativa viable para su aplicación en Perú.</p>	[119]

5.3 COSTOS

Se ha estimado que los costos de operación para tratar agua residual con contenidos de sólidos suspendidos totales, grasas y aceites, níquel, zinc y fósforo, por electrocoagulación y un caudal de 5 Galones por minuto (GPM), es de US\$1.500 al año, mientras que los costos para tratar la misma agua residual por medio de coagulación química es del orden de US\$ 45.000 por año, para un ahorro anual del orden de US\$ 43.500 cuando se aplica electrocoagulación en lugar de coagulación química. Estos costos no incluyen transporte y disposición de lodos ni mano de obra [120].

Cuando se compara la coagulación con alumbre y la electrocoagulación, este último tratamiento produce 83% menos volumen de lodos que el primero, lo cual representa diferencias significativas en los costos del transporte y disposición final de los lodos [120].

Los costos de operación dependen en buena medida del material de los electrodos. Por ejemplo, cuando se trata el agua residual de la industria textil por electrocoagulación con electrodo de hierro como electrodo de sacrificio, los costos de operación son del orden de US\$0.1 por kg de DQO removido y cuando el electrodo de sacrificio es de aluminio, su costo de operación es del orden de US\$0.3 por kg de DQO removido [121].

6 MARCO LEGAL

6.1 NACIONAL

6.1.1 Decreto 1594 de 1984 – Ministerio de Agricultura

Los únicos artículos vigentes son los 20 y 21, donde se consideran las sustancias de interés sanitario, dentro de las cuales se encuentra el Cromo, Cadmio, Arsénico, Plomo, Selenio, entre otras [122].

6.1.2 Decreto 3930 de 2010 – Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial

El cual establece las disposiciones relacionadas con los usos del recurso hídrico, el Ordenamiento del Recurso Hídrico y los vertimientos al recurso hídrico, al suelo y a los alcantarillados. Se establece la destinación genérica de las aguas superficiales, subterráneas y marinas, y se tienen en cuenta los usos del agua, tales como uso industrial (como procesos manufactureros), navegación y transporte acuático, recreativo, consumo humano y doméstico, maricultura y acuicultura, estético, pesca, agrícola y pecuario. En cuanto a la reglamentación de vertimientos, la autoridad competente podrá reglamentarlos de acuerdo con el Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico, con el fin de obtener un mejor control e la calidad de los cuerpos de agua [7].

6.1.3 Resolución 0631 de 2015 – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

La cual establece los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público [123].

Teniendo en cuenta la clasificación del tipo de agua residual (aguas residuales domésticas y aguas residuales no domésticas – provenientes de actividades industriales comerciales o de servicios, distintas a las que constituyen aguas residuales domésticas), se determinaron los parámetros y valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales, según la clasificación por sectores y actividades productivas del país del agua residual no doméstica, tales como las actividades de la agroindustria y ganadería, minería, hidrocarburos, producción de

alimentos y bebidas, fabricación y manufactura de bienes, servicios y otras actividades [123].

En el capítulo VI se fijan los parámetros fisicoquímicos y sus valores máximos permisibles en los vertimientos puntuales de aguas residuales no domésticas a cuerpos de aguas superficiales y en el capítulo VIII, se fijan los parámetros fisicoquímicos y sus valores máximos permisibles en los vertimientos puntuales de aguas residuales no domésticas al alcantarillado público, teniendo en cuenta los sectores productivos del país. Dentro de las actividades de fabricación y manufactura de bienes se encuentra la fabricación de artículos de piel, curtido y adobo de pieles; el valor máximo permisible para verter Cromo a un cuerpo de agua superficial o al alcantarillado público es de 1,5 mg/L [123].

Nota: No se cuenta con un valor máximo permisible para verter Cromo hexavalente, en ningún sector o actividad productiva contemplados en el Anexo 2 de la Resolución 0631 de 2015; únicamente se tiene en cuenta el valor máximo permisible de Cromo total para algunas actividades.

6.2 REGIONAL

6.2.1 Acuerdo 08 de 2004 – Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca

El cual define las concentraciones máximas de vertimiento a un cuerpo de agua generado por la industria de curtido de pieles en áreas de jurisdicción de la CAR; teniendo en cuenta el tipo de tratamiento del efluente de la curtiembre (tratamiento físico-químico o biológico), se fijan los valores máximos permisibles [124].

Para ambos tratamientos, la concentración de Cromo total debe ser menor a 0,01mg/L para ser vertido a un cuerpo de agua. Si se van a disponer los lodos generados en el sistema de tratamiento de aguas residuales de la industria de curtido de pieles, para ser usadas como abono deberá tener en base al peso seco 3.000 mg de Cromo/Kg, y para aplicaciones agrícolas deberá tener en base al peso seco 1.500 mg de Cromo/Kg [124].

Nota: No se cuenta con un valor máximo permisible para verter Cromo hexavalente.

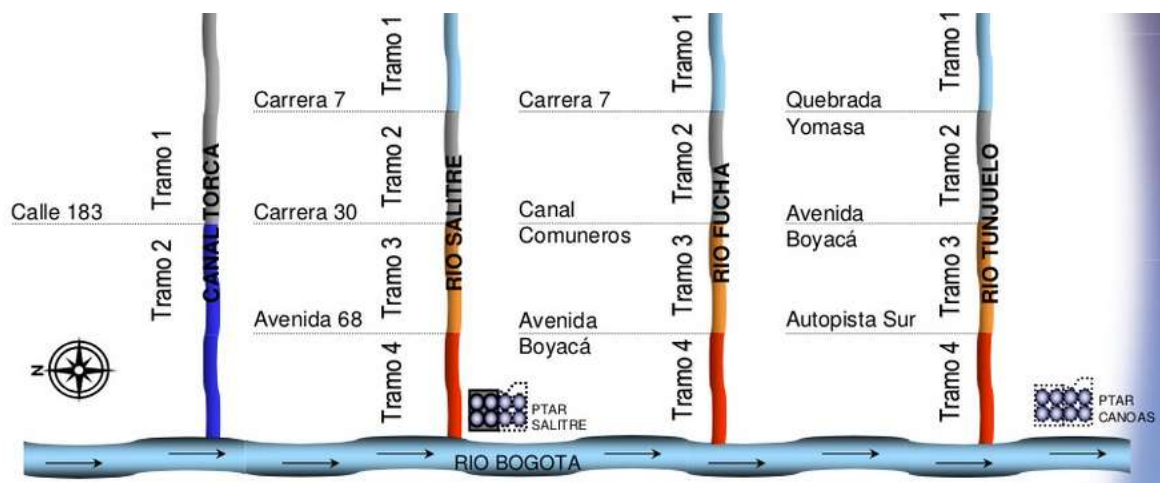
6.3 DISTRITAL

6.3.1 Resolución 3956 de 2009 – Secretaría Distrital de Ambiente

Se establece la norma técnica, para el control y manejo de los vertimientos realizados al recurso hídrico en el perímetro urbano en Bogotá D.C., al tiempo fija los índices, factores, concentraciones o estándares máximos para su vertido [125].

Dentro de los valores de referencia para los vertimientos a corrientes principales para cada tramo en particular definido por la autoridad ambiental competente, se encuentran valores máximos de Cromo hexavalente y Cromo total para el tramo 1 de 0,5mg/L y 0,015mg/L respectivamente (Ver nota); para los tramos 2, 3 y 4 se establece el mismo valor del tramo 1 para Cromo hexavalente, y para Cromo total de 0,02mg/L [125].

Figura 9. Tramos definidos en la Resolución 5731 de 2008 de la Secretaría Distrital de Ambiente.



Nota: La resolución 3956 de 2009 presenta discrepancias al fijar las concentraciones permisibles para vertimiento de aguas contaminadas con Cromo hexavalente y Cromo total al recurso hídrico, debido a que dentro del Cromo total se encuentra incluida la concentración de Cromo hexavalente y el valor fijado en la resolución para Cromo total es menor que la concentración de Cromo hexavalente. Como esta norma presenta incongruencias, no se tomará para realizar los análisis de resultados.

6.3.2 Resolución 3957 de 2009 – Secretaría distrital de ambiente

Determina la norma técnica, para el control y manejo de los vertimientos realizados a la red de alcantarillado público en el Distrito Capital [126].

Los vertimientos deben presentar características físicas y químicas iguales o superiores a los valores de referencia establecidos en la Resolución 3957 de 2009; dentro de los valores máximos permisibles de Cromo hexavalente y Cromo total son de 0,5mg/L y 1mg/L respectivamente [126].

6.4 INTERNACIONAL

6.4.1 Directrices para la calidad del agua potable – Organización Mundial de la Salud

Estas guías proporcionan las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud (OMS) para gestionar el riesgo de sufrir daños que puedan comprometer la seguridad del agua potable. Las recomendaciones deben ser consideradas en el contexto de la gestión del riesgo de otras fuentes de exposición a estos riesgos, tales como residuos, aire, alimentos y productos de consumo [127].

En el capítulo 8 se establecen los valores de referencia para los productos químicos de origen natural que son de importancia para la salud en el agua potable. Dentro de éstos se encuentra el Cromo total, con un valor máximo permisible de 0,05mg/L, sin embargo éste valor guía es provisional debido a incertidumbres en las bases de datos de salud [127].

6.4.2 Regulaciones de California relacionados con el agua potable, Título 22, División 4, Capítulo 14, Artículo 3 de 2013

Establece los valores máximos permisibles para químicos inorgánicos que deben cumplir los sistemas públicos de agua; el nivel máximo de Cromo es de 0,05 mg/L y para Cromo hexavalente es de 0,01 mg/L. También se plantean las mejores tecnologías para el tratamiento de aguas contaminadas con químicos inorgánicos; para el Cromo hexavalente, se plantean los siguientes tratamientos: Reducción a Cromo III antes de un proceso de coagulación/filtración, intercambio iónico y ósmosis inversa [128].

7 METODOLOGÍA

A continuación se presentan los materiales y procedimientos utilizados para el desarrollo de esta tesis de grado, la cual se realizó en los laboratorios de la Universidad Santo Tomás y los laboratorios de la Universidad Autónoma de Colombia de la facultad de Ingeniería Ambiental.

7.1 MONTAJE EXPERIMENTAL

En este trabajo de grado se utilizó un reactor discontinuo, en la tabla 3 se muestran las características de diseño de la celda de electrocoagulación, además en las Figuras 9 y 13, se muestra un esquema y el montaje experimental realizado el cual consta de las siguientes partes:

- *Reactor:* El reactor de electrocoagulación del montaje que se muestra en la Figura 13 es de vidrio, tiene forma rectangular, y sus dimensiones son 11 cm de largo x 11 cm de alto x 16 cm de ancho; su capacidad máxima es de 1,9L, cuenta con un borde de madera con ranuras fijas para sujetar los electrodos, quedando éstos a 2 cm del fondo del reactor, se utilizó un volumen del agua a tratar de 1L.
- *Fuente de alimentación:* Es una fuente regulada de corriente continua (DC) de la marca BAKU BK-305D, con un rango de voltaje de 0 a 30 Voltios y un rango de corriente de 0 a 5 Amperios.
- *Multímetro:* El multímetro digital DT9205A y soporta un máximo de 1000 V y 20 A.
- *Electrodos:* Los electrodos empleados son de aluminio y de hierro, sus dimensiones son 9 cm de ancho x 9 cm de largo x 0,1 cm de espesor; éstas medidas se escogieron de acuerdo a la revisión bibliográfica y al tamaño del reactor; tienen forma de “T” para poderlos sujetar en el reactor. Los electrodos presentan una superficie de contacto de 40,5 cm².
- *pH-metro:* Se utilizó un pH-metro digital portátil HANDYLAB con el fin de medir el pH del agua a tratar durante el proceso de electrocoagulación.
- *Agitador magnético:* Es un agitador magnético marca E&Q, con una velocidad máxima de 1700rpm; éste se utilizó en todos los ensayos a una velocidad de agitación constante de 390rpm.

Tabla 3. Características de diseño de la celda de electrocoagulación.

Celda electroquímica	Altura	11 cm
	Ancho	16 cm
	Profundidad	11 cm
	Ranuras para la separación entre electrodos	0,5 cm
Electrodos	Altura	9 cm
	Ancho	9 cm
	Espesor	0,1 cm
Pestañas de los electrodos	Altura	1 cm
	Ancho	12 cm
Fuente de corriente directa	Rango de voltaje	0 a 30 V
	Rango de amperaje	0 a 5 A

Figura 10. Esquema general de la celda de electrocoagulación.

