



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA

ESCUELA ACADÉMICO PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

“Aplicación de aireación en la electrocoagulación para la remoción de Cr (VI) Y DQO
en aguas residuales de curtiembre”

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

Ingeniero Ambiental

AUTORES:

Joel Ruiz Ruiz (ORCID: 0000-0002-4932-2006)

Lourdes Maria Sanchez Tejada (ORCID: 0000-0002-9577-0563)

ASESORA:

Mg. Rita Jaqueline Cabello Torres (ORCID: 0000-0002-9965-9678)

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

Calidad y Conservación de los Recursos Naturales

LIMA – PERÚ

2019

Dedicatoria

Este trabajo lo dedicamos a nuestras familias y a nuestra asesora Mg. Rita Jaqueline Cabello Torres por darnos el apoyo científico y moral de lograr culminar nuestra carrera, también por ser una de los inspiradores que nos da fuerza para continuar en este proceso de obtener uno de los anhelos más deseados.

Agradecimiento

Agradezco a Dios y a mi familia por haberme apoyado y brindarme la confianza para poder culminar mis estudios, también al docente por haber brindado sus conocimientos a lo largo del proceso de nuestro trabajo de investigación.

Página del Jurado

Página del Jurado

Declaratoria de Autenticidad

Yo, Lourdes Maria Sanchez Tejada con DNI N° 78292235 a efecto de cumplir con las disposiciones vigentes consideradas en el reglamento de Grados y Títulos de la Universidad César Vallejo, Facultad de Ingeniería, Escuela de Ingeniería Ambiental, declaro bajo juramento que toda la documentación que acompaño es veraz y auténtica.

Asimismo, declaro también bajo juramento que todos los datos e información que se presenta en esta tesis son auténticos y veraces.

En tal sentido, asumo la responsabilidad que corresponde ante cualquier falsedad, ocultamiento u omisión tanto de los documentos como de información aportada, por lo cual me someto a lo dispuesto en las normas académicas de la Universidad César Vallejo.

Lurigancho, Diciembre del 2019



Lourdes Maria, Sanchez Tejada

DNI: 78292235

Declaratoria de Autenticidad

Yo, Joel Ruiz Ruiz, con DNI N° 76148716 a efecto de cumplir con las disposiciones vigentes consideradas en el reglamento de Grados y Títulos de la Universidad César Vallejo, Facultad de Ingeniería, Escuela de Ingeniería Ambiental, declaro bajo juramento que toda la documentación que acompaño es veraz y auténtica.

Asimismo, declaro también bajo juramento que todos los datos e información que se presenta en esta tesis son auténticos y veraces.

En tal sentido, asumo la responsabilidad que corresponde ante cualquier falsedad, ocultamiento u omisión tanto de los documentos como de información aportada, por lo cual me someto a lo dispuesto en las normas académicas de la Universidad César Vallejo.

Lurigancho, Diciembre del 2019

A handwritten signature in black ink, consisting of stylized, overlapping letters, positioned above a horizontal line.

Joel, Ruiz Ruiz

DNI: 76148716

Índice

Dedicatoria.....	ii
Agradecimiento	iii
Página del Jurado.....	iv
Declaratoria de Autenticidad	vi
Resumen	xiii
Abstract.....	xiv
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MÉTODO.....	23
2.1. Diseño de Investigación.....	23
2.2. Población, muestra y muestreo	23
2.2.1. Población.....	23
2.2.2. Colecta de muestra	24
2.2.3. Muestreo.....	24
2.3. Determinación de Cromo (VI).....	24
2.4. Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO).....	24
2.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos, validez y confiabilidad.....	25
2.6. Diseño del reactor	28
2.7. Materiales de electrodos	29
2.8. Fuente de energía	30
2.9. Influencia de aire en el proceso de electrocoagulación	30
2.10. Procedimiento de la electrocoagulación.....	30
2.11. Diseño experimental Box-Behnken	31
2.12. Análisis estadístico.....	36
III. RESULTADOS	37
3.1. Caracterización inicial del efluente de curtido	37
3.2. Resultados por el diseño Box Behnken	37
3.2.1. Condiciones Óptimas del tratamiento con aireación	37
3.2.2. Condiciones Óptimas del tratamiento sin aireación	38
3.3. Resultados por cinética de coagulación	38
3.3.1. Tratamiento de Acero y Aluminio con variación del tiempo	38
3.3.2. Tratamiento de Hierro y Aluminio con variación del tiempo	39
3.4. Modelos matemáticos	39

III. DISCUSIÓN.....	49
IV. CONCLUSIONES.....	52
IV. RECOMENDACIONES	53
REFERENCIAS	54
ANEXOS.....	67

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Técnica de electrocoagulación	13
Figura 2: Reactor tipo Batch.....	15
Figura 3: Reactor tipo Continuo	16
Figura 5 : Reactor tipo Batch Circular.....	29
Figura 6: Electrocoagulación.....	31

ÍNDICE DE DIAGRAMAS

Diagrama 1: Etapas de la investigación.....	33
---	----

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Validación de equipos	26
Tabla 2: Tamaño de placas	29
Tabla 3: Leyenda de parámetros.....	32
Tabla 4: Matriz de experimentación Box- Behnken para la aplicación del proceso de electrocoagulación	32
Tabla 5: Caracterización de la muestra inicial antes de la electrocoagulación	37
Tabla 6: % de Remoción con aireación	37
Tabla 7: % de Remoción sin aireación	38
Tabla 8: Porcentaje de remoción con acero y aluminio.....	38
Tabla 9 : % Porcentaje de remoción con hierro y aluminio	39
Tabla 10: ANOVA para remoción de Cr (VI).....	40
Tabla 11: ANOVA para remoción de DQO	40
Tabla 12: ANOVA para remoción de Cr (VI).....	42
Tabla 13: ANOVA para remoción de DQO	42

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1:Cuadro de Operacionalización.....	35
--	----

Resumen

Las industrias de curtiembre son una de las principales actividades contaminantes para el recurso hídrico teniendo valores altos de Cr(VI) y DQO por lo tanto se hace necesario emplear tratamientos aplicando aireación que permitan eliminar las altas concentraciones del efluente residual; el objetivo es aplicar aireación en la electrocoagulación para la remoción significativa de Cromo (VI) y DQO en aguas residuales de curtiembre de la fase de curtido de una industria de curtiembre ubicado en el distrito de San Juan de Lurigancho, se recolecto 200 L de agua residual para el tratamiento, el diseño fue Box-Behnken junto con la metodología de superficie de respuesta (RSM) con 15 tratamientos y 3 repeticiones, para buscar los mejores condiciones de operación de pH, amperaje y distancia para la remoción de Cr(VI) y DQO en un sistema de electrocoagulación tipo Batch, utilizando una combinación de electrodos (acero-aluminio) y (hierro y aluminio); a su vez se realizó un estudio cinético mediante 10 tratamientos una variación de tiempo cada 6 minutos durante 1 hora. Los parámetros óptimos para los electrodos de acero y aluminio fueron pH 4, amperaje 4A y d/a 0.038 cm/cm², con una eliminación 99.1 % Cr(VI) y 82.7% DQO mientras para los electrodos de hierro y aluminio sus parámetros fueron pH 5, amperaje 2A y d/a de 0.035 cm/cm², su remoción fue de 99.8% Cr(VI) y 79.4% de DQO. El estudio de cinética de coagulación se aplicó el modelo de primer orden. Y se logró tener un (p-valor = 0.01) para Cr(VI) y (p-valor = 0.02) DQO con valores de R² de 0.804 y de 0.766 respectivamente para los electrodos de acero y aluminio, de tal forma se ajustó al del primer orden. Se concluye que el método empleado aplicando aireación demostró ser eficiente para el tratamiento de aguas residuales de curtiembre y por lo tanto se recomienda para tratamiento de estos tipos, se recomienda realizar un análisis de los parámetros químicos, biológicos de los lodos generados.