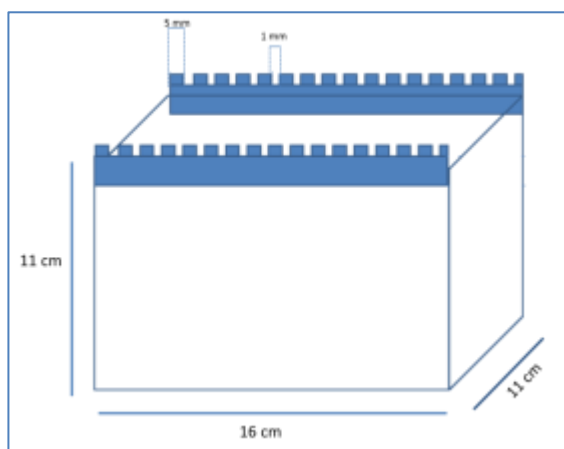


Figura 11. Fuente regulable y multímetro.



Figura 12. Electrodo



Figura 13. pH-metro y agitador magnético.



Figura 14. Montaje experimental.



7.2 DEFINICIÓN DE LA TÉCNICA DE MEDICIÓN DE CROMO HEXAVALENTE

Se realizó una revisión bibliográfica para identificar las técnicas de medición de cromo hexavalente en aguas:

Espectroscopia de rayos X: La cual consiste en excitar los electrones de las capas interiores del átomo del Cromo con irradiación de rayos X, para que posteriormente sean desplazados y generen una emisión de radiación X, con longitudes de onda características de los átomos presentes en la muestra [129].

Colorimetría: Se basa en la reacción del Cromo hexavalente con 1,5-difenilcarbazida en medio ácido, lo que produce la formación de un compuesto desconocido color rojo violeta, este puede ser medido con un espectrofotómetro UV-visible [32].

Técnicas de pre-concentración de Cromo mediante el ICP-MS: Es una técnica de espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente, donde la muestra líquida es transformada en aerosol gracias a la acción del gas Argon; este aerosol es ionizado con el plasma, los iones transformados pasan al espectrofotómetro, donde son separados y dirigidos a un detector para medir su concentración [130].

Teniendo en cuenta la disponibilidad de equipos dentro de la Universidad Santo Tomás y los convenios con otras universidades para el préstamo de equipos, se concluyó que la técnica para medir cromo hexavalente es la técnica de colorimetría, con medición de cromo hexavalente en un espectrofotómetro UV-visible.

Estas mediciones se llevaron a cabo en el laboratorio de Química Ambiental de la facultad de Ingeniería Ambiental en la Universidad Autónoma de Colombia. El total de las pruebas dentro del laboratorio tuvieron un tiempo de duración de 25 días no continuos aproximadamente, comprendido entre el 4 de Mayo y un tiempo durante un periodo comprendido entre los días 27 de abril y 28 de Mayo, tiempo durante el cual el préstamo de los laboratorios fue garantizado junto con algunos de los implementos con los que no se contaba, así como también equipos necesarios para el desarrollo de la investigación

Es importante destacar que el manejo de los equipos dentro del laboratorio de Química Ambiental, fue supervisado por la Ingeniera Wendy Cerezo, actual laboratorista de la facultad de Ingeniería Ambiental de la Universidad Autónoma de Colombia.

7.3 PREPARACIÓN DE SOLUCIONES DE Cr (VI)

Se trabajó con soluciones de Cr (VI) preparadas a partir de $K_2Cr_2O_7$ (Dicromato de potasio), para obtener una concentración inicial conocida y similar a la de un efluente industrial, se calculó el factor gravimétrico, utilizando la siguiente ecuación:

$$\text{Factor gravimétrico} = \frac{\text{Peso del Cr en } K_2Cr_2O_7}{\text{Peso molecular del } K_2Cr_2O_7} = \frac{\text{Masa de Cr}}{\text{Masa de } K_2Cr_2O_7}$$

$$\text{Factor gravimétrico} = \frac{103,992 \text{ g/mol}}{294,185 \text{ g/mol}}$$

El $K_2Cr_2O_7$ se calentó en un horno a 100°C durante una hora, con el fin de eliminar la humedad que el reactivo pudo haber adquirido. Posteriormente se disolvió el reactivo en agua desionizada y es envasado en un recipiente de color ámbar, debido a que la solución preparada es fotosensible y puede cambiar sus propiedades, pues el agua preparada puede reducirse y cambiar la concentración de cromo hexavalente.

- *Solución de Cr (VI), 500 mg/L:* En un matraz aforado de 1000ml, se disuelven 1,414g de $K_2Cr_2O_7$ previamente secados en el horno, en un litro de agua desionizada.

7.4 CUANTIFICACIÓN DE CROMO HEXAVALENTE POR COLORIMETRÍA Y ESPECTROFOTOMETRÍA UV-VISIBLE

7.4.1 Solución de reserva de cromo hexavalente

Para preparar la solución de reserva de Cr (VI), se pesaron 141,4 mg de $K_2Cr_2O_7$, luego se disolvieron en un balón aforado de capacidad de 1000ml con agua destilada, y se obtuvo una concentración de Cr (VI) de 50mg/L.

7.4.2 Solución patrón de Cr^{6+}

Se tomaron 10 ml de la solución de reserva con una pipeta aforada, se llevaron a un balón aforado de 100 ml, completando el aforo con agua destilada, obteniendo así una concentración de Cr^{6+} de 5 mg/L.

7.4.3 Preparación de patrones para la curva de calibración

Con siete balones aforados de 50 ml, enumerados desde el número 1 al 7, se agregaron volúmenes de 0; 0,5; 1; 2; 5; 10 y 20 ml de la solución patrón de cromo hexavalente, con pipetas aforadas; al balón #1 no se adicionó solución patrón ya que este es el blanco, y se aforó con agua desionizada. Para acidificar la muestra, y obtener el desarrollo óptimo del color, se agregaron 2 gotas de ácido sulfúrico (H_2SO_4) y según el Standard Methods, se adicionaron 2ml de solución 1,5 difenilcarbazida en acetona, se agitó y se esperaron entre 5 y 10 minutos para obtener el desarrollo del color rojo-violeta como se muestra en la Figura 15.

Figura 15. Vista general de patrones para la curva de calibración.



Posteriormente se calcularon las concentraciones de $K_2Cr_2O_7$ y Cr^{6+} de los patrones para la curva de calibración mediante la siguiente fórmula:

$$[p] = \frac{[S_p] \times V_{up}}{\text{Volumen del balón}}$$

$[p]$: Concentración en los patrones

$[S_p]$: Concentración de la Solución patrón (5 mg/L de Cr^{6+})

V_{up} : Volumen utilizado de la solución patrón

Volumen del balón (50 ml)

7.4.4 Curva de calibración

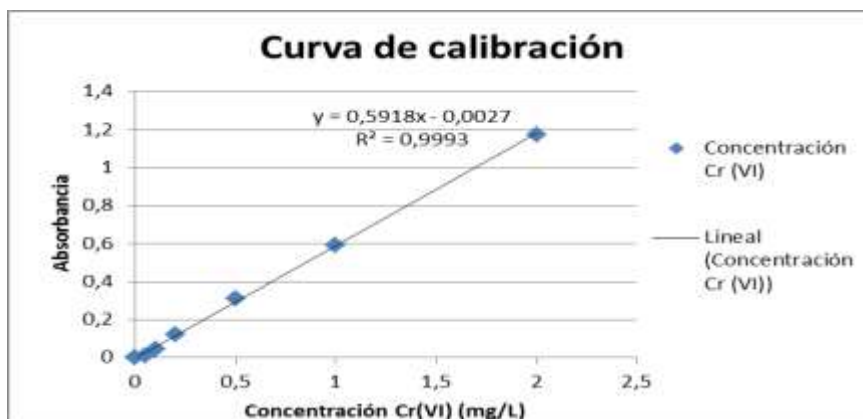
Se realizó la lectura de la transmitancia a 540 nm en el espectrofotómetro ThermoScientificGenesys 20 y se calculó la absorbancia, obteniendo los siguientes resultados:

Tabla 4. Resultados obtenidos para realizar la curva de calibración.

# Balón	volumen solución patrón (ml)	concentración $K_2Cr_2O_7$ (mg/L)	Concentración Cr^{6+} (mg/L)	% Transmitancia	Absorbancia
1	0	0	0	100	0
2	0,50	0,14	0,05	97,5	0,01
3	1,00	0,28	0,10	89,8	0,05
4	2,00	0,57	0,20	75,5	0,12
5	5,00	1,41	0,50	48,8	0,31
6	10,00	2,83	1,00	25,5	0,59
7	20,00	5,66	2,00	6,7	1,17

Luego se elaboró la curva de calibración, graficando la concentración de Cr^{6+} Vs Absorbancia, se calculó la pendiente, el punto de corte y el coeficiente de correlación.

Figura 16. Curva de calibración.



$$Concentración_{Cr(VI)} = \frac{Absorbancia - 0,0027}{0,5918} * 10$$

7.4.5 Cuantificación

Se introduce la muestra con los reactivos en el espectrofotómetro, se calcula la absorbancia y se reemplaza en la ecuación de la recta de la curva de calibración para obtener la concentración de la muestra, si la muestra tiene color, es necesario medir la absorbancia de la muestra inicial sin los reactivos, y poder corregir la curva de calibración; para ello se calcula la absorbancia corregida y luego es introducida en la ecuación de la curva de calibración.

$$A_c = A_r - A_b$$

A_c : Absorbancia de la muestra corregida.

A_r : Absorbancia de la muestra con los reactivos.

A_b : Absorbancia de la muestra sin los reactivos.

7.5 DISEÑO EXPERIMENTAL

Este estudio se centró en el tratamiento para la remoción de Cr^{6+} en el agua para determinar los efectos de los parámetros básicos de funcionamiento en el rendimiento del sistema de electrocoagulación. Por lo tanto fue investigada la concentración de Cr^{6+} en términos de material de los electrodos, distancia entre electrodos, pH inicial y tiempo de residencia, con el fin de determinar las condiciones óptimas de funcionamiento para una remoción máxima de Cr^{6+} .

Para realizar el diseño experimental se preparó una dilución con 20 ml de la solución preparada de Cr^{6+} (500 mg/L) y se aforó con agua destilada hasta 1000 ml, obteniendo una concentración inicial de 10 mg/L de Cr^{6+} , además se agregó 1 g de sal común con el fin de aumentar la conductividad del agua y obtener una mayor eficiencia.

Como la solución inicial no entra en el rango de concentración de la curva de calibración, fue necesario diluir 10 veces, con el fin de que entre en el rango de la curva; es decir que luego de calcular la concentración con la ecuación de la curva de calibración, se debe multiplicar por 10 para que obtener la concentración real. Para diluir 10 veces, se tomaron 5 ml de la solución inicial o final y se aforó hasta 50 ml con agua destilada; posteriormente se agregaron 2 gotas de H_2SO_4 y 2ml de 1,5 difenilcarbazida en acetona, al cabo de 10 minutos se midió el porcentaje de transmitancia, se calculó la absorbancia y la concentración de cada muestra.

Todos los experimentos realizados en esta tesis fueron ejecutados con los electrodos ubicados en serie y conectados con una configuración bipolar. Para evaluar el material de los electrodos, distancia entre electrodos y pH inicial, se tomó un tiempo de residencia de 30 minutos y con el fin de evaluar el comportamiento dentro del electrocoagulador, para los ensayos de tiempo de residencia, se tomaron 40 minutos.

Además se realizó el cálculo de la eficiencia de remoción de Cr^{6+} , mediante la siguiente ecuación:

$$E = \frac{Cr_0 - Cr_n}{Cr_0} * 100$$

E: Eficiencia del reactor (%)

Cr_0 : Concentración de Cromo hexavalente en la solución sintética (mg/L).

Cr_n : Concentración de Cromo hexavalente en el efluente (mg/L).

7.5.1 Material de los electrodos

La eficiencia de los electrodos de Al y Fe y sus posibles combinaciones, fueron evaluados para determinar la eficiencia de remoción de Cr^{6+} , para ello se realizaron 3 experimentos de la siguiente manera: 4 electrodos de aluminio; 4 electrodos de hierro; 2 electrodos de aluminio y 2 electrodos de hierro, ubicados de forma intercalada (Al-Fe-Al-Fe). Todos los ensayos se realizaron con un pH inicial de 6.