Palabras clave: electrocoagulación, electrodos, agua residual, Box Behnken, Cromo(VI), DQO

Abstract

Tannery industries are one of the main polluting activities for the water resource having high Cr (VI) and COD values, therefore it is necessary to use treatments applying aeration that allow to eliminate the high concentrations of residual effluent; The objective is to apply aeration in the electrocoagulation for the significant removal of chromium (VI) and COD in tannery wastewater from the tanning phase of a tannery industry located in the district of San Juan de Lurigancho, 200 L of water was collected residual for the treatment, the design was Box-Behken together with the response surface methodology (RSM) with 15 treatments and 3 repetitions, to find the best operating conditions of pH, amperage and distance for Cr (VI) removal and COD in a batch electrocoagulation system, using a combination of electrodes (steel-aluminum) and (iron and aluminum); in turn, a kinetic study was carried out using 10 treatments, a variation of time every 6 minutes for 1 hour. The optimum parameters for the steel and aluminum electrodes were pH 4, amperage 4A and d / a 0.038 cm / cm², with a 99.1% Cr (VI) and 82.7% COD removal while for the iron and aluminum electrodes their parameters were pH 5 , amperage 2A and d / a of 0.035 cm / cm², its removal was 99.8% Cr (VI) and 79.4% COD. The coagulation kinetics study applied the first order model. And it was possible to have a (p-value = 0.01) for Cr (VI) and (p-value = 0.02) COD with R² values of 0.804 and 0.766 respectively for the steel and aluminum electrodes, thereby adjusting to the of the first order. It is concluded that the method used by applying aeration proved to be efficient for the treatment of tannery wastewater and therefore it is recommended for treatment of these types, it is recommended to perform an analysis of the chemical, biological parameters of the sludge generated.

Keywords: electrocoagulation, electrodes, wastewater, Box behnken, Chrome (VI), COD

I. INTRODUCCIÓN

La producción de cueros o industrias de curtido de pieles son una de las principales actividades industriales contaminantes en el mundo. (Mannuci, et al,2010, p.2); la producción de cuero tiene un propósito en convertir la piel de animal en un producto indispensable, mediante una secuencia de procesos físicos y químicos que logra llegar al producto final (Rey,2013, p.2; Sawalha et al, 2019, p.1). Asimismo, la descarga del efluente residual de curtido sin tratamiento puede causar serias contaminaciones ambientales porque contiene contaminantes tóxicos y no tóxicos (Deveci et al., 2019, p.124); por lo tanto, el tratamiento de los efluentes de curtiembre es motivo de gran preocupación para el país (Chowdhury, et al., 2013, p.2).

Estos efluentes de curtiembre son una combinación de materia biológica de pieles y una diversidad de productos químicos orgánicos e inorgánicos empleados dentro de la producción y por sus características contienen altas concentraciones de cloruros, sulfatos, sulfonatos alifáticos, etoxilados aromáticos alifáticos, polifenoles sulfonados, concentrados de ácido acrílico, ácidos grasos, colorantes, proteínas e inorgánicos como el cromo (Ramesh,Babu, et al ,2007, p.201); asimismo, estas aguas residuales de curtiembre se clasifican como el mayor contaminante entre todas las industrias del mundo (Tinni et al,2014;Azom et al,2012 citado por Haque et al, 2019, p.298).

Ante este problema, estos metales pesados se encuentran entre los diversos contaminantes de la industria de curtiembre generándose un grave peligro para la salud y medio ambiente porque no son biodegradables y se acumulan en los organismos vivos (Saha y Sanyal, 2010 citado por Khaled et al 2014, p.2). El cromo está presente en dos estados de oxidación estables, cromo trivalente y cromo hexavalente, teniendo el cromo hexavalente como cancerígeno, mutagénico y tóxico para los organismos vivos (Nigam et al, 2019, p.1).

Es así, estos metales como el cromo hexavalente representa un gran daño para la salud de los humanos debido a sus concentraciones altas afectando a las personas que trabajan en industrias ya que causa cáncer al pulmón, dolor de estómago y al tacto respiratorio generando sangrado de la nariz, también afectando a la piel e incluso puede llegar a provocar la muerte. (Shanker y Venkateswarlu, 2011, p.651).

La técnica de electrocoagulación es utilizada para el tratamiento de aguas residuales (GracePavithra,et al ,2019,p.582), así cuando el agua residual ingresa a un sistema de electrocoagulación, la partícula de metal en el agua llega a ser impulsada, hacia el exterior

del cátodo, entonces el agua se hidroliza formando hidrógeno gaseoso generando grupos hidroxilo; en la figura 1, se muestra una celda de electrocoagulación; este método se acopla a la introducción de una corriente eléctrica con el fin de desestabilizar los contaminantes suspendidos en una disolución, en ese proceso el ánodo proporciona iones metálicos dentro del reactor, mientras que el cátodo libera hidrógeno gaseoso; en este proceso, los iones metálicos se disuelven eléctricamente a partir de los electrodos generándose coágulos que luego pueden flotar como partículas floculadas en el agua (Mamelkina, 2019, p.44).

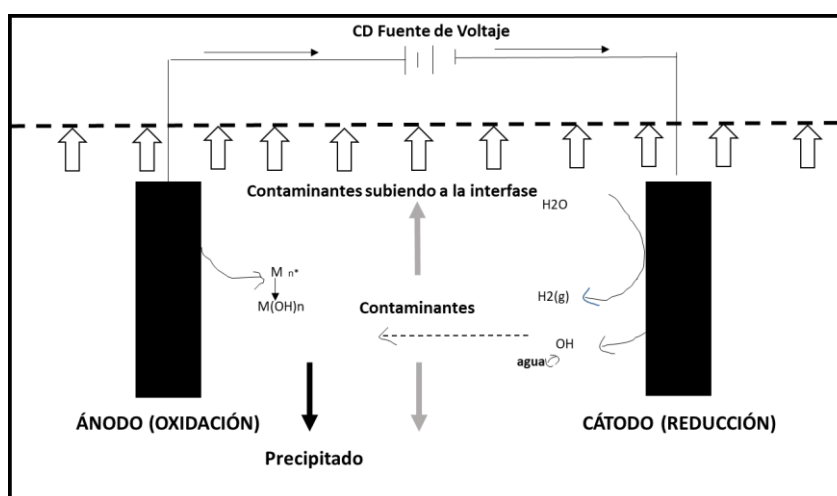


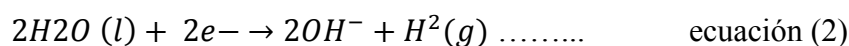
Figura 1: Técnica de electrocoagulación

Según Medel, Lugo y Meas (2018), la electroquímica ha sido una excelente opción para el tratamiento de aguas residuales, este proceso implica tres etapas, la formación del coagulante por la oxidación electrolítica de electrodos, desestabilización de los contaminantes y floculación de partículas insolubles suspensión de partículas y emulsiones y formación de agregados o adsorción. (Kartikaningsih, Shih y Huang, 2016, p.150).

El proceso de electrocoagulación tiene ventajas siendo ser un equipo sencillo, fácil operación (Nariyan, Volkorsdorfer y Sillanpaa, 2018, p.168) y automatización, con un tiempo de retención corto y baja producción de lodos para la reducción del alto porcentaje de concentraciones que generan las industrias de curtiembres. (Varank et al, 2014) y no hay necesidad de coagulantes químicos (Dura,2013,p.10) y como desventajas tiende ser la pasivación de electrodos que deben ser cambiados (Radha y Sirisha,2018,p.369), el uso de consumo de energía en su amplia aplicación (Liu et al, 2019, p.1), se forma una película de óxido impermeable en el cátodo que conduce a la pérdida de eficiencia del proceso de

electrocoagulación, la alta conductividad de la suspensión de aguas residuales es necesario y el hidróxido puede tender a solubilizarse (Ogwoka,Home,Chacha y Koehm,2012,p.198).

En el principio de la electrocoagulación se origina a partir de la "electrólisis", donde el proceso ocurre a través de una corriente eléctrica directa que pasa por un electrolito produciendo reacciones químicas en los electrodos, también en el proceso de electrocoagulación es particularmente útil para el tratamiento de aguas residuales oleosas. Teniendo las reacciones químicas durante la electrocoagulación más importantes donde se implica la disolución de cationes metálicos en el ánodo y la formación de iones hidroxilo e hidrógeno gaseoso en el cátodo (An et al, 2017, p.5).



Según la ecuación la corriente pasa a través de un electrodo oxidando el metal (M) a su catión (M^{n+}), simultáneamente, el agua se reduce a hidrógeno gas y el ion hidroxilo (OH^{-}). De tal manera, el Al o Fe son disueltos por disolución anódica, lográndose formar una serie de especies del coagulante e hidróxidos donde se desestabilizan y empiezan a coagular las partículas que están suspendidas fijándose los contaminantes disueltos por adsorción, esta formación de los coagulantes por oxidación electrolítica del electrodo, son una reacción principal que ocurre en el ánodo de metal que es disuelto.

Asimismo, los principales parámetros que afectan en el proceso de electrocoagulación con mayor influencia es la densidad de corriente debido a la cantidad de electrodos que son aplicados y se desprende una cantidad excesiva de iones en el medio acuoso. (García et al, 2017, p.18), además la conductividad eléctrica cuando aumenta produce un aumento en la densidad de corriente dependiendo el tiempo que se mantenga contante el voltaje. (Van Genuchten et al, 2017, p. 21).

Según Hakizimana et al., (2017) el pH es un factor clave que se encuentra en relación directamente con los procesos de electrocoagulación específicamente en los procesos de coagulación. (p.7), también cuando el valor de pH inicial es menor de 4 (ácido), el pH del efluente aumenta, mientras que tiende a disminuir cuando el valor de pH inicial es superior a 8 (básico), y el pH del efluente cambia solo ligeramente cuando el pH inicial está en el rango neutral de 6-8 (Kabdasli,et al,2012,p.4). Por lo tanto, la temperatura no ha sido muy investigada pero la eficiencia de la corriente se incrementa hasta llegar 60°C en todo caso si llega a un punto alto el electrodo logra desprender mayor cantidad de iones

(Song, et al, 2017, p. 33). El tiempo es un factor importante porque cuando la electrolisis aumenta, las concentraciones de iones logran aumentar las burbujas generando la coagulación y floculación de materia orgánica, provocando un alto consumo de energía eléctrica. (Li et al, 2011, p. 1161), asimismo Chouhan et al. (2018) logra mayor reducción de la carga de los contaminantes con el tiempo (p.940). Por esa razón, la distancia de electrodos es un factor que refleja la influencia del campo electrostático elaborado entre electrodos en el reactor para la eficiencia del proceso de electrocoagulación, además ejerce una relación inversa es decir cuando la distancia entre los electrodos aumenta, la resistencia de ello aumenta logrando una baja intensidad de corriente eléctrica en el reactor. Es así que la resistencia provoca un desplazamiento más lento de los iones formados durante la electrólisis, por lo que la interacción de los iones con el hidróxido los polímeros son más débiles resultando en una baja eficiencia (Rehman et al, 2015, p. 2253).

Por otro lado, la clasificación de los reactores para el proceso de electrocoagulación se tiene dos tipos Batch y Continuo, donde la elección de algunos de estos modelos va a depender de la particularidad del contaminante y la caracterización del agua residual (Kobyas, Gengec y Demirbas, 2016).

El modelo Batch como se ve en la figura 2 tiene una característica distinta a la del otro reactor debido que no tiene entrada o salida de efluentes durante el tiempo de electrólisis, a la vez el material del ánodo se hidroliza y se obtiene la concentración del contaminante. (Khandegar y Saroha, 2013, p.957). Por el cual, los electrodos tienen una gran función donde el coagulante se genera en el reactor cuando hay desgaste eléctrico por la oxidación del ánodo y el cátodo se mantiene pasivo (Thakur y Chauchan, 2016, p.107).

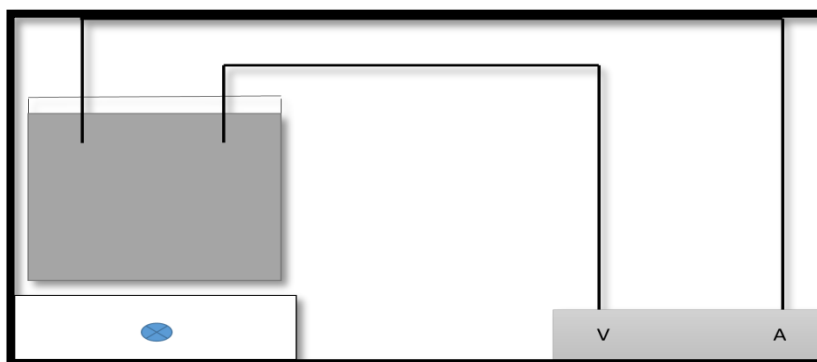


Figura 2: Reactor tipo Batch

Consecutivamente, el segundo es el modelo Continuo como se ve en la figura 3 tiende a funcionar con condiciones estables, principalmente con una concentración estable de contaminantes y un caudal de efluente, de tal forma, se adapta a grandes volúmenes de efluentes residuales y logran mejorar sus procesos industriales teniendo una entrada y una salida consecutivamente. Por el contrario, la naturaleza dinámica de un reactor batch permite estudiar el rango de condiciones de operación y es más adecuado para el trabajo de investigación a escala piloto (Khandegar y Saroha, 2013, p.955).

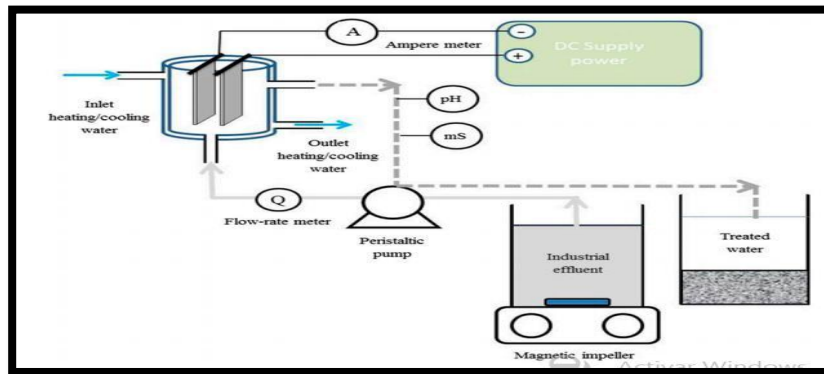


Figura 3: Reactor tipo Continuo
Fuente: Aitbara, et al., 2014

Sin embargo, en la electrolisis se da una separación de compuestos químicos, a través de ellos pasa una corriente eléctrica en la cual el experimento más sencillo para explicar el efecto es la electrolisis del agua, un compuesto de hidrogeno y oxígeno en la cual se introduce corriente eléctrica en los conductores en donde se forman burbujas de oxígeno e hidrogeno (Amarasooriya y Kawakami, 2019, p, 2).

La celda electrolítica consta de un par de componentes importante que son dos electrodos, cuando se aplica un voltaje externo entre un par de electrodos, los iones libres del electrolito con carga opuesta son atraídos de ánodo a cátodo provocando una oxidación y reducción (Chen, Chen y Yue, 2002, p. 2449).

También el autor Azimi et al. (2016) menciona que en la forma más simple en una celda electrolítica tiene un ánodo y un cátodo también llamados electrodos de sacrificio. Los electrodos pueden ser de materiales diferentes o similares entre los más utilizados son los de hierro y aluminio por lo que retienen a los iones de metales pesados se retienen en los efluentes residuales debido a sus cargas eléctricas para luego juntarse como diminutos imanes que formar una masa de lodos (p.39).

Se han investigado y puesto en práctica diversos diseños de sistemas de electrocoagulación para evaluar la eficiencia de su rendimiento, por ejemplo Tezcan Un, Onpeker y Ozel (2017) realizaron un tratamiento de aguas a través de un reactor cilíndrico

con un impulsor giratorio vertical que actuó como ánodo de hierro, en la parte experimental se utilizaron 4 niveles de densidad de corriente entre 5, 10, 15, 20 mA/cm², 1000 mg/L de Cr (VI), 2.4, 4 y 6 de pH, tiempo de 60 minutos mostrando resultados óptimos en un tiempo de 20 minutos a pH ácido (2.4) y con una densidad de corriente de 20 mA/cm², teniendo una remoción de 100%.

Kumar, Nidheesh, Sureshp (2018) realizó su tratamiento con proceso de aireación y peroxi-coagulación para el tratamiento de las aguas residuales, usando 5 ánodos y cátodos con placas de hierro y un 1cm de distancia con un volumen de 2 L en estudio el vario el pH durante 1 hora de tratamiento con densidades de corriente entre 0.5 ,1 y 2 V para eliminar la demanda química de oxígeno (DQO) y color, eliminando más del 50 % de DQO y 60 % de color con un pH de 3 y 7.7, voltaje de 1V, mientras que el proceso de peroxi-coagulación tuvo de mayor significancia que la electrocoagulación aireada teniendo una remoción de 78% de DQO y 97 % de color con un 1 de voltaje (p.590).

Cheballah, K. et al (2015) en su investigación realizó su tratamiento sobre el proceso de electrocoagulación utilizando electrodos de hierro con parámetros óptimos de pH de 2.4 y 0.06 M de NaCl, con una intensidad de corriente de 20 mA/cm², logrando una remoción de 75 % de Cr(VI).

En otros casos el tratamiento de efluentes de curtiembre mediante la electrocoagulación se ha efectuado utilizando dos electrodos de aluminio de aleación de aluminio y aluminio puro entre una distancia de 2cm, densidad de corriente 200,300 y 400 A/m², tiempo de 6 horas (10 minutos durante la primera hora y cada 30 minutos más tarde), pH de 4 a 7 y 2L de aguas residuales, durante seis 6 horas de tratamiento, con una densidad de 400 A/m² y un pH de 6.5 y 7 lograron que la aleación de aluminio generara una mayor capacidad de remoción con un 95 % para cromo y DQO. (Elabbas et al., 2016, p. 9-18).