7.5.2 Distancia entre electrodos

Luego de calcular la eficiencia de remoción del material de los electrodos, se determinó la mejor configuración, posteriormente se realizaron experimentos con esa configuración a diferentes distancias entre electrodos: 0,5cm; 1,0cm y 1,5cm, con el fin de evaluar cuál distancia es la óptima para realizar el proceso de electrocoagulación con esa configuración de electrodos. Estos ensayos se realizaron con un pH inicial de 6.

7.5.3 Variación de pH inicial

Luego de haber calculado la eficiencia de remoción según la distancia entre electrodos, se evaluó el pH de la solución inicial, para ello el pH fue ajustado a un valor deseado, utilizando NaOH y H_2SO_4 variándolo entre 4 y 8, teniendo en cuenta que el pH original del agua a tratar es de 6. Inicialmente se prepararon dos soluciones a 0,02 N de H_2SO_4 y NaOH, con el fin de ajustar el pH de la solución inicial de la siguiente manera: 4, 6 y 8 unidades de pH.

7.5.4 Tiempo de residencia

Después de calcular la eficiencia de remoción con los pH evaluados, y obtener el pH óptimo para el proceso de electrocoagulación, se evaluó el efecto del tiempo de residencia en la eficiencia del tratamiento, para ello se tomaron muestras cada 10 minutos, hasta completar 40 minutos. Al finalizar, se evaluaron las eficiencias de remoción con respecto al tiempo de residencia y se determinó el óptimo para el proceso de electrocoagulación.

7.6 VERIFICACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DEL REACTOR

Teniendo en cuenta las condiciones óptimas de operación, se realizó un último experimento con un agua residual proveniente de una curtiembre ubicada en el barrio San Benito de la ciudad de Bogotá; la cual tiene una concentración inicial de Cr^{6+} de 18,58 mg/L y un pH inicial de 4,2. Es importante mencionar que la concentración inicial del agua proveniente de curtiembre es baja, ya que el día de la toma de muestra in situ, el propietario de la empresa, manifestó que durante los últimos meses no se han llevado a cabo procesos de curtido, debido a que la demanda de producción se ha visto afectada por cambios en los mecanismos de exportación del cuero, en donde sólo se está exportando materiales vírgenes, minimizándose de manera significativa la actividad de curtiembres presente en

esta zona de Bogotá. De igual manera, esta muestra pudo ser captada, gracias a un pequeño pozo de residuos que tiene la planta, el cual no había sido eliminado por condiciones internas de la empresa.

Debido a que la muestra de la curtiembre poseía color azul oscuro, fue necesario realizar la corrección de la curva de calibración, para ello se midió la absorbancia de la muestra sin reactivos y de la muestra con reactivos, posteriormente se hizo el cálculo para obtener la absorbancia corregida e introducirla en la curva de calibración de la siguiente manera:

$$y = 0,5918x + 0,0027 + A_c$$

y : Absorbancia

x : Concentración de Cr^{6+} mg/L

A_c : Factor de corrección de absorbancia

Para evaluar el comportamiento del electrocoagulador con un agua residual industrial, se tomaron muestras cada 10 minutos y se evaluaron las eficiencias de remoción de Cr^{6+} .

También se realizó el cálculo de desgaste de los electrodos para el experimento con agua residual proveniente de la curtiembre, para ello se pesaron las placas al inicio y al final de los electrodos y se determinó el porcentaje de desgaste de cada placa; para pesar las placas al finalizar el proceso de electrocoagulación es necesario limpiarlas con agua destilada y secarlas.

Al finalizar el proceso, se calculó la eficiencia de remoción y se comparó el agua tratada con la norma ambiental vigente.

8 RESULTADOS

A continuación se presentan los resultados más destacables obtenidos a partir de cada una de las experiencias realizadas; específicamente se estudió el material de los electrodos, distancia entre electrodos, variación de pH, y tiempo de residencia, teniendo en cuenta las eficiencias de remoción del cromo hexavalente en agua preparada con concentraciones similares a las de un efluente industrial y aguas contaminadas por procesos de curtiembres; los ensayos realizados en este trabajo de grado no tuvieron replicas, debido a que no se contó con el presupuesto necesario para realizar las réplicas.

Durante las experiencias realizadas se trabajó con una disolución de Cr^{6+} a una concentración de 10 mg/L elaborada a partir del agua preparada de 500 mg/L. Con esta disolución se estudió la influencia de distintos parámetros en el proceso de remoción de Cr^{6+} :

8.1 Material de los electrodos

Para llevar a cabo esta experiencia, se eligieron 4 electrodos y dos tipos de materiales, Hierro y Aluminio respectivamente; de igual manera se trabajó con una configuración bipolar, manteniendo una velocidad de agitación de 390 rpm. Se realizaron 3 tipos de combinación de material de electrodos, allí el hierro actuaba como cátodo y ánodo a la vez para el caso de la primera configuración, el aluminio como cátodo y ánodo a la vez en la segunda configuración y durante la tercera configuración el hierro actuaba como ánodo y el aluminio como cátodo.

Tabla 5. Eficiencias de remoción con variación en la combinación de electrodos.

Eficiencia de remoción de Cr (VI) durante el proceso de electrocoagulación (concentración inicial 10mg/L) según la configuración de electrodos			
		Concentración Final Real (mg/L)	Eficiencia remoción (%)
Configuración de electrodos	Fe-Fe-Fe-Fe	2,35	76
	Al-Al-Al-Al	0,38	96
	Al-Fe-Al-Fe	1,98	80

Tabla 6. Características observadas según el material de los electrodos.

TIPO DE COMBINACIÓN	VOLTAJE Y CORRIENTE	TIEMPOS	ASPECTO	EVIDENCIAS			
				INICIAL	FINAL	ELECTRODOS	SEDIMENTACIÓN
Fe-Fe-Fe-Fe	Voltaje Inicial: 29,8 Voltaje Final: 30 Corriente Inicial: 0,10 Corriente Final: 0,86	Tiempo de residencia: 30 minutos Tiempo de sedimentación: 1 hora	Al cabo de 10 minutos, el lodo sobrenadante presenta un color gris oscuro, y se observa una capa delgada de color naranja proveniente del óxido del hierro, esta capa tiende a romperse con facilidad.				
Al-Al-Al-Al	Voltaje Inicial: 30 Voltaje Final: 30 Corriente Inicial: 0,73 Corriente Final: 1,04	Tiempo de residencia: 30 minutos Tiempo de sedimentación: 1 hora	La capa sobrenadante, presenta un color verde manzana, durante los primeros 15 minutos, no se observa cambio de color en el agua, al cabo de 20 minutos, se observa un color gris claro en el agua, al finalizar el proceso, se observó un color gris oscuro en el agua y una capa más espesa del lodo sobrenadante.				
Al-Fe-Al-Fe	Voltaje Inicial: 30 Voltaje Final: 30 Corriente Inicial: 0,90 Corriente Final: 1,33	Tiempo de residencia: 30 minutos Tiempo de sedimentación: 1 hora	Se observó una capa flotante color café naranja al cabo de 10 minutos, posiblemente del desgaste de los electrodos. Debajo de la capa naranja se observa una delgada capa blanca. Al finalizar el proceso de electrocoagulación, se observa una capa más gruesa que en los otros dos experimentos.				

8.2 Distancia entre electrodos

Para estudiar la influencia de la distancia entre electrodos durante el proceso de remoción de Cr^{6+} , se trabajó con distancias de 5 mm, 10mm y 15mm, manteniéndose constante una velocidad de agitación 390 rpm.

Tabla 7. Eficiencias de remoción con variación de distancias ente electrodos.

Eficiencia de remoción de Cr (VI) durante el proceso de electrocoagulación (concentración inicial 10mg/L) según la distancia entre electrodos con configuración (Al-Al-Al-Al)			
		Concentración Final Real (mg/L)	Eficiencia remoción (%)
Distancia entre electrodos (mm)	5 mm	0,24	98
	10 mm	0,38	96
	15 mm	0,49	95

Tabla 8. Características observadas en la variación de las distancias entre electrodos.

DISTANCIA ENRE ELECTRODOS	VOLTAJE Y CORRIENTE	TIEMPOS	ASPECTO	EVIDENCIAS			
				INICIAL	FINAL	ELECTRODOS	SEDIMENTACIÓN
0,5 cm	Voltaje Inicial: 29,8 Voltaje Final: 30 Corriente Inicial: 1,77 Corriente Final: 2,65	Tiempo de residencia: 30 minutos Tiempo de sedimentación: 1 hora	Se observa la formación de una capa sobrenadante de color verde claro al iniciar el proceso, al cabo de 15 minutos, se observa la formación de un lodo color gris claro.				
1,0 cm	Voltaje Inicial: 30 Voltaje Final: 30 Corriente Inicial: 0,73 Corriente Final: 1,04	Tiempo de residencia: 30 minutos Tiempo de sedimentación: 1 hora	La capa sobrenadante, presenta un color verde manzana, durante los primeros 15 minutos no se observa cambio de color en el agua, al cabo de 20 minutos, se observa un color gris claro en el agua, al finalizar el proceso, se observó un color gris oscuro en el agua y una capa más espesa del lodo sobrenadante.				
1,5 cm	Voltaje Inicial: 30 Voltaje Final: 30 Corriente Inicial: 0,52 Corriente Final: 0,7	Tiempo de residencia: 30 minutos Tiempo de sedimentación: 1 hora	La formación de la capa sobrenadante tardó más tiempo, ya que la reacción con esta distancia ocurre con menor eficiencia, y no se presentan la misma cantidad de burbujas que en los experimentos anteriores. Sin embargo al cabo de 20 minutos, se observó la formación de una capa sobrenadante de color blanco.				













8.3 Variación de pH inicial

Se llevó a cabo modificando tres veces el pH, con concentraciones de 0.02N de H_2SO_4 y 0.02N de NaOH, respectivamente, manteniéndose constante una velocidad de agitación de 390 rpm.

Tabla 9. Eficiencias de remoción con variación de pH inicial.

Eficiencia de remoción de Cr (VI) durante el proceso de electrocoagulación (concentración inicial 10mg/L) según el pH del agua a tratar con configuración (Al-Al-Al-Al) y una distancia de 5 mm			
		Concentración Final Real (mg/L)	Eficiencia remoción (%)
pH	4	0,35	96
	6	0,24	98
	8	0,12	99

Tabla 10. Características observadas en la variación del pH inicial.

pH INICIAL	VOLTAJE Y CORRIENTE	TIEMPOS	ASPECTO	EVIDENCIAS			
				INICIAL	FINAL	ELECTRODOS	SEDIMENTACIÓN
4	Voltaje Inicial: 30 Voltaje Final: 25,5 Corriente Inicial: 4,34 Corriente Final: 4,78	Tiempo de residencia: 30 minutos Tiempo de sedimentación: 1 hora	Se observa la formación de una capa sobrenadante de color verde claro al iniciar el proceso, sin embargo luego del paso del tiempo el agua toma un color gris oscuro y turbio, el cual se evidencia claramente en la formación del lodo superficial, luego de culminar el tiempo de residencia, el reactor se deja en reposo para que el proceso de sedimentación se lleve a cabo, el cual se puede evidenciar después de 30 minutos de haber sido culminado el proceso.				
6	Voltaje Inicial: 30 Voltaje Final: 30 Corriente Inicial: 0,73 Corriente Final: 1,04	Tiempo de residencia: 30 minutos Tiempo de sedimentación: 1 hora	Se observa la formación de una capa sobrenadante la cual presenta un color verde oscura, pero que con el paso de los minutos se torna un poco a tonalidades más de gris menos turbio que el caso anterior, al finalizar el proceso, se observó un color gris en el agua y una capa más espesa del lodo sobrenadante, haciendo que se pueda observar mayor cantidad de agua clara dentro del reactor.				
8	Voltaje Inicial: 30 Voltaje Final: 30 Corriente Inicial: 2,11 Corriente Final: 2,99	Tiempo de residencia: 30 minutos Tiempo de sedimentación: 1 hora	Se observa la formación de una capa sobrenadante la cual presenta tonalidades verdes pero en menor proporción que las anteriores experiencias, con el paso de los minutos dicha capa se vuelve más gruesa y compacta pero dentro de las tonalidades de gris. Sin embargo, al finalizar el proceso, se observó que el agua clara presenta mayor proporción de superficie dentro del reactor, evidenciándose la remoción en la parte superior, la cual se sedimentó en el fondo del reactor luego de intervalo de tiempo de aproximadamente 30 minutos luego de terminar el tiempo de residencia.				