De igual forma, Khan et al. (2019) construyó un reactor de forma columna cilíndrica teniendo con una varilla de acero de 2,5 cm de diámetro como el centro de ánodo y una malla de hierro cilíndrica de 7cm de diámetro para el cátodo, el reactor presentó una capacidad de 4 l . Se utilizó un rango de pH de 3 a 9.5 en un tiempo de aplicación de 2 a 22 minutos y con diferentes amperajes de 0.5 a 2.5 A. Este diseño permitió eliminar Cr(VI) al 100% en condiciones de pH igual a 3, a 1.48 A, en un tiempo de 21.47 minutos. (p.4)

De forma similar, realizaron un diseño de electrocoagulación para aguas residuales de curtiembre, utilizo seis electrodos de aluminio entre cátodos y ánodos con una

separación de 1 cm. Asimismo, en su procedimiento tuvo concentraciones iniciales de 1470 mg/L de cromo III, 1132 mg/l de DQO, 4,22 de pH entre un tiempo de 15 a 45 minutos y 5 a 10 de voltaje. En conclusión, el estudio tuvo una eficacia en un tiempo de 45 minutos con un pH de 6,54, asimismo, se removió DQO de 48% y cromo III con un 98%. (Mayta y Mayta ,2017, p.3)

Mahmand et al. (2016) eliminó Cromo total, turbidez y color de lixiviados por electrocoagulación usando electrodos de aluminio y acero inoxidable con una variación de pH inicial de 3,4,5,6 y 7, voltajes de 1.5,2.0 y 2.5V y en un tiempo de 60 minutos Logro una remoción del 88.35% con el electrodo de acero inoxidable con un pH de 7 y voltaje de 2.5 v, la remoción de turbidez (99.65%) fue más eficaz aplicando electrodo de aluminio con un voltaje de 2.5V, pH 5 mientras que la eliminación de color (99.78%) se logró a pH 4 y un voltaje de 2.5V. Esto demostró que los electrodos de aluminio tienen mejor eliminación para color y turbidez mientras el electrodo de acero inoxidable elimina cromo total. (p.682)

Existen otros estudios de eliminación de Cr mediante electrocoagulación y precipitación química utilizando diferentes electrodos como aluminio, cobre y hierro con una distancia de 2 cm. Una variación de potencial eléctrico de 0.5 a 3.0 V en un tiempo de 100 minutos y una variación de pH de 4 a 11 logro precipitar los residuos al 99% mientras la técnica de electrocoagulación la eliminación de Cromo tuvo eficiencia de 97.76% con el electrodo de aluminio con condiciones óptimas de 3.9 V en 110 minutos, con el electrodo de Cobre tuvo un 69.91% con 2.0 V en un tiempo de 100 minutos y por último el electrodo de hierro su eficiencia fue de 90.27% con una 1 hora y 40 minutos y 2.5V (Mella, Glanert y Gutterres, 2015, p. 196).

Existen diversos métodos para la eliminación de contaminantes de aguas residuales, como las tecnologías de intercambio iónico (Levchuk, Rueda y Sillanpaa,2018, p.90), coagulación-floculación (Hortense,et al 2019,p.1), precipitación química (Osmanlioglu,2018,p.1), adsorción (Es-Sahbany,2019,p.867), filtración por membrana (Ejraei,Aroon y Ziarati,2019,p.45), flotación (Rubio,Souza y Smith,2002, p.139) y métodos electroquímicos como la electrocoagulación (Barakat, 2011, p.363). Sin embargo, la tecnología de la electrocoagulación se ha aplicado ampliamente en los tratamientos de aguas residuales de curtiduría (Caliari,et al,2019,p.1), textil (Fazal et al,2018,p.1) y agroalimentario (Ghazouani,et al,2019,p.1651) con el fin de la eliminación de metales pesados. (Módenes et al, 2012, p.2).

Hoy en día, se ha recuperado la importancia de la tecnología electroquímica como una alternativa beneficiosa para disminuir contaminantes de efluentes residuales durante las últimas dos décadas (Wang et al, 2007, citado por Fu y Wang, 2011, p.414), asimismo los métodos electroquímicos son simples, fáciles de operar, económicos, rápidos y ecológicos (Aljaberi, 2019, p.1).

Este proceso viene acompañado de la coagulación química brindando la posibilidad de disminuir los altos valores de concentración de los contaminantes distintos a la materia coloidal, como las sustancias inorgánicas presentes en el agua residual (Sillanpaa y Shestakova, 2017, p.74), este es un procedimiento que mantiene factores de simple manipulación y rentabilidad para el tratamiento de efluentes inorgánicos (Deghles y Kurt, 2016, p.43).

La cinética de coagulación y floculación es crucial para determinar los efectos de la colisión de partículas que da inicio con la etapa de floculación pericinetico (browniana), esto es debido al movimiento de las partículas por la inducción de una energía externa. (Ojeda, M. 2015, p.355.), también la floculación ortocinetica es cuando se ponen en contacto la colisión de partículas es afectado por el movimiento del agua en la que es inducida por una energía exterior, esta puede ser de origen hidráulico o mecánico facilitando la formación de flóculos. (Lozano, W,Lozano,G. 2015, cap.8.)

Menkiti (2009) utilizó las siguientes ecuaciones para evaluar los modelos cinéticos de colisión de partículas:

Ecuación primer orden (m= 1)

$$\frac{1}{\sqrt{N}} = \frac{1}{\sqrt{N_0}} + \frac{N_0 K t}{2\sqrt{N_0}} \dots\dots\dots \text{ecuación 3}$$

➤ Ecuación lineal

$$Y = a + bx \dots\dots\dots \text{ecuación 4}$$

- a) N = concentración de las articulas de colisión
- b) Intersección (a)
- c) dependiente (b)
- d) constante de Boltzman $K_B = 1.383 \cdot 10^{-2}$ (l/mg/min)
- e) viscosidad dinámica del agua de curtiembre (n) = $1.4742 \cdot 10^{-3}$ (Ns/m²)
- f) Temperatura =20°C
- g) T°= 273°k
- h) T(k) = 293°k

- Concentración inicial de cromo hexavalente $N = (990) \text{ mg/l}$

$$\sqrt{N} = N_0 \dots \dots \dots \text{ecuación 5}$$

Constante de velocidad

$$K = \frac{2 \cdot b}{\sqrt{N_0}} \dots \dots \dots \text{ecuación 6}$$

- Donde β_{BR} es el factor de colisión para el transporte browniano.

$$K = \frac{1}{2} \beta_{BR} \dots \dots \dots \text{ecuación 7}$$

Despejamos la ecuación 7

$$\beta_{BR} = 2 \cdot k \dots \dots \dots \text{ecuación 8}$$

- Donde $t_{1/2}$ es periodo de coagulación / vida media

$$T_{1/2} = 1 / (0.5 \cdot N_0 \cdot k) \dots \dots \dots \text{ecuación 9}$$

- Donde K_R es la constante de reacción

$$K_R = \frac{8}{3} \cdot \frac{K_R T}{n} \dots \dots \dots \text{ecuación 10}$$

- Donde ϵ_p es la eficiencia de colisión de partículas

$$\epsilon_p = \frac{4}{3} \epsilon_p \frac{k_R T}{n} \dots \dots \dots \text{ecuación 11}$$

Despejando la ecuación ϵ_p es la eficiencia de colisión

$$\epsilon_p = \frac{3 \cdot K n}{4 \cdot B_B T} \dots \dots \dots \text{ecuación 12}$$

Ecuación para segundo orden (m=2)

$$\frac{1}{N} = Kt + \frac{1}{N_0} \dots \dots \dots \text{ecuación 13}$$

En Lima-Perú, Ahmad (2015), indica que existen 80 empresas destinadas a elaborar cueros y calzados, pero solo 8 de ellas son legales teniendo que presentar informes de salud cada 3 a 4 meses cumpliendo con la ley establecida (p.21). De tal forma, las industrias de cuero están siendo obligadas a buscar tecnologías de tratamiento de efluentes residuales más limpias, de fácil acceso, económico y ambientalmente sostenible (Lofrano, et al, 2013, p.266).

El Perú, cuenta con una legislación que aprueba el reglamento de valores máximos admisibles (VMA) que es el D.S N°010-2019- VIVIENDA; que es aplicada para la liberación de efluentes no domésticas en el sistema de alcantarillado, teniendo valores máximos para Cromo Total 10 mg/l, Cromo (VI) 0.5 mg/l y para DQO 1000 mg/l,

teniendo así industrias que trabajan informalmente y no cumplen con la normativa establecida (Vivienda,2019). Esta situación amerita el planteamiento de alternativas que permitan asegurar la eliminación del Cr(VI) que altera la calidad del cuerpo receptor y disminuir el riesgo de su absorción por los seres vivos.

Esta investigación ha tenido como finalidad optimizar las condiciones operativas de un proceso de electrocoagulación para eliminar o disminuir la presencia del contaminante Cr(VI) mejorando un diseño cilíndrico, esto ha permitido permite plantear el objetivo de aplicar aireación en la electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales de curtiembre y tener un mejor proceso de coagulación y floculación de las partículas, logrando una mejor remoción de Cromo (VI) y DQO a través de una energía eléctrica y una combinación de electrodos.

En base de la realidad problemática se planteó el problema general siendo ¿La aplicación de aireación en la electrocoagulación logra la remoción de cromo (VI) y DQO en las aguas residuales de curtiembre? por lo tanto, sus problemas específicos son ¿La remoción de Cr(VI) y DQO en aguas residuales de curtiembre, que condiciones operativas requiere del sistema de electrocoagulación con aireación? y ¿La remoción de Cr (VI) y DQO lograda en el sistema de electrocoagulación con aireación logra aproximarse a los valores máximos admisibles en aguas residuales de curtiembre?

Esta investigación se ha justificado por la necesidad de demostrar que la técnica de electrocoagulación aplicando aireación sirve para disminuir la cantidad de lodos y evitar que se lleguen a formar la capa de espumas, eliminando cromo (VI) y DQO y brindando una solución a la problemática del recurso hídrico, porque se demostró que es posible recuperar el agua para su reúso industrial.

El objetivo planteado fue: Aplicar aireación en la electrocoagulación para la remoción significativa de Cromo (VI) y DQO en aguas residuales de curtiembre, mientras los específicos fueron: Determinar las condiciones operativas del sistema de electrocoagulación aireación que influyen significativamente en la remoción de Cr(VI) y DQO en aguas residuales de curtiembre y por ultimo: Comparar la remoción de Cr (VI) y DQO lograda en el sistema de electrocoagulación con aireación con los valores máximos admisibles en aguas residuales de curtiembre?

La hipótesis general de la investigación fue: La aplicación de aireación en la electrocoagulación logra la remoción de cromo (VI) y DQO en aguas residuales de curtiembre de manera significativa y los específicos: Existen ciertas condiciones operativas del sistema de electrocoagulación aireación cuyas condiciones operativas

influyen significativamente en la remoción de Cr (VI) y DQO en aguas residuales de curtiembre y: La remoción de Cr (VI) y DQO lograda en el sistema de electrocoagulación con aireación logra aproximarse significativamente a los valores máximos admisibles en aguas residuales de curtiembre.

II. MÉTODO

2.1. Diseño de Investigación

El diseño es CUASI EXPERIMENTAL debido a que se tiene dos tipos de variables independientes en este estudio. Consecutivamente la investigación el tipo de estudio es APLICATIVA debido a que se basa a teorías y conocimientos básicos para luego plantearlo en un problema y el nivel de investigación de este trabajo es EXPLICATIVO lo cual se explica el contenido de las variables para lograr el conocimiento del fenómeno al que hace referencia el análisis con el fin de lograr aportar en la investigación.

2.2. Población, muestra y muestreo

2.2.1. Población

La población que se tomó en cuenta en el estudio fue un efluente de la etapa de curtido de la industria de curtiembre ubicado en el distrito de San Juan de Lurigancho, teniendo como descarga 25 m³ de agua residual de la fase de curtido (ve figura 4). Según Arias (2016, p.202) indica que la población es un conjunto o totalidad de individuos y que adquiere unidad de análisis para cuantificar y determinar el lugar del estudio de investigación, además tras la población se dará la selección de la muestra.



Figura 4: Delimitación del área de estudio

2.2.2. Colecta de muestra

La muestra para este estudio fue de 200 L del efluente residual de la fase de curtido, depositados en un tanque para su análisis y tratamiento a nivel de laboratorio.

2.2.3. Muestreo

El tipo de muestreo es NO PROBABILISTICO, ya que la selección de la muestra es tomada a criterio del investigador.

2.3. Determinación de Cromo (VI)

Para la determinación del cromo hexavalente se utilizó la metodología de 3500-Cr B APHA-AWWA-WEF (2012). La preparación de los reactivos se efectuó según la guía de Sereviche y Gonzales (2013) para la preparación de la solución patrón se pesó 141.45 mg de ($K_2Cr_2O_7$) y se enrazó a 100 ml de lo cual para ajustar el pH se añadió HNO_3 , por lo tanto, las diferentes concentraciones para la curva de calibración fueron variando entre un intervalo de 0.000 a 0.200 mg/l generando una ecuación lineal como se muestra en el (Anexo 1) para que puedan ser leídas las muestras inicial y finales del tratamiento.

Para analizar la concentración de la muestra inicial de Cr (VI) se utilizó 1 ml de muestra a una fiola de 100 ml y enrazando con agua destilada, luego para realizar la lectura se sacó 1 ml de la muestra diluida y se colocó a una fiola de 100 ml, colocando 0.5 ml de ácido sulfúrico 1:1 y 1 ml de difenilcarbazida, para luego ser llevado al equipo espectrofotómetro UV-visible con una absorbancia de 540 nm y realizar su lectura adecuada.

2.4. Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)




Para la determinación de DQO se utilizó el método de reflujo cerrado por colorimétrico 5220 D, para ello se siguió la guía Standard Methods "For the examination of water DQO", donde se prepararon reactivos, comenzando con la solución de digestión que se preparó en una fiola de 1000 ml agregando 500 ml de agua destilada previamente se lleva 10,216 g de ($K_2Cr_2O_7$) a secar a $103^\circ C$ durante 2 horas, luego se añade 167 de ácido sulfúrico y 33,3 de $HgSO_4$ para luego enrazar con agua destilada. Seguidamente, se preparó ácido sulfúrico añadiendo 5,5 g de Ag_2SO_4 /kg de H_2SO_4 , para luego dejarlo reposar por 2 días y finalmente la preparación de ftalato de hidrogeno patrón se trituro el ftalato de hidrogeno y se lleva a secar a $120^\circ C$, se añade 425 mg en 1000 L de agua destilada, esta preparación tiene la función para realizar la muestra patrón.


2.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos, validez y confiabilidad


Las técnicas que se utilizó es la observación con fichas de datos, los instrumentos fueron utilizados para la recopilación de datos necesarios, teniendo la validación de instrumentos para realizar los respectivos análisis de cada muestra, los equipos de laboratorio de la Universidad Cesar Vallejo se calibraron para tener datos confiables. Asimismo, en el Cuadro 1 se muestran los instrumentos empleados y sus detalles.


La determinación de pH se efectuó usando un pH-metro HANNA. (Mendoza,2002p.43; PCE instrumentos,2012), también la conductividad eléctrica permitió evaluar la cantidad de sal presente en la disolución con el conductímetro OAKTAON, serie 700.(Yaque, 2014, p.280), seguidamente el turbidímetro LP 2000-11, se analizó la turbidez del agua (2005, p.12). Bin Omar y Bin Matjafri, (2009,p.8312) indicó que la concentración de Cr(VI) se puede medir mediante el espectrofotómetro ultravioleta visible, con este fin se usó el quipo UV-visible SG 10S UV VIS, TERMOFISHER.(Shard,A, Schofield, R y Minelli,2020,p.185; Thermo scientific, 2010) asimismo, para la determinación de DQO de las concentraciones iniciales y finales se usó el colorímetro DR890HACH donde midió la absorción de las ondas de luz, que pasa a través de una solución, (Chowdhury,2014,p.224; Hach Company,1997). Por último, las sustancias fueron pesadas por una balanza analítica 658745, AES 200 para calcular el peso requerido. (Kern y Sohn, 2009, p.12).