8.4 Comportamiento de remoción de Cr^{6+} en diferentes tiempos de residencia a partir de una disolución preparada

Para estudiar el comportamiento de remoción de Cr^{6+} , se tomaron muestras cada 10 minutos, manteniendo constantes la velocidad de agitación, distancia entre electrodos, voltaje, y tipo de electrodo, ya que son condiciones ya evaluadas en experiencias preliminares.


Tabla 11. Parámetros constantes de operación.

CONDICIÓN	VALOR
Agitación	390 rpm
Tipos de electrodo	Aluminio
Distancia entre electrodos	0,5 cm
pH inicial	8
Cantidad de electrodos	4
Tiempo de residencia	40 minutos
Concentración Inicial	10 mg/L

Tabla 12. Eficiencias de remoción según el tiempo de residencia.

Intervalo de tiempo	Concentración Final (mg/L)	Eficiencia de remoción (%)	Voltaje y corriente observado
10 minutos	0,69	93%	Voltaje: 22,7 Corriente: 4,91
20 minutos	1,48	85%	Voltaje: 25,8 Corriente: 4,02
30 minutos	0,77	92%	Voltaje: 25,8 Corriente: 4,18
40 minutos	0,12	99%	Voltaje: 25,9 Corriente: 4,31

Tabla 13. Características observadas en la variación del tiempo de residencia a partir de una disolución preparada.

TRH	ASPECTO	EVIDENCIAS (FOTOS)
10 min	Al tomar la muestra en un tubo de ensayo, se observan partículas muy pequeñas suspendidas en el agua; al cabo de una hora de sedimentación, se observa una pequeña cantidad de precipitado.	 <p>INICIAL FINAL</p>
20 min	Al tomar la muestra en un tubo de ensayo, se observa gran cantidad de sólidos suspendidos y un color gris oscuro, al cabo de 5 minutos de haberla tomado, se observa una sedimentación más rápida	<p>MUESTRAS SEDIMENTADAS</p>  <p>10 min 20 min 30 min 40 min</p>
30 min	Se observa un color gris claro, con sólidos suspendidos más definidos	
40 min	Se observa un color gris oscuro, posiblemente por la gran cantidad de sólidos suspendidos presentes en la muestra, su sedimento presenta un color más oscuro que las otras muestras	<p>COLORIMETRÍA</p>  <p>10 min 20 min 30 min 40 min</p>

8.5 Comportamiento de remoción de Cr^{6+} de un efluente de curtiembre

Para estudiar el comportamiento de remoción de Cr^{6+} y las eficiencias de remoción durante el proceso, se tomaron muestras del reactor cada 10 minutos, manteniendo constantes la velocidad de agitación, distancia entre electrodos, y tipo de electrodo, teniendo en cuenta las condiciones evaluadas anteriormente.

Tabla 14. Parámetros constantes de operación.

CONDICIÓN	VALOR
Agitación	390 rpm
Tipos de electrodo	Aluminio
Distancia entre electrodos	0,5 cm
pH inicial	4
Cantidad de electrodos	4
Tiempo de residencia	40 minutos
Concentración Inicial	18,58 mg/L

Tabla 15. Eficiencias de remoción según el tiempo de residencia.

Intervalo de tiempo	Concentración Final (mg/L)	Eficiencia de remoción (%)	Voltaje y corriente observado
10 minutos	1,52	92%	Voltaje: 10,1 Corriente: 4,55
20 minutos	1,35	93%	Voltaje: 11,3 Corriente: 4,49
30 minutos	0,81	96%	Voltaje: 11,3 Corriente: 4,51
40 minutos	0,23	99%	Voltaje: 12,4 Corriente: 4,22

El pH inicial de la muestra obtenida, no se modificó, con el fin de no generar una carga contaminante secundaria en el efluente y a la vez no elevar los costos de operación, realizados para el tratamiento de un efluente proveniente de una curtiembre.

De igual manera, el voltaje utilizado fue menor, ya que durante la operación del sistema, el llevar a cabo un aumento de voltaje, generaba una señal de corto circuito por parte de la fuente de poder; de esta situación se podría inferir que se presentó quizás por la presencia de otras sustancias contaminantes en el efluente, teniendo en cuenta que a la hora de toma de muestra, este se encontraba estancado y dispuesto en una poceta la cual es vulnerable al vertimiento de cualquier otra sustancia ajena, aumentando sus niveles de concentración, dejándolos por fuera del rango de potencia que es capaz de abastecer la fuente de poder empleada para la prueba.

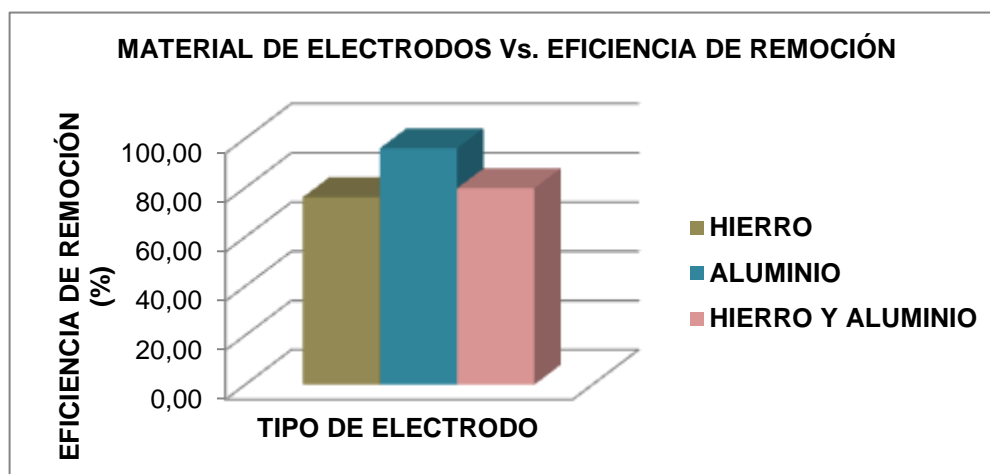
Tabla 16. Características observadas en la variación del tiempo de residencia en el tratamiento de un efluente proveniente de una curtiembre.

TRH	ASPECTO	EVIDENCIAS (FOTOS)
10 min	Se observa un color azul petróleo homogéneo sin presencia de solidos suspendidos, al cabo de 30 minutos de sedimentación, no se observa precipitado en el tubo de ensayo.	 INICIAL FINAL (40min)
20 min	La muestra tomada, presenta color agua marina, se observó una porción pequeña de solidos suspendidos, al cabo de 30 minutos de sedimentación, presentó un precipitado color azul claro.	
30 min	Al tomar la muestra, se observa un color azul turquesa, con alta presencia de solidos suspendidos, al cabo de 15 minutos de sedimentación, se observó que el agua tiende a ser más clara, con un precipitado azul.	 TIEMPO DE RESIDENCIA COLORIMETRÍA
40 min	Al tomar la muestra, se observó un color azul grisáceo homogéneo, no se observan solidos suspendidos, sin embargo al cabo de 30 minutos, se presenta sedimentación de partículas color azul grisáceo y el agua no presenta color alguno.	

9 ANÁLISIS DE RESULTADOS

Influencia del material del electrodo en la eficiencia de remoción de Cromo Hexavalente

Figura 17. Eficiencia de remoción de Cr (VI) según el tipo de material del electrodo.



Los materiales de electrodos usados con mayor frecuencia para llevar a cabo procesos de electrocoagulación son hierro y aluminio, debido a que son materiales económicos, asequibles y efectivos en términos de remoción de sustancias contaminantes.

Los electrodos de metal se disuelven durante el proceso de electrocoagulación, produciendo hidróxidos de metal y especies de coagulante. La disolución del ánodo está acompañada por el desprendimiento del gas hidrogeno en los cátodos presentes; produciendo burbujas que capturan los sólidos suspendidos, para que estos puedan flotar y posteriormente se precipiten en el fondo del reactor por efecto de su peso.

Para este caso en particular, la eficiencia de los electrodos de hierro y aluminio, fue probada para la remoción de cromo hexavalente en disolución. Todas las pruebas experimentales se llevaron a cabo bajo las mismas condiciones, tales como: pH inicial = 6, densidad de corriente 1,05 A/mm² y un tiempo de residencia de 40 minutos.

Se obtuvo mayor eficiencia de remoción de Cr (VI) con el uso de electrodos de aluminio, en comparación con los electrodos de hierro y las combinaciones de electrodos. De igual manera, los electrodos de aluminio mostraron mayor claridad

en el efluente, en términos de apariencia, ya que con los electrodos de hierro el efluente mostro inicialmente una apariencia de color verdoso y luego cambio a un color naranja oscuro y turbio, debido a la disolución de los electrodos en forma de Fe^{2+} y Fe^{3+} .

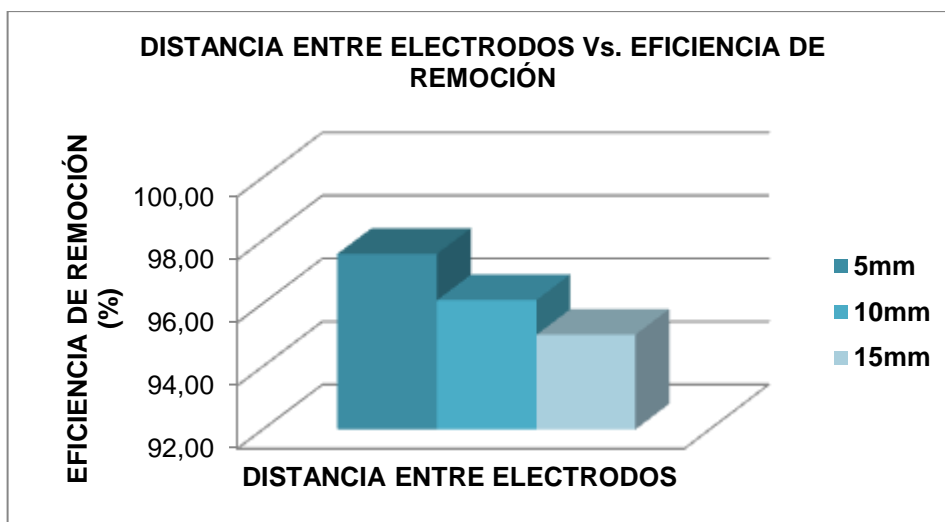
El Fe^{2+} es el ion más común generado *in situ* durante la electrolisis del electrodo de Fe. Este presenta alta solubilidad en condiciones ácidas o neutras y se puede oxidar fácilmente a Fe^{3+} , debido a la presencia de oxígeno disuelto en el agua.

Igualmente, el Fe^{3+} también se encuentra en partículas finas amarillas de $\text{Fe}(\text{OH})_3$, lo cual dificulta su proceso de estabilización, incrementando así el proceso de corrosión en los electrodos.

En este orden de ideas, es posible determinar que el uso de electrodos de aluminio es mejor que los de hierro, teniendo en cuenta las observaciones ya descritas; por ende todos los ensayos posteriores se llevaron a cabo con cuatro electrodos de aluminio.

Influencia de la distancia entre electrodos en la eficiencia de remoción de Cromo Hexavalente

Figura 18. Eficiencia de remoción de Cr (VI) según la distancia entre electrodos.



Durante los ensayos realizados para encontrar la distancia ideal entre electrodos para una mayor eficiencia de remoción de Cr (VI), se probaron tres tipos de distancias entre los mismos.

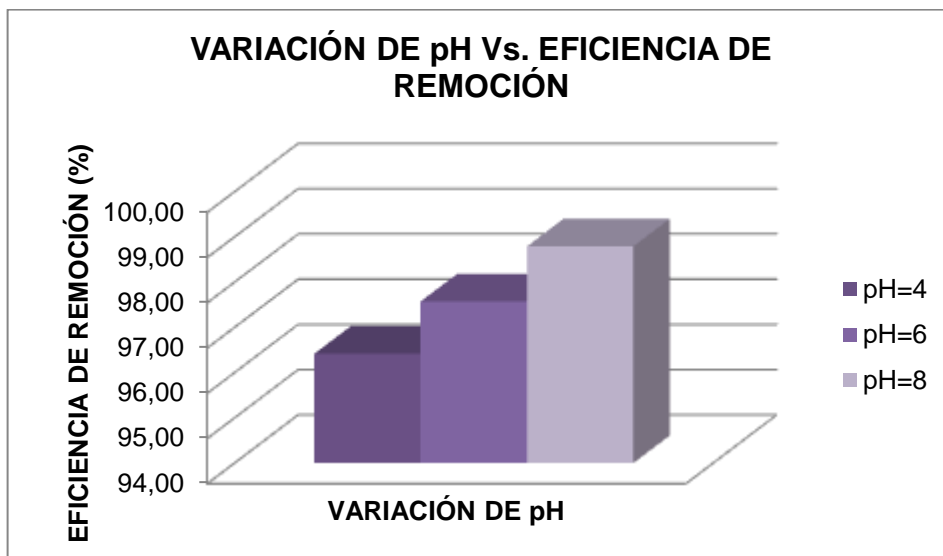
Inicialmente se adoptó una distancia de 15mm entre electrodos de la cual se obtuvo un 95% de eficiencia de remoción, siguiéndole una distancia entre electrodos de 10mm con la cual se obtuvo una eficiencia de remoción del 96%; pero la distancia de 5mm entre electrodos arrojó el mayor porcentaje de eficiencia de remoción correspondiente a un 98%.

Teniendo en cuenta la eficiencia de remoción de Cr (VI), la distancia entre electrodos elegida fue de 5mm, ya que esta aumenta el área de transferencia de electrones entre sus electrodos, efecto atribuido a que a menor distancia de separación entre láminas o electrodos, el campo electromagnético se intensifica y por ende provoca un crecimiento en la producción de burbujas, necesarias para el arrastre de la sustancia contaminante.

De igual manera, es necesario mencionar que distancias entre electrodos inferiores a 5mm, hace que los procesos de remoción sean más extendidos, presentándose atascamientos por saturación de lodo sobre la superficie de todos los electrodos, impidiendo que el proceso de remoción sea objetivo y completo [131].

Influencia del pH en la eficiencia de remoción de Cromo Hexavalente

Figura 19. Eficiencia de remoción de Cr (VI) según el pH inicial.



Se ha establecido con base en estudios anteriores, que el pH inicial es un factor importante que influye y determina el rendimiento del proceso de electrocoagulación. Para llevar a cabo los ensayos, el pH inicial fue ajustado a un

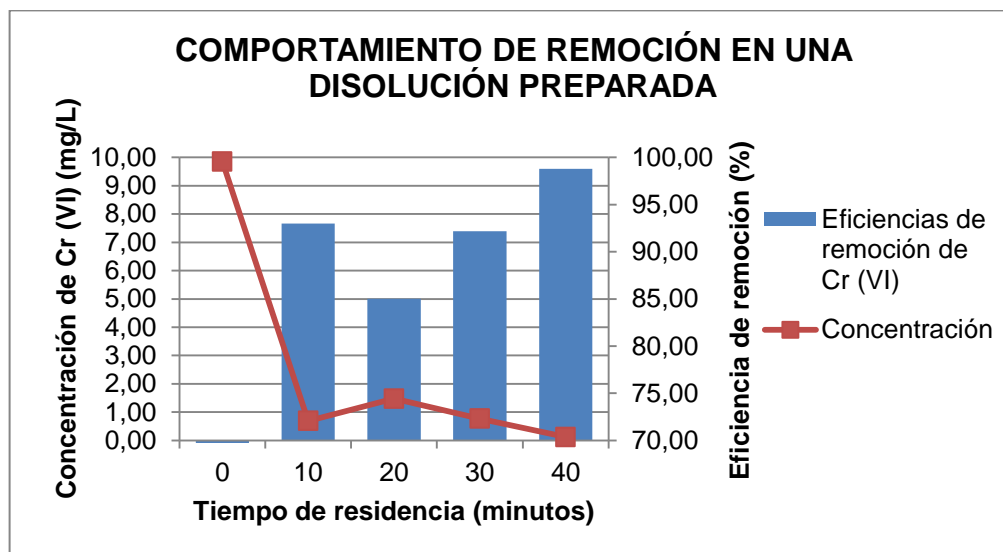
valor deseado, utilizando concentraciones de 0.02N de NaOH y H₂SO₄, teniendo rangos de variación de 4, 6 y 8.

Durante los ensayos, se presentó una eficiencia de remoción de Cr⁶⁺ del 96% con un pH de 4, con un pH de 6, se obtuvo un 98% de eficiencia de remoción, y una eficiencia de remoción de 99% con un pH de 8.

Teniendo en cuenta las eficiencias de remoción ya mencionadas, se puede atribuir el aumento del pH a varios factores como el material del electrodo utilizado, y el pH inicial del agua a tratar. Sin embargo, hubo un incremento mayor en el pH en muestras de aguas residuales ácidas, debido a la generación de hidrógeno molecular originado en el cátodo, afectando de manera significativa el proceso de remoción de Cr (VI) [132].

Comportamiento de remoción de cromo hexavalente en diferentes tiempos de residencia a partir de una disolución preparada

Figura 20. Comportamiento de remoción de Cr (VI) en diferentes tiempos de residencia a partir de una disolución preparada.



El tiempo de residencia juega un papel muy importante en el proceso de la electrocoagulación, ya que permite la formación de hidróxidos de aluminio y la remoción de Cr⁶⁺, el efecto del tiempo de residencia en la eficiencia del tratamiento fueron llevados a cabo, tomando muestras del efluente cada 10, 20, 30 y 40 minutos.

Durante el proceso de electrocoagulación, se observó una mayor eficiencia de remoción de Cr (VI) al cabo de 40 minutos, con una disminución de Cr⁶⁺ del 99%,

y una concentración final de 0,12 mg Cr⁶⁺/L, al tomar la muestra a los 10 minutos se determinó una eficiencia de remoción del 93%, esta eficiencia se debe a la alta tasa de formación de hidróxidos de aluminio, lo cual produjo una alta remoción de Cr⁶⁺, sin embargo al cabo de 20 minutos, se obtuvo una disminución de eficiencia del 85% posiblemente por contaminación con el lodo suspendido durante la toma de muestra; al cabo de 30 minutos, se observó una eficiencia de remoción del 92% correspondiente a una concentración de 0,77 mg Cr⁶⁺/L.

El proceso químico por el cual se pasa de cromo (VI) a cromo (III), es mediante reducción, la cual se da por la siguiente reacción:

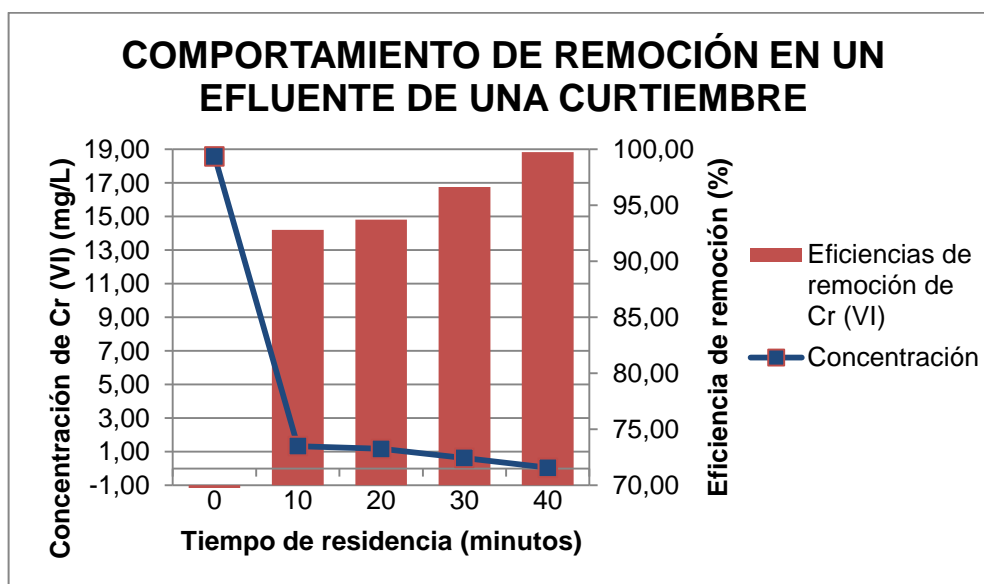


El tratamiento de agua es efectivo en términos de tiempo, pues al cabo de 10 minutos se obtuvo una adsorción de Cr⁶⁺ superior al 90%, esto se debe a la formación de hidróxidos de aluminio que desestabilizan las partículas rápidamente y permiten la suspensión de dichas partículas.

Al finalizar el proceso de electrocoagulación (40 minutos), se observó una capa gruesa de flóculos, debido a que el Cr⁶⁺ fue adsorbido en un 99%, obteniendo una concentración mínima en el efluente del tratamiento.

Comportamiento de remoción de cromo hexavalente en un efluente de curtiembre

Figura 21. Comportamiento de remoción de Cr (VI) en diferentes tiempos de residencia a partir de un efluente de una curtiembre.



Se observó un comportamiento similar al de la remoción en una disolución preparada, pues el tratamiento de agua residual proveniente de una curtiembre presentó una eficiencia de remoción del 92% al cabo de 10 minutos, esto se atribuye a la formación de hidróxidos de aluminio debido a la oxidación electrolítica del electrodo de sacrificio, posteriormente se presentó una eficiencia de remoción hasta del 99% correspondiente a la muestra tomada a los 40 minutos, con una concentración final de 0,05 mg Cr^{6+} /L.

El agua a tratar al tener mayor tiempo de contacto con los hidróxidos de aluminio, presenta una alta remoción de Cr^{6+} , puesto que permite la adsorción del contaminante, su desestabilización, suspensión, rompimiento de emulsiones y la formación de flóculos por adsorción en el coagulante (hidróxidos de aluminio).

El proceso de electrocoagulación es efectivo en términos de tiempo para el tratamiento de aguas residuales provenientes de una curtiembre, puesto que al finalizar los 10 primeros minutos, se obtuvo una remoción de Cr^{6+} superior al 90%.

Comparación con la normativa ambiental vigente

Para realizar la comparación con la normativa ambiental vigente, se tuvo en cuenta únicamente la Resolución 3957 de 2009 y las Regulaciones de California relacionadas con agua potable de 2013, ya que son las únicas que establecen concentraciones de Cr^{6+} en aguas. La Resolución 3956 de 2009 presenta concentraciones de Cr^{6+} para vertimiento en cuerpos de agua, sin embargo esta resolución presenta incongruencias, ya que dentro del cromo total se encuentra el Cr^{6+} , y los valores no son los adecuados, es por ello que para este estudio no se tomó como referencia dicha resolución.

La resolución 3957 de 2009, establece la norma técnica, para el control y manejo de los vertimientos realizados a la red de alcantarillado público en el Distrito Capital.

Las Regulaciones de California relacionados con el agua potable, Título 22, División 4, Capítulo 14, Artículo 3 de 2013; establece los valores máximos permisibles para químicos inorgánicos que deben cumplir los sistemas públicos de agua potable.

El efluente obtenido del tratamiento de electrocoagulación de una disolución preparada, obtuvo una eficiencia de remoción del 99%, presentando una concentración final de 0,12 mg Cr^{6+} /L, cumpliendo con el 50% de la normativa ambiental vigente de la siguiente manera:

Tabla 17. Comparación de la norma ambiental vigente con el efluente obtenido del tratamiento de electrocoagulación de Cr (VI) de una disolución preparada.

NORMA	VALOR (mg/L)	CROMO HEXAVALENTE	
		CUMPLE	NO CUMPLE
Resolución 3957 de 2009	1	X	
Regulaciones de California relacionados con el agua potable, Título 22, División 4, Capítulo 14, Artículo 3 de 2013.	0,01		X

El efluente obtenido del tratamiento de electrocoagulación del agua residual proveniente de una curtiembre, presentó una remoción del 99%, con una concentración final de Cr^{6+} de 0,05 mg/L, la cual cumple con el 50% de la normativa ambiental vigente de la siguiente manera:

Tabla 18. Comparación de la norma ambiental vigente con el efluente obtenido del tratamiento de electrocoagulación de Cr (VI) de un efluente proveniente de una curtiembre.