Tabla 1: Validación de equipos

EQUIPOS		DEFINICIÓN	MÉTODO	MODELO/SERIE
Balanza Analítica		Según Kern y Sohn indica que la balanza analítica es una herramienta fundamental en un laboratorio ya que sirve para definir la masa del material pesado, así mismo se debe considerar (balanza manual), es decir todo lo que sea pesado se debe poner con cuidado sin que sobrepase el valor establecido. (2009, p.12)	-	AES 200/658745
Espectrofotómetro-UV-Visible		Thermo scientific (2010) los instrumentos Genesis 10s proporcionan un excelente valor de funcionamiento sólido, exacto, fiable y fácil manejo con un bajo coste de propiedad. Además cuenta con diversas funciones ya sea con software integrado, software instructivo y sirve para medir la cantidad de luz absorbida de una disolución química en función de la onda.	Método 3500-Cr B APHA-AWWA-WEF	TERMOF ISHER / SG 10S UV VIS
Colorímetro		Según HACH COMPANY (1997) el colorímetro modelo Hach con serie DR/890 posee más de 90 programas instalados que están en la memoria establecidamente incluyendo un programador de curva de calibración, por lo tanto almacena datos y da la curva del resultado de extensa calibración. También logra la absorbancia de una solución en una secuencia consecutiva de luz para ser determinada.	Part 5220 D Ed 23_A_PE APHA-AWWA-WEF	HACH/DR890

<p>Conductimetro</p>		<p>Conductimetro digital (2012) es un equipo que permite evaluar la conductividad de una solución a través de un circuito serie.</p> <p>Otro autor Yaque (2014, p.280) indica que el conductimetro está constituido por dos electrodos en las que son sumergidas en la solución, siendo utilizada para lograr conocer la cantidad de sal está presente en la disolución.</p>	<p>Part 2510 B.22nd Ed. Metodo de laboratorio APHA- AWWA- WEF</p>	<p>Oakton/700</p>
-----------------------------	---	--	---	--------------------------

<p>pH-metro</p>		<p>PCE instrumentos (2012). El equipo pH-metro es un medidor de mano preciso con una carcasa resistente antes el agua, el pH metro dispone de una gran pantalla que además se muestran los resultados si una solución es ácido, neutro o alcalino por lo tanto también indica la temperatura, pero antes de ser usado se debe verificar si está calibrado.</p> <p>Según Mendoza (2002) indica que para medir el pH del agua o de una muestra se usa el pH-metro donde está conformado con electrodos dando valores muy precisos sobre la acidez del agua.(p.43)</p>	<p>Part 4500- H+ B.22nd Ed. APHA- AWWA- WEF</p>	<p>HANNA/8424</p>
------------------------	---	---	---	--------------------------

<p>Turbidimetro</p>		<p>Manual de turbidímetros (2005) dice que el turbidimetro de serie LP 2000-11 es uno de los equipos esenciales para la medición del agua, teniendo un rango de 50-1000 FTU logrando analizar la turbidez del agua de cualquier tipo de muestra, además está formado con una longitud de onda</p>	<p>Part 2130 B.22nd Ed. APHA- AWWA- WEF</p>	<p>HANNA/DR890</p>
----------------------------	---	---	---	---------------------------

		<p>teniendo para almacenar 500 medidas (p.12)</p> <p>También Bin Omar y Bin Matjafri (2009) explica que el equipo turbidímetro es uno de los instrumentos que sirve para la medición de la turbidez del agua donde genera una transparencia de la muestra y que a través de las propiedades ópticas de la luz se logra dispersar la intensidad de luz de la muestra. (p.8312)</p>		
Reactor digital		<p>Según las instrucciones del manual Hach (2003) el equipo se usa para la medición de la demanda química de oxígeno (DQO) nitrógeno entre otros. Además se utiliza para el análisis de metales o muestras biológicas en cuerpos de agua</p>	método colorimétrico	DRB 200 /2001205 C 0036

Fuente: Elaboración propia

2.6. Diseño del reactor

Se construyó un reactor de tipo batch discontinuo de forma circular a base de material acrílico que fue utilizado para todos los experimentos. Las dimensiones del reactor fueron 16 cm de diámetro, 26 cm de altura, teniendo una base de forma de cono para la sedimentación de lodos con una profundidad de 7.5 cm con una capacidad de 1.8 L, (Figura 5), también en el interior de la celda de electrocoagulación se colocó un soporte de material acrílico para la adaptación de los electrodos, a la vez se introdujo aire al reactor a través de una bomba de aire Sobo Sb-108 adoptada a una manguera de 0.5 cm de diámetro y una fuente de alimentación Pelltron 305.D de 0 – 5 A.

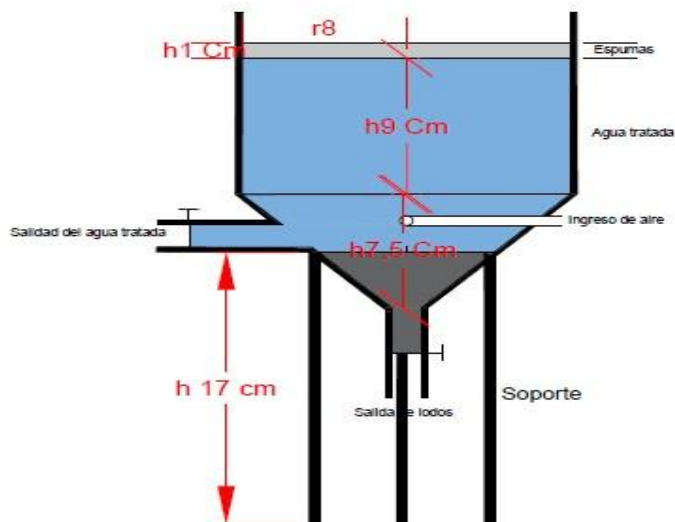


Figura 4 : Reactor tipo Batch Circular

2.7. Materiales de electrodos

Para los electrodos se utilizaron una malla de aluminio de espesor 1mm siendo el cátodo y varillas de acero inoxidable y hierro de 1 pulgada con una altura de 9 cm siendo eso el ánodo, el radio de la proporción de la distancia/área de los electrodos fue un 0.027 cm/cm², 0.035 cm/cm² y 0.038 cm/cm² Por lo tanto, la superficie del área de la malla de aluminio fueron 72 cm² , 85 cm² y 103 cm².

Para determinar el área de superficie de las placas de electrocoagulación se utilizó la siguiente formula:

$$A = b * h \dots\dots\dots \text{ecuación 14}$$

Tabla 2: Tamaño de placas

	Distancia (cm)	Descripción	Valor (cm)	Área (cm ²)
Tamaño de las placas	2 cm	Ancho	10 cm	72.3 cm ²
		Largo	20.73 cm	
	3 cm	Ancho	10 cm	85 cm ²
		Largo	27 cm	
	4 cm	Ancho	10 cm	103 cm ²
		Largo	33.30 cm	

Fuente: Elaboración Propia

A) ALUMINIO - ACERO INOXIDABLE

Ánodo = acero inoxidable

Cátodo = aluminio

B) ALUMINIO - HIERRO

Ánodo = Hierro

Cátodo = Aluminio

2.8. Fuente de energía

La celda electrolítica se conectó a una fuente de energía donde se regularizó la densidad de corriente, esta fuente tiene una capacidad de 5 A/cm³ con medidores analógicos y también se utilizó un cronometro para medir el tiempo.

2.9. Influencia de aire en el proceso de electrocoagulación

Se aplicó al reactor un flujo de aire de 0.1811 l/min para optimizar el proceso de desestabilización de las partículas y generar una coagulación o floculación rápida.

Para la determinación del flujo de aire a través de la bomba de aire se calculó mediante una fórmula:

$$Q = \frac{V}{T} \dots\dots\dots \text{ecuación 15}$$

Donde V es volumen y T tiempo:

$$Q = \frac{(\text{area del orificio de la manguera}) * (\text{largo de la manguera})}{T}$$

2.10. Procedimiento de la electrocoagulación

El proceso de electrocoagulación se realizó empleando un volumen efectivo del reactor de 1.8 L de agua residual, adaptado el diseño de Box Behnken de 03 factores y 03 niveles, haciendo un total de 15 con 03 réplicas cada uno. Se desarrolló una combinación de electrodos (acero - aluminio) y (hierro - aluminio), con diferentes niveles de pH (3,4 y 5), amperaje (2,3 y 4 A) y un radio de la distancia/área entre (0.027, 0.035 y 0.038 cm/cm²) en un periodo de 1 hora (Cuadro 4), para conseguir las mejores condiciones operativas en el tratamiento del efluente residual, terminando de realizar los tratamientos se observó cuál de los tratamientos tuvo una mejor remoción de los parámetros mencionados de acuerdo a la combinación de electrodos. Una vez terminada esta prueba,

se investigó la cinética de colisión de partículas en el proceso de coagulación bajo las mejores condiciones operativas halladas en la primera etapa, esto se midió a través del tiempo.

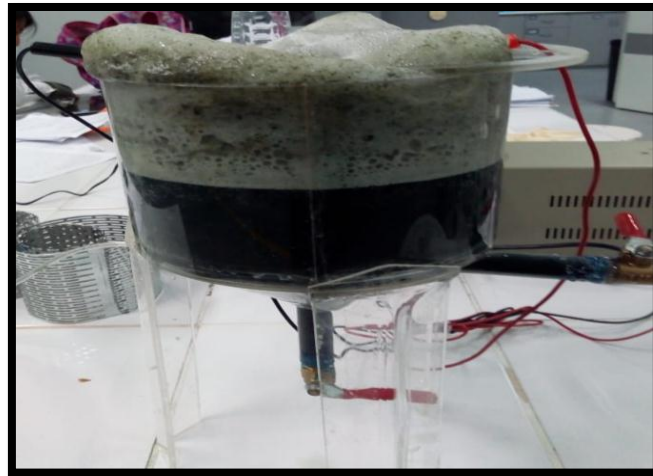


Figura 5: Electrocoagulación

- **Determinación del porcentaje de remoción**

Para calcular el porcentaje de remoción de las muestras obtenidas se aplicó con la siguiente fórmula: (Rangabhashiyam et al, 2016, p.4)

$$\% \text{remoción} = \frac{C_o - C_f}{C_o} \times 100 \quad \dots\dots\dots \text{ecuación 16}$$

Donde, C_o es la concentración inicial y C_f es la concentración final.