NORMA	VALOR (mg/L)	CROMO HEXAVALENTE	
		CUMPLE	NO CUMPLE
Resolución 3957 de 2009	1	X	
Regulaciones de California relacionados con el agua potable, Título 22, División 4, Capítulo 14, Artículo 3 de 2013.	0,01		X

Análisis de costos

El análisis de costos, se realizó a partir del cálculo del consumo de energía, el costo de energía industrial sin contribución (diurna) y el costo de energía industrial con contribución (diurna), según las tarifas de energía eléctrica reguladas por la Comisión de Regulación de Energía y Gas (CREG) para enero de 2015.

Para realizar el cálculo del consumo de energía por litro tratado y un tiempo de residencia de 40 min, se utilizó la siguiente fórmula:

$$\text{Consumo}_{\text{Energía}} = \frac{V * I * t}{1000}$$

V: Voltaje (Voltios)
I: Corriente (Amperios)
t: Tiempo (Horas)

$\text{Consumo}_{\text{Energía}}$ (kWh/L)

Además se realizó el cálculo del costo de energía industrial sin contribución (diurna), para ello se multiplicó el consumo de energía por COP \$347,8636 y el costo de energía industrial con contribución (diurna), multiplicando el consumo de energía por COP \$417,4364. Obteniendo los siguientes resultados por litro tratado:

Tabla 19. Costos de energía por litro de agua tratado.

Tratamiento	Voltaje (voltios)	Corriente (Amperios)	Consumo de energía (kWh/L)	Costo energía industrial sin contribución (diurna) (COP \$)	Costo energía industrial con contribución (diurna) (COP \$)
EC para disolución preparada	25,85	4,24	0,07	\$ 25,45	\$ 30,54
EC para efluente de curtiembre	11,85	4,22	0,03	\$ 11,60	\$ 13,92

Teniendo en cuenta que las empresas de curtiembre manejan grandes volúmenes efluentes, se realizó el mismo cálculo por metro cúbico (m³).

Tabla 20. Costos de energía por metro cubico de agua tratado.

Tratamiento	Voltaje (voltios)	Corriente (Amperios)	Consumo de energía (kWh/m ³)	Costo energía industrial sin contribución (diurna) (COP \$)	Costo energía industrial con contribución (diurna) (COP \$)
EC para disolución preparada	25,85	4,24	73,1	\$ 25.448,14	\$ 30.537,77
EC para efluente de curtiembre	11,85	4,22	33,3	\$ 11.597,08	\$ 13.916,49

Dentro del cálculo del consumo y costo de energía, no se tuvo en cuenta la energía necesaria para realizar la agitación del sistema de electrocoagulación, el cual cumple un papel importante en la remoción de Cr (VI), ya que permite mayor contacto entre los hidróxidos de aluminio y el cromo hexavalente.

También se realizó el cálculo del consumo de electrodos utilizados y el costo de kilo consumido por m³, según el valor del mercado (COP \$8.380/kg Al).

Para realizar el cálculo del consumo de electrodo por metro cúbico tratado, se utilizó la siguiente fórmula:

$$Consumo_{Electrodo} = \frac{I * t * M}{Z * F * v}$$

$Consumo_{Electrodo}$: (kg Al/m³)

I: Corriente (Amperios)

t: Tiempo de operación (horas)

M: Peso molecular del Al (26,98g/mol)

Z: número de electrones transferidos (Z_{Al} : 3)

F: Constante de Faraday (96487C/mol)

v: Volumen del agua tratada (m³)

Luego de haber calculado el consumo de electrodos por m³, se halló el costo, multiplicando el consumo por COP \$8.380. Obteniendo los siguientes resultados por m³ tratado:

Tabla 21. Costo del consumo de electrodos por metro cubico de agua tratada.

Tratamiento	Volumen tratado (m ³)	Corriente (Amperios)	Consumo de electrodo (kg/m ³)	Costo electrodo consumido (COP \$)
EC para disolución preparada	0,001	4,24	0,26	\$ 2.210,46
EC para efluente de curtiembre		4,22	0,26	\$ 2.197,44

Al finalizar los cálculos de consumo de energía y electrodos, se calculó el costo de operación del electrocoagulador de la siguiente manera:

$$Costo_{Operación} = Costo_{Energía} + Costo_{Electrodo\ consumido}$$

Tabla 22. Costo total de operación por metro cubico.

Tratamiento	Costo energía industrial sin contribución (diurna)	Costo energía industrial con contribución (diurna)	Costo electrodo consumido	Costo total con energía industrial sin contribución (diurna)	Costo total con energía industrial con contribución (diurna)
EC para disolución preparada	\$ 25.448,14	\$ 30.537,77	\$ 2.210,46	\$ 27.658,60	\$ 32.748,23
EC para efluente de curtiembre	\$ 11.597,08	\$ 13.916,49	\$ 2.197,44	\$ 13.794,52	\$ 16.113,94

El costo total por m³ para el tratamiento del efluente proveniente de una curtiembre es de COP \$16.113,94 siendo un costo menor al del tratamiento de electrocoagulación para la disolución preparada, esto se debe a que se aplicó un voltaje mucho menor en respuesta a la presencia de un cortocircuito al aplicar un voltaje igual al utilizado para el tratamiento de la disolución preparada. Sin embargo, en el tratamiento del efluente proveniente de una curtiembre para dar cumplimiento de la norma ambiental distrital vigente, se necesitaron 30 minutos de operación, para lograr una concentración de 0,81mg/L, por lo cual se realizó el cálculo de costo total con energía industrial sin y con contribución (diurna), obteniendo los siguientes resultados:

Costo total con energía industrial sin contribución (diurna): COP \$ 10.601,87 / m³.
Costo total con energía industrial con contribución (diurna): COP \$ 12.370,75 / m³.

Este tratamiento de remoción de Cr (VI) es altamente efectivo en términos de tiempo.

En cuanto a costos, para producir 100 pieles, se vierten aproximadamente 100.000 L (100 m³) de agua contaminada con cromo hexavalente y trivalente, sulfuros, sólidos suspendidos, alta DQO y baja DBO [133, 134]. Es decir que para tratar el agua residual de una curtiembre con un tamaño de planta de 100

pieles/mes mediante electrocoagulación, con un tiempo de operación de 30 min, se necesitarán COP \$ 1'237.075, lo cual aumenta los costos en operación del sistema de tratamiento de agua residual, sin embargo disminuye tiempo de residencia y permite el cumplimiento de la normativa ambiental vigente aplicable a nivel nacional y distrital.

10 RECOMENDACIONES

Implementar el uso de otros materiales como electrodos de sacrificio y comparar los resultados obtenidos con los electrodos de aluminio, conseguidos en esta investigación.

Adquirir una fuente de poder que tenga mayor potencia, así se podrán realizar ensayos o experimentos en los cuales el amperaje sea mayor; siempre y cuando se realice evaluando costos de operación.

En estudios posteriores, es recomendable diseñar y elaborar un prototipo de reactor el cual tenga la capacidad para un volumen de muestra mayor, utilizando las mismas condiciones de trabajo previamente evaluadas en esta investigación, con el fin de evaluar el proceso de remoción y observar si existe o no variación de dichas condiciones al ser implementados en un sistema con mayor capacidad de volumen de muestra, teniendo como referencia la eficiencia del proceso.

Implementar un sistema que garantice la remoción del lodo flotante inicialmente generado y observado durante la electrocoagulación, evitando que este contamine la muestra final.

Realizar el proceso de caracterización completa del lodo generado durante la electrocoagulación mediante laboratorios certificados que determinen la cantidad de Cromo hexavalente adsorbido allí, con el fin de proponer sistemas de tratamiento que mejoren la viabilidad técnica y económica del proceso en general.

Tener mayor disponibilidad de equipos y personal por parte de la Universidad Santo Tomás, para el desarrollo de investigaciones en los laboratorios de la facultad de Ingeniería Ambiental.

CONCLUSIONES

- Durante el proceso de electrocoagulación de la disolución preparada, la mayor eficiencia de remoción de cromo hexavalente corresponde a un 99%, el cual se obtuvo bajo las siguientes condiciones: combinaciones de 4 electrodos de aluminio, distancia entre electrodos de 5mm, pH de 8, tiempo de residencia de 40 minutos, manteniendo constante durante el proceso una velocidad de agitación de 390rpm.
- La configuración bipolar de los electrodos, permite una limpieza más cómoda de cada uno de los electrodos y mayor facilidad de operación dentro del reactor.
- Utilizando la mínima distancia posible entre los electrodos dentro del reactor, se pudo obtener el mayor porcentaje de remoción de cromo hexavalente, debido a que esto favorece que aumenta la cantidad de corriente circulada a través de los electrodos.
- En el caso de la mayor eficiencia de remoción de cromo hexavalente variando el pH inicial, se obtuvo mayor rendimiento con un pH de 8, aumento el cual se ve influenciado por la generación de compuestos básicos como hidróxidos de aluminio en el efluente analizado, aumentando de manera progresiva la velocidad de precipitación de la sustancia contaminante durante el proceso de electrocoagulación.
- El tratamiento de aguas residuales contaminadas con Cr^{6+} provenientes de una curtiembre mediante electrocoagulación, permite el cumplimiento de la norma ambiental vigente aplicable para el Distrito Capital, sin embargo para lograr el cumplimiento a nivel internacional, se recomienda un proceso de sedimentación y filtración, con el fin de eliminar sólidos suspendidos contaminados con Cr (VI).
- El proceso de electrocoagulación es efectivo en términos de tiempo para el tratamiento de aguas residuales provenientes curtiembres, puesto que al finalizar los 10 primeros minutos, se obtuvo una remoción de Cr (VI) superior al 90%.
- Se eligió el aluminio como material de electrodos óptimo para el proceso de electrocoagulación, pues presentó una mayor eficiencia de remoción de Cr^{6+} , debido a que se hubo una mayor disolución del electrodo al observar

la alta presencia de burbujas, formando así hidróxidos de aluminio, adsorbiendo en mayor cantidad el cromo hexavalente en el agua a tratar.

- La aplicación del proceso de electrocoagulación dentro una curtiembre como parte del sistema de remoción de cromo posterior al sistema productivo, con un tamaño de planta de 100 pieles/mes, es relativamente viable, ya que presenta una alta eficiencia de remoción, el tiempo de operación es bajo (30 min) y permite dar cumplimiento a la norma ambiental vigente a nivel distrital y nacional, sin embargo en cuanto a costos, se necesitarán COP \$1'237.075, lo cual aumenta los costos en operación del sistema de tratamiento de agua residual.

11 BIBLIOGRAFÍA

- [1] J. Viades, «Fisicoquímica de alimentos. Unidad 3: Fenómenos de superficie. Adsorción,» Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F, 2013.
- [2] Dirección de agua potable y saneamiento básico, «Reglamento técnico del sector de agua potable y saneamiento básico RAS-2000: Sección II. Título E,» Ministerio de desarrollo económico, Bogotá D.C, 2000.
- [3] Hanna Instruments, «Hanna inst,» 2013. [En línea]. Available: www.hannainst.es. [Último acceso: 7 Febrero 2015].
- [4] A. Restrepo, Á. Arango y L. Garcés, «La electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas,» *Producción + Limpia*, vol. I, nº 2, pp. 58-77, 2006.
- [5] U. d. I. A. d. Puebla, «UDLAP,» Universidad de las Américas de Puebla, 2014. [En línea]. Available: <http://www.udlap.mx>. [Último acceso: 7 Febrero 2015].
- [6] A. Gennaro, Remington farmacia, Buenos Aires: Médica Panamericana, 2003.
- [7] *Decreto 3930*, 2010.
- [8] C. Gomella y H. Guerree, Tratamiento de aguas para abastecimiento público, Paris: Editiosn Eyrolles, 1977.
- [9] W. Pickering, Química analítica moderna, Madrid: Reverté S.A., 1980.
- [10] *Decreto 2811*, 1974.
- [11] S. Korbut, «Contaminación en agua,» Ingeniero ambiental, 2013. [En línea]. Available: <http://www.ingenieroambiental.com/>. [Último acceso: 23 Abril 2015].
- [12] Universidad de Antioquia, «UDEA,» 2013. [En línea]. Available:

<http://www.udea.edu.co/>. [Último acceso: 7 Febrero 2015].

- [13] R. Chang, Química, México D.F: McGRAW - HILL, 2010.
- [14] P. Bailey y C. Bailey, Química orgánica: Conceptos y aplicaciones, Naucalpan de Juárez: Prentice Hall Hispanoamericana S.A., 1998.
- [15] F. e. p. e. d. r. d. europa, «Espectroscopía ultravioleta visible,» [En línea]. Available: <http://ssti.ua.es/>. [Último acceso: 18 Junio 2015].
- [16] F. Giménez y R. Giménez, «Corriente, resistencia y fuerza electromotriz,» *Física actual para los genios de hoy*, vol. 1, pp. 4-6, 2015.
- [17] *Decreto 2820*, 2015.
- [18] M. Triola, Estadística, Pearson , 2004.
- [19] R. Boqué, «El límite de detección de un método analítico,» Universitat Rovira i Virgil, Tarragona, 1999.
- [20] F. Sears, M. Zemansky, H. Young y R. Freedman, Física universitaria, Naucalpan de Juarez: Pearson educación, 2004.
- [21] R. Muñoz, «Uso de humedales para el tratamiento de aguas residuales municipales en el entorno de la Laguna de Tamiahua, Veracruz,» Universidad de las Américas Puebla, Puebla, 2009.
- [22] A. Picado y M. Álvarez, «La materia,» de *Química I: Introducción al estudio de la materia*, San José C.R, Editorial Universidad Estatal a Distancia, 2008, pp. 25-26.
- [23] A. Cazco y S. Jarrín, «Diseño, construcción y análisis de los parámetros de operación de un sistema de electrocoagulación,» Escuela Politécnica Nacional, Quito, 2010.
- [24] M. Arroyo, «Tratamiento de disoluciones que contienen cromo hexavalente mediante electrocoagulación con ánodos de hierro,» Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, 2011.
- [25] F. Díaz y L. Hernández, «control en línea de una planta piloto de tratamiento de aguas residuales por electrocoagulación,» Universidad Pontificia

Bolivariana, Bucaramanga, 2010.

- [26] L. América y A. Palacios, «Cromo,» de *Introducción a la toxicología ambiental*, México D.F, 1997, pp. 227-246.
- [27] United States Environmental Protection Agency, «Monitored pollutants,» EPA, 2012. [En línea]. Available: <http://www.epa.gov.co>. [Último acceso: 18 Febrero 2015].
- [28] M. Ferro, E. Contreras y N. Zaritzky, «Remoción biológica de Cromo hexavalente en reactores Batch de barros activados: Efecto tóxico de la concentración del metal en el metabolismo microbiano,» Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, 2009.
- [29] E. Cordero y J. Manrique, «Evaluación del efecto de la electrocoagulación en la disminución de la carga contaminante en aguas residuales,» Universidad Rafael Urdaneta, Maracaibo, 2009.
- [30] A. Chávez, «Descripción de la nocividad del cromo proveniente de la industria curtiembre y de las posibles formas de removerlo,» *Revista de Ingenierías Universidad de Medellín*, vol. 9, pp. 41-49, 2010.
- [31] V. Péres, «Recuperación / eliminación de metales pesados en aguas residuales mediante tecnología electroquímica,» Universidad de Alicante, Alicante.
- [32] C. Severiche, E. Castillo y R. Acevedo, «Cromo hexavalente,» de *Manual de métodos analíticos para la determinación de parámetros fisicoquímicos básicos en aguas*, Cartagena de Indias, Fundación Universitaria Andaluza Inca Garcilaso, 2013, pp. 69-72.
- [33] M. Piña, A. Martín, C. González, F. Prieto, A. Guevara y J. García, «Revisión de variables de diseño y condiciones de operación en la electrocoagulación,» *Revista mexicana de Ingeniería Química*, vol. 10, nº 2, pp. 257-271, 2011.
- [34] N. Rivera y P. Célika, «Implementación de reservorios como una propuesta de tecnología apropiada para mejorar la calidad sanitaria del agua para riego en Nievería,» Universidad Nacional del Callao, Callao, 2011.
- [35] J. Praga, D. Cocke, J. Gomes, J. Valenzuela, M. Kesmez, G. Irwin, H.

- Moreno y M. Weir, «Arsenic removal via electrocoagulation from heavy metal contaminated groundwater in La Comarca Lagunera, Mexico,» *Journal of Hazardous Materials*, pp. 247-254, 2005.
- [36] H. Ruan, R. Frost, J. Klopogge y L. Duong, «Infrared spectroscopy of goethite dehydroxylation: III. FT-IR microscopy of in situ study of thermal transformation of goethite to hematite,» *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, vol. 58, pp. 967-981, 2002.
- [37] M. Korolczuck y M. Grabarczyk, «Determination of Cr(VI) in the presence of Cr(III) and humic acid by cathodic stripping voltammetry,» *Microchemical Journal*, vol. 72, pp. 103-109, 2002.
- [38] M. Fukushima, K. Nakayasu, S. Tanaka y H. Nakamura, «Chromium (III) binding abilities of humic acids,» *Analytica Chimica Acta*, vol. 317, pp. 195-206, 1995.
- [39] C. Escobar, C. Soto y I. Toral, «Optimization of the electrocoagulation process for the removal of copper, lead and cadmium in natural waters and simulated wastewater,» *Journal Environmental Management*, vol. 81, nº 4, pp. 384-391, 2006.
- [40] F. Hassaine y L. Sadoun, «Treatment of industrial wastes containing toxic metals (chromium), purification by liquid membranes,» *Desalination*, vol. 185, pp. 335-340, 2005.
- [41] L. Sadoun y S. Fassaine, «Purification - concentration process. Studies on the transport mechanism of a chromium (VI) - sulfuric acid-tri-n-octylamine (TOA) - ammonium carbonate system,» *Desalination*, vol. 167, pp. 159-163, 2004.
- [42] M. Litter, «Remoción de contaminantes metálicos,» *Solar Safe Water*, pp. 189-202, 2005.
- [43] D. Mohan y C. Pittman, «Activated carbons and low cost adsorbents for remediation of tri and hexavalent chromium from water,» *Journal of Hazardous Materials*, vol. 137, pp. 762-811, 2006.
- [44] C. Kozłowski y W. Walkowiak, «Removal of chromium (VI) from aqueous solutions by polymer inclusion membranes,» *Water Research*, vol. 36, pp.

4870-4876, 2002.

- [45] Y. González y G. Aportela, «Determinación de la toxicidad aguda del dicromato de potasio en larvas de *Artemia salina*,» *Anuario de Toxicología*, pp. 104-108, 2001.
- [46] J. Posta, A. Alimonti, F. Petrucci y S. Caroli, «On-line separation and preconcentration of chromium species in seawater,» *Analytica Chimica Acta*, vol. 325, pp. 185-193, 1996.
- [47] D. V. T. Mugasavalli y Y. Jin, «Biosorption of chromium from aqueous solutions by prepared *Aspergillus niger*: Batch column studies,» *Colloids and Surfaces*, vol. 301, pp. 214-223, 2007.
- [48] T. Srinath, T. Verma, P. Ramteke y S. Garg, «Chromium (VI) biosorption and bioaccumulation by chromate resistant bacteria,» *Chemosphere*, vol. 48, pp. 427-435, 2002.
- [49] E. Yausi y Y. Wang, «Simulated chromium (VI) reduction and phenol degradation on a fixed-film coculture bioreactor: reactor performance,» *Pergamon*, vol. 35, pp. 1921-1932, 2000.
- [50] E. Chirwa y Y. Wang, «Simultaneous chromium (VI) reduction and phenol degradation in an anaerobic consortium of bacteria,» *Water Research*, vol. 34, pp. 2376-2384, 2000.
- [51] E. Julve, «Perspectiva general del cromado industrial: Características físicas de recubrimiento y tipos de cromado,» *Anales de la Real Sociedad Española de Química*, vol. 2, pp. 19-27, 2001.
- [52] Indian Institute of Science, «Cromo,» Centre for Ecological Sciences, 4 Abril 2009. [En línea]. Available: <http://ces.iisc.ernet.in>. [Último acceso: 26 Febrero 2015].
- [53] I. Heidmann y W. Calamano, «Removal of Cr(VI) from model wastewaters by electrocoagulation with Fe electrodes,» *Separation Purification Technology*, vol. 61, pp. 15-21, 2008.
- [54] L. Wartelle y W. Marchall, «Citric acid modified agricultural by products as copper ion adsorbents,» *Advances in Environmental Research*, vol. 4, pp. 1-

7, 2000.

- [55] F. Venditti, A. Ceglie, G. Palazzo, G. Colafemmina y F. Lopez, «Removal of chromate from water by a new CTABsilica gelatin composite,» *Journal of colloid and Interface Science*, vol. 310, pp. 335-361, 2007.
- [56] L. Gzara y M. Dhahbi, «Removal of chromate anions by micellar-enhanced ultrafiltration using cationic surfactants,» *Desalination*, vol. 137, pp. 241-250, 2001.
- [57] V. Sarin y K. Pant, «Removal of chromium from industrial waste by using eucalyptus bark,» *Bioresource Technology*, vol. 97, pp. 15-20, 2006.
- [58] P. Gao, X. Chen, F. Shen y G. Chen, «Removal of chromium (VI) from wastewater by combined electrocoagulation-electroflotation without a filter,» *Separation and purification technology*, vol. 43, pp. 117-123, 2005.
- [59] T. Gil, P. Manrique y J. fernández, «Dermatitis de contacto por cemento, toxicocinética del cromo, fuentes de exposición,» Universidad de Cadiz, Cadiz, 2003.
- [60] M. Erdem, H. Altundogan, M. Turan y F. Tümen, «Hexavalent chromium removal by ferrochromium slag,» *Journal of Hazardous Materials*, vol. 126, pp. 176-182, 2005.
- [61] A. Curi, W. Granda, H. Lima y S. Wilson, «Zeolites and their application in the decontamination of mine wastewater,» *Información Tecnológica*, vol. 17, nº 6, pp. 11-118, 2006.
- [62] A. Caravelli, L. Giannuzzi y N. Zaritzky, «Reduction of hexavalent chromium by *Sphaerotilus natans* a filamentous micro-organism present in activated sludges,» *Journal of Hazardous Materials*, vol. 156, pp. 214-222, 2008.
- [63] K. Selvaraj, S. Manonmani y S. Pattabhi, «Removal of hexavalent chromium using distillery sludge,» *Bioresource Technology*, vol. 89, pp. 207-211, 2003.
- [64] O. Muter, A. Patmalnieks y A. Rapoport, «Interrelations of the yeast *Candida utilis* and CR(VI): metal reduction and its distribution in cell and medium,» *Process Biochemistry*, vol. 36, pp. 963-970, 2001.

- [65] L. Morales y E. Cristiani, «Removal of hexavalent chromium by *Trichocerna viride* in an airlift bioreactor,» *Enzyme and Microbial Technology*, vol. 40, pp. 107-113, 2006.
- [66] M. Barkat, D. Nibou, S. Chegrouche y A. Mellah, «Kinetics and thermodynamics studies do chromium (VI) ions adsorption onto activated carbom from aqueous solution,» *Chemical Engineering and Processing*, vol. 48, pp. 38-47, 2009.
- [67] G. Copello, F. Varela, R. Martínez y L. Dpiaz, «Immobilized chitosan as biosorbent for the removal of Cd(II), Cr(III) and Cr(VI) from aqueous solutions,» *Bioresource Technology*, vol. 99, pp. 6538-6544, 2008.
- [68] M. Arauzo, M. Rivera, M. N. C. Valladolid y O. Cedenilla, «Contaminación por cromo en el agua intersticial, en el agua del cauce y en los sedimentos del río Jarama,» *Asociación Española de Limnología*, vol. 22, pp. 87-100, 2003.
- [69] J. Sun, S. Chang, R. Li y C. Huang, «Factors affecting coremoval of chromium through cooper precipitation,» *Separation Purification Technology*, vol. 56, pp. 57-62, 2007.
- [70] P. Phol, «Application of ion-exchange resins to the fractionation of metals in water,» *Trends in Analytical Chemistry*, vol. 25, pp. 31-43, 2006.
- [71] N. Abuzaid y A. A.-H. Z. Bukhari, «Groundwater coagulation using soluble stainless steel electrodes,» *Advances in Environmenta Research*, vol. 6, pp. 325-333, 2002.
- [72] M. Mollah, P. Morkovsky, J. Gomes, J. Praga y D. Cocke, «Fundamentals, present and future perspectives od electrocoagulation,» *Journa of Hazardous Materials*, vol. 114, pp. 199-210, 2004.
- [73] S. Írdmez, N. Demircioglu y Y. Yildiz, «the effects of pH on phosphate removal from wastewater by electrocoaulation with iron plate electrodes,» *Journal of Hazardous Materials*, vol. 137, pp. 1231-1235, 2007.
- [74] P. Holt, G. Barton y C. Mitchell, «The future of electrocoagulation as a localised water treatment technology,» *Chemosphere*, vol. 59, nº 3, pp. 355-367, 2005.