2.11. Diseño experimental Box-Behnken

El objetivo de emplear esta metodología del diseño Box-Behnken y análisis de superficie de respuesta fue para determinar las mejores condiciones operativas que brindan la máxima eficiencia de eliminación de Cr (VI) y DQO entre los tratamientos (acero- aluminio) y (hierro- aluminio) durante un periodo de una hora. El diseño Box-Behnken se aplicó en base a 03 factores como pH, amperaje y distancia entre los electrodos, cada uno de ellos con 03 niveles, el cuadro 03 muestra en detalle las combinaciones efectuadas; obteniendo un total de 45 unidades experimentales, que se desarrolló en la celda electrolítica tipo Batch.

Tabla 3: Leyenda de parámetros

Variable	Símbolo	Código de niveles		
		-	0	+
pH	X1	3	4	5
Amperaje (A)	X2	2	3	4
$\frac{\text{distancia (cm)}}{\text{area (cm}^2\text{)}}$	X3	0.027 cm/cm ²	0.035 cm/cm ²	0.038 cm/cm ²

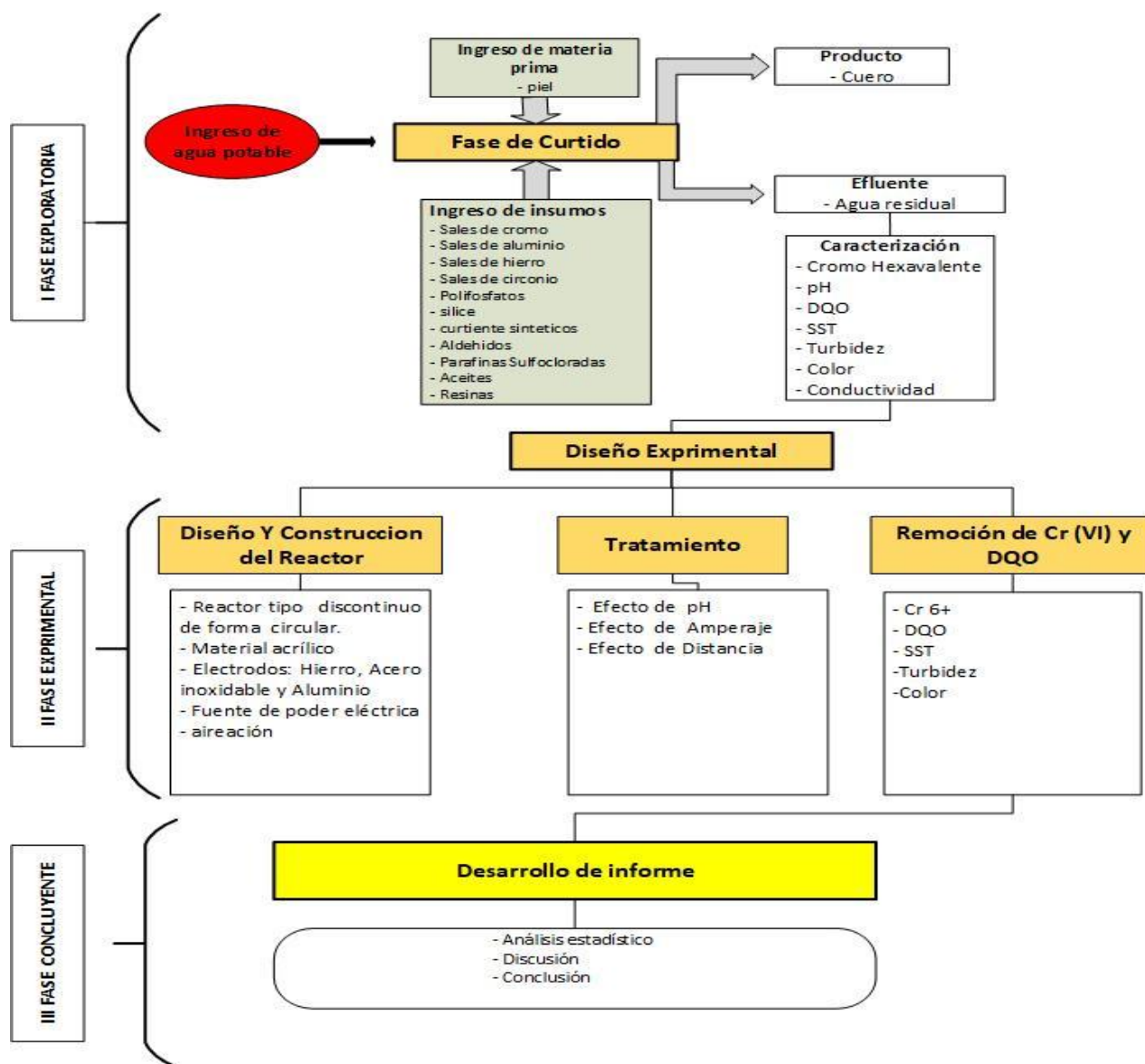
Fuente: Elaboración propia

Tabla 4: Matriz de experimentación Box- Behnken para la aplicación del proceso de electrocoagulación

Experimento	X1	X2	X3	pH	Amperaje	Distancia /Área
1	-	-	0	3	2	0.035
2	-	+	0	3	4	0.035
3	+	-	0	5	2	0.035
4	+	+	0	5	4	0.035
5	-	0	-	3	3	0.027
6	-	0	+	3	3	0.038
7	+	0	-	5	3	0.027
8	+	0	+	5	3	0.038
9	0	-	-	4	2	0.027
10	0	-	+	4	2	0.038
11	0	+	-	4	4	0.027
12	0	+	+	4	5	0.038
13	0	0	0	4	3	0.035
14	0	0	0	4	3	0.035
15	0	0	0	4	3	0.035

Fuente: Elaboración propia

Diagrama 1: Etapas de la investigación



Fuente: Elaboración propia

Sin embargo, la operacionalización de las variables son las siguientes como (ver cuadro 1):

❖ **Variable independiente:** Aplicación de aireación en la electrocoagulación:

- ❖ Condiciones operativas del sistema de electrocoagulación
- ❖ Flujo de aire

❖ **Variable dependiente:** para la remoción de cromo VI y DQO en aguas residuales de curtiembre

- ❖ Efecto del pH , densidad de corriente y tiempo en la remoción de Cr(VI) y DQO.
- ❖ Comparación de la remoción de Cr (VI) y DQO con los valores máximos admisibles en aguas residuales.

Cuadro 1: Cuadro de Operacionalización

APLICACION DE AIREACION EN LA ELECTROCOAGULACION PARA LA REMOCION DE CROMO (VI) y DQO EN AGUAS RESIDUALES DE CURTIEMBRE							
	Problema	Hipotesis	Objetivos	Definicion operacional	Dimensiones	Indicadores	Escala de Dimencion
General	¿La aplicación de aireación en la electrocoagulación logra la remoción de cromo (VI) y DQO en las aguas residuales de curtiembre?	La aplicación de aireación en electrocoagulación logra la remoción de cromo (VI) y DQO en aguas residuales de curtiembre de manera significativa.	Aplicar aireación en Electrocoagulación para la remoción significativa de Cromo (VI) Y DQO en aguas residuales de curtiembre.	INDEPENDIENTE: APLICACIÓN DE AIREACIÓN EN ELECTROCOAGULACION	Condiciones Operativas en la aplicación del un sistema de electrocoagulación	Material aislante	ordinal
						Dimensiones	
	hierro						
	acero inoxidable						
	aluminio						
	Intensidad de corriente						
	tiempo						
	distancia/area de los electrodos						
	Flujos de aireación	Caudal					
Especifico 1	¿La remoción de Cr(VI) y DQO en aguas residuales de curtiembre, que condiciones operativas requiere del sistema de electrocoagulación con aireación?	Existen ciertas condiciones operativas del sistema de electrocoagulación aireación cuyas condiciones operativas influyen significativamente en la remoción de CR(VI) Y DQO en aguas residuales de curtiembre.	Determinar las condiciones operativas del sistema de electrocoagulación aireación que influyen significativamente en la remoción de Cr(VI) Y DQO en aguas residuales de curtiembre.	DEPENDIENTE: REMOCIÓN DE CR(VI) y DQO EN AGUAS RESIDUALES DE CURTIEMBRE	Remoción de Cr (VI) y DQO	Efecto del Ph en la remoción de Cr(VI)	ordinal
						Efecto de la densidad de corriente en la remoción de Cr(VI) y DQO	
Especifico 2	¿La remoción de Cr (VI) y DQO lograda en el sistema de electrocoagulación con aireación logra aproximarse a los valores máximos admisibles en aguas residuales de curtiembre?	La remoción de Cr (VI) y DQO lograda en el sistema de electrocoagulación con aireación logra aproximarse significativamente a los valores máximos admisibles en aguas residuales de curtiembre?	Comparar la remoción de Cr (VI) y DQO lograda en el sistema de electrocoagulación con aireación con los valores máximos admisibles en aguas residuales de curtiembre?		Comparación de la remoción de Cr (VI) y DQO con los valores máximos admsisibles en aguas residuales	Comparación de Cr(VI) y DQO	