- [75] K. Rajechwar y J. Ibanes, «Environmental electrochemistry: Fundamentals and applications in pollution abatement,» San Diego, Academic Press Limited, 1997, p. 776.
- [76] G. Chen, «Electrochemical technologies in wastewater treatment,» *Separation and Purification Technology*, vol. 38, nº 1, pp. 11-41, 2004.
- [77] J. Praga, D. Cocke, V. Calcerde, J. Gomes, M. Kesmez, H. Moreno, M. Weir y D. Mencer, «Characterization of electrocoagulation for removal of chromium and arsenic,» *Chemica Engineering Technology*, vol. 28, pp. 605-612, 2005.
- [78] A. Yilmaz, R. Boncuckoglu, M. Kocakerim y B. Keskinler, «The investigation of parameters affecting boron removal by electrocoagulation methos,» *Jorunal of Hazardous Materials*, vol. 125, pp. 160-165, 2005.
- [79] Y. Mollah, R. Schennach, J. Praga y D. Cocke, «Electrocoagulation (EC) - Science and applications,» *Journal of Hazardous Materials*, vol. 84, nº 1, pp. 29-41, 2001.
- [80] O. Larue, E. Vorobiev, C. Vu y B. Durand, «Electrocoagulation and coagulation by iron of latex particles in aqueous suspensions,» *Separation and Purification Technology*, vol. 31, nº 2, pp. 117-192, 2003.
- [81] M. Kobya, O. Can y M. Brayramoglu, «Tratment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminium electrodes,» *Journal of Hazardous Materials*, vol. 100, nº 1-3, pp. 163-178, 2003.
- [82] C. Mejía y V. Osorio, «Decoloración de aguas residuales don alto contenido de índico por el método de electrocoagulación,» *Revista Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional de Colombia*, vol. 29, pp. 115-118, 2003.
- [83] V. Gorodovkyh, A. Kaplin, N. Svishchenko y S. Orbaztov, «Purification of water by electrocoagulation with an alternating asymmetrical curret for stripping voltammetry,» *Zhurnal Analiticheskoi Khimii*, vol. 42, pp. 1024-1026, 1987.
- [84] N. Adhoum, «Tratment of electroplating wastewater contaning Cu(+2), Zn(+2) and Cr(VI) by electrocoagulation,» *Journal of Hazardous Materials*, vol. 112, nº 3, pp. 207-213, 2004.

- [85] E. Gil y C. Giraldo, «Proceso "acoplado" fisicoquímico y biotecnológico para el tratamiento de las aguas residuales contaminadas con cianuro,» Universidad EAFIT, Bogotá, 2005.
- [86] H. Bergmann, A. Rittel, T. Lourtchouk, K. Schoeps y K. Bouzek, «Electrochemical treatment of cooling lubricants,» *Chemical Engineering and Processing*, vol. 42, nº 2, pp. 105-119, 2003.
- [87] Comisión ambiental metropolitana, «Concepto de manejo de residuos peligrosos e industriales para el giro de galvanoplastia,» México D.F, 1998.
- [88] FUNDES, «Guía de buenas prácticas para el sector de galvanoplastia,» Ministerio del Medio Ambiente, Bogotá D.C, 1999.
- [89] Y. Jin, Y. Wu, Cao, Julin y Y. Wu, «Adsorption behavior of Cr(VI), Ni(II) and Co(II) onto zeolite 13x,» *Desalination and Water Treatment*, pp. 1-14, 2014.
- [90] R. Singh, A. Kumar, A. Kirrolia, R. Kumar, N. Yadav, N. Bishnoi y R. Lohchab, «Removal of sulphate, COD and Cr(VI) in simulated and real wastewater by sulphate reducing bacteria enrichment in small bioreactor and FTIR study,» *Bioresource Technology*, vol. 102, nº 2, pp. 677-682, 2011.
- [91] A. Hafez, El-Manharawy y Samir, «Design and performance of the two-stage/two-pass RO membrane system of chromium removal from wastewater. Part 3,» *Desalination*, vol. 165, pp. 141-151, 2004.
- [92] L. Alvarado, I. Rodríguez y A. Chen, «Integration of ion exchange and electrodeionization as a new approach for the continuous treatment of hexavalent chromium wastewater,» *Separation and Purification Technology*, vol. 105, pp. 55-62, 2012.
- [93] S. Nataraj, K. Hosamani y T. Aminabhavi, «Potential application of an electrodialysis pilot plant containing ion-exchange membranes in chromium removal,» *Desalination*, vol. 217, pp. 181-190, 2007.
- [94] K. Joshi y V. Shirivastava, «Photocatalytic degradation of Chromium (VI) from wastewater using nanomaterials like TiO₂, ZnO, and CdS,» *Applied Nanoscience*, vol. 1, pp. 147-155, 2011.
- [95] J. Bohdziewicz, «Removal of chromium ions (VI) from underground water in the

hybrid complexation-ultrafiltration process,» *Desalination*, vol. 129, nº 3, pp. 227-235, 2000.

- [96] Minetek, «Tratamiento de aguas,» 2015. [En línea]. Available: <http://www.minetek.com>. [Último acceso: 24 Febrero 2015].
- [97] Biotech Services, «ElectroCell Plant,» Biotech Services, [En línea]. Available: <http://www.biotechservices.in>. [Último acceso: 3 Marzo 2015].
- [98] G. E. Systems, «Effluent treatment plants electrocoagulations,» Global Enviro Systems. [En línea]. [Último acceso: 5 Marzo 2015].
- [99] Procontrol, S.L, «Electrocoagulación, tratamiento y depuración de aguas residuales,» Procontrol, S.L, [En línea]. Available: <http://www.procontrolsl.com>. [Último acceso: 5 Marzo 2015].
- [100] Crónica del quindío, «Electrocoagulación: purificar agua sin usar ningún químico,» 13 Febrero 2014. [En línea]. Available: <http://www.cronicadelquindio.com>. [Último acceso: 6 Marzo 2015].
- [101] Hidropot, «Hidropot: Tecnología, ecología y calidad,» Hidropot, 21 Mayo 2010. [En línea]. Available: <http://www.hidropot.com>. [Último acceso: 5 Marzo 2015].
- [102] G. Ciorba, C. Radovan, I. Vlaicu y L. Pitulice, «Correlation between organic component and electrode material: consequences on removal of surfactants from wastewater,» *Electrochimica Acta*, vol. 46, pp. 297-303, 2000.
- [103] G. Chen, X. Chen y P. L. Yue, «Electrocoagulation and electroflotation of restaurant wastewater,» *Journal of environmental engineering*, vol. 126, pp. 858-863, 2000.
- [104] C. Tsouris, D. DePaoli, J. Shor, M. Hu y T. Ying, «Electrocoagulation for magnetic seeding of colloidal particles,» *Colloids and surfaces a physicochemical and engineering aspects*, vol. 177, pp. 223-233, 2001.
- [105] K. Jumpatong, «Electrocoagulation of some heavy metals,» Chiang Mai University, Chiang Mai, 2002.
- [106] R. Kumar, S. Chaudhari, K. Khilar y S. Mahajan, «Removal of arsenic from

water by electrocoagulation,» Indian Institute of Bombai, Bombai, 2004.

- [107] A. Golder, A. Samanta y S. Ray, «Removal of trivalent chromium by electrocoagulation,» *Separation and purification technology*, vol. 53, pp. 33-41, 2006.
- [108] J. Gomes, P. Daida, M. Kesmez, M. Weir, H. Moreno, P. Jose, G. Irwin, H. McWhinney, T. Grady, E. Peterson y D. Cocke, «Arsenic removal by electrocoagulation using combined Al-Fe electrode system and characterization of products,» *Journal of Hazardous Materials*, vol. B139, pp. 220-231, 2007.
- [109] F. Martínez, «Tratamiento de aguas residuales industriales mediante electrocoagulación y coagulación convencional,» Universidad de Castilla-La Mancha, Ciudad Real, 2007.
- [110] G. Mouedhen, M. Feki, M. DePetrìs y H. Ayedi, «Behavior of aluminium electrodes in electrocoagulation process,» *Journal of Hazardous Materials*, vol. 150, nº 1, pp. 124-135, 2008.
- [111] M. Bhatti, A. Reddy y A. Thukral, «Electrocoagulation removal of Cr (VI) from simulated wastewater using response surface methodology,» *Journal of Hazardous Materials*, vol. 172, pp. 839-86, 2009.
- [112] A. Rezaee, H. Hossini, H. Masoumbeigi y R. Darvishi, «Simultaneous removal of hexavalent chromium and nitrate from wastewater using electrocoagulation method,» Teheran, 2011.
- [113] S. Hamdam y M. El-Naas, «Characterization of the removal Chromium (VI) from groundwater by electrocoagulation,» *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, vol. 20, pp. 2775-2785, 2013.
- [114] S. Sadeghi, M. Moghaddam y M. Arami, «Improvement of electrocoagulation process on hexavalent chromium removal with the use of polialuminum chloride as coagulant,» *Desalination and water treatment*, pp. 1-12, 2013.
- [115] S. Ramírez, «Remoción de cromo hexavalente por medio de electrocoagulación,» Universidad tecnológica de Querétaro, Santiago de Querétaro, 2013.

- [116] S. Hamdam y M. El-Naas, «An electrocoagulation column (ECC) for groundwater purification,» *Journa of Water Process Engineering*, vol. 4, pp. 25-30, 2014.
- [117] L. Staicu, E. van Hullebusch, P. Lens, E. Pilon y M. Oturan, «Electrocoagulation of colloidal biogenic selenium,» *Environmental science and pollution research*, Berlin, 2014.
- [118] D. Bhagawan, S. Poodar, T. Pothuraju, D. Srinivasulu, G. Shankaraiah, M. Yamuna, V. Himabindu y S. Vidyavathi, «Effec of operational parameters on heavy metal removal by electrocoagulation,» *Environmental Science and Pollution Research*, Berlin, 2014.
- [119] E. Aguilar, «Evaluación de la eficiencia de una celda de electrocoagulación a escala laboratorio para el tratamiento de aguas,» Instituto de investigación científica de la Universidad de Lima, Lima, 2014.
- [120] Powell water systems, «Powell electrocoagulation: sustainable technology for the future,» Powell Water Systems, 2001.
- [121] M. Bayramoglu, M. Kobya, O. Can y M. Sozbir, «Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater,» *Separation an purification technology*, vol. 37, nº 2, pp. 117-125, 2003.
- [122] *Decreto 1594*, 1984.
- [123] *Resolución 0631*, 2015.
- [124] *Acuerdo 08*, 2004.
- [125] *Resolución 3956*, 2009.
- [126] *Resolución 3957*, 2009.
- [127] World Health Organization, «Guidelnes for drinking-water quality,» World Health Organization, Ahmedabad, 2011.
- [128] California Department of Public Health, «Title 22, California code of regulations, division 4, chapter 14, article 3,» California Department of Public Health, Sacramento, 2013.

- [129] V. Gomis, «Tema 6. Espectroscopia de rayos x y electrónica,» Universidad de Alicante, Alicante, 2008.
- [130] V. Gomis, «Tema 7. Espectroscopía de emisión y absorción atómica,» Universidad de Alicante, Alicante, 2008.
- [131] A. Arango y L. Garcés, «Diseño de una celda de electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea,» *Rala*, vol. 43, nº 147, pp. 55-67, 2007.
- [132] F. Ozyonar y B. Karagozoglu, «Operating cost analysis and treatment of domestic wastewater by electrocoagulation using aluminium electrodes,» *Polish journal environmental studies*, vol. 20, nº 1, pp. 173-179, 2010.
- [133] Centro nacional de producción mas limpia y tecnologías ambientales, «Diagnóstico ambiental del sector curtiembre en Colombia,» Centro nacional de producción mas limpia y tecnologías ambientales, Bogotá D.C, 2004.
- [134] N. Ortiz, «Recuperación y reutilización de cromo de las aguas residuales del proceso de curtido de curtiembres de San Benito (Bogotá), mediante un proceso sostenible y viable tecnológicamente,» Universidad de Manizales, Bogotá, 2013.