Fuente: Elaboración propio

2.12. Análisis estadístico

Para el procesamiento de los datos se utilizaron el software Minitab 19 con la finalidad de evaluar los datos experimentales, estos se sometieron a distintos ajustes cuadráticos y ajuste lineal con un margen de error ligado al intervalo de confianza del 95% (p valor) para optar el modelo más adecuado, los modelos ajustados se presentó a través de tablas de análisis de varianza (ANOVA) a través de la función de los “valores de F”, teniendo un nivel de confianza de 95% para los términos significativo. El software Statgraphics 18 se utilizó para proporcionar el análisis estadístico de los datos, generándose gráficos de análisis de superficie de respuesta y por último el programa Jamovi se utilizó para realizar gráficos para los modelos cinéticos.

El modelo estadístico RSM permite los factores que son más significativos de acuerdo a los modelos lineales, cuadrados y términos de interacción. Además, el R^2 del modelo matemático se refiere al coeficiente de determinación y da la cantidad de variabilidad en los datos a través de un modelo matemático y de técnicas estadísticas, comúnmente utilizadas para mejorar la optimización de los procesos (Gengec et al, 2012, p.203); también es básicamente la unión de varias estadísticas y métodos matemáticos para ayudar a desarrollar una ecuación auxiliar que relacione la independiente variable con la respuesta (Montgomery, 2004).

Para correlacionar la relación entre las variables independientes y las variables respuestas, la forma matemática generalizada de segundo orden ecuación polinómica se muestra a continuación:

$$Y = \beta_0 + \beta_1X_1 + \beta_2X_2 + \beta_3X_3 + \beta_{11}X_1^2 + \beta_{22}X_2^2 + \beta_{33}X_3^2 + \beta_{12}X_1X_2 + \beta_{13}X_1X_3 + \beta_{23}X_2X_3 \dots \dots \dots \text{ecuación 17}$$

2.13. Aspectos éticos

Finalizando en esta investigación se tuvo en cuenta los objetivos formulados, dando una solución al problema de las aguas residuales de curtiembre que hoy en día se viene dando, sin ninguna alteración sabiendo que tenemos normas para el momento de ejecutar la toma de muestras de las aguas residuales y el debido procedimiento que se va a dar, además se tiene una finalidad de brindar información real y de veracidad con los datos óptimos en el desarrollo del proyecto.

III. RESULTADOS

3.1. Caracterización inicial del efluente de curtido

A continuación, se muestran los resultados obtenidos:

Tabla 5: *Caracterización de la muestra inicial antes de la electrocoagulación*

Muestra inicial del agua residual de curtiembre		
PARÁMETROS	VALOR	UNIDAD
FISICOQUIMICOS		
pH	3.2	-
Turbidez	19.08	NTU
Conductividad Eléctrica	50.1	mS/cm
DQO	6 800	mg/l
Cr (VI)	990	mg/l
Color	206	Pt Co

Fuente: Elaboración propia

En la tabla N° 05, se observa un pH ácido del efluente con una turbidez relativa y alta conductividad eléctrica. El DQO se encuentra con un alto valor mencionado (el peruano, 2019) así como el contenido de Cr (VI) mencionado por (Tezcan Un, Onpeker, y Ozel, 2017). El color tuvo un valor elevado lo cual reflejó la pigmentación realizada en etapas de procesamiento de curtiembre.

3.2. Resultados por el diseño Box Behnken

3.2.1. Condiciones Óptimas del tratamiento con aireación

Tabla 6: *% de Remoción con aireación*

ACERO CON ALUMINIO		HIERRO CON ALUMINIO	
%Remoción de Cr(VI)	%Remoción de DQO	%Remoción de Cr(VI)	%Remoción de DQO
99.1%	82.7%	99.8%	79.4%
Tratamiento 12		Tratamiento 2	

Fuente: Elaboración propia

En la tabla N°6, se muestra los resultados de remoción de (99.1%) para el Cr (VI) y un (82.7%) de DQO de acuerdo a las mejores condiciones operativas aplicadas mediante el diseño Box-Behnken empleando acero y aluminio como electrodos del sistema, mientras que el tratamiento aplicando materiales como hierro y aluminio los resultados

de remoción de Cr (VI) fue similar (99.8%) y un menor porcentaje de remoción de remoción de DQO (79.4%).

3.2.2. Condiciones Óptimas del tratamiento sin aireación

Se realizaron algunos tratamientos sin aire con los electrodos de hierro-aluminio teniendo porcentajes de remoción de Cr(VI) y DQO, como se ve en la tabla 7 en el tratamiento 2 se obtuvo con los electrodos mencionados una mejor remoción, en este caso no aplicando aireación se encontró que en el tratamiento 2 se obtuvo un 98.8% de Cr(VI) y 87.5% de DQO.

Tabla 7: % de Remoción sin aireación

Cód. N°	Promedio de Cr VI	Remoción % de Cr VI	Promedio de DQO	Remoción de DQO %
1	54	94.5	4700	30.9
2	11.45	98.8	850	87.5
3	8.45	99.1	2500	63.2
5	4.705	99.5	4400	35.3
8	14.95	98.5	5734	15.7

Fuente: Elaboración propia

3.3. Resultados por cinética de coagulación

3.3.1. Tratamiento de Acero y Aluminio con variación del tiempo

En la siguiente tabla N° 8, se muestra el porcentaje de remoción en función del tiempo, cada 6 minutos se realizó la medición de Cr (VI) y DQO hasta alcanzar el equilibrio (60 minutos), para cada tratamiento aplicado, el máximo remoción fue de 98.9 %.

Tabla 8: Porcentaje de remoción con acero y aluminio

CONDICIONES OPERATIVAS : pH 4, amperaje 4 y d/a 0.038 cm/cm²					
Acero y Aluminio					
Cod. Experimentos	Tiempo (min)	Cr (VI)		DQO	
		Promedio de Cr VI mg/l	Remoción % de Cr VI mg/l	Promedio de DQO mg/l	Remoción % de DQO mg/l
0	0	990	0	6800	0
1	6	931	6.0	2250	6.0
2	12	778	21.4	1700	21.4
3	18	752.5	24.0	2710	24.0
4	24	353.5	64.3	2650	64.3

5	30	189	80.9	3900	80.9
6	36	148.5	85	1300	85
7	42	177.5	82.1	1900	82.1
8	48	188.5	81.0	4350	81.0
9	54	111	88.8	2115	88.8
10	60	11.1	98.9	1600	98.9

Fuente: Elaboración propia

3.3.2. Tratamiento de Hierro y Aluminio con variación del tiempo

En la tabla N° 9 se observa que a través del tiempo el porcentaje de remoción de Cr (VI) fue un 99.7% entre los 54 y 60 minutos y el porcentaje de remoción de DQO fue un 83.1% entre los 42 y 54 minutos.

Tabla 9 : % Porcentaje de remoción con hierro y aluminio

CONDICIONES OPERATIVAS: pH 5 , amperaje 2,d/a 0.035 cm/cm²					
Hierro y Aluminio					
Cod. Experimentos	Tiempo (min)	Cr (VI)		DQO	
		Promedio de Cr VI mg/l	Remoción % de Cr VI mg/l	Promedio de DQO mg/l	Remoción % de DQO mg/l
0	0	990	0	6800	0
1	6	852.5	13.9	1350	80.1
2	12	403.5	59.2	3500	48.5
3	18	499.5	49.5	3650	46.3
4	24	63.45	93.6	1150	83.1
5	30	35.85	96.4	1200	82.4
6	36	38.45	96.1	1350	80.1
7	42	32.95	96.7	1150	83.1
8	48	29.8	97.0	2250	66.9
9	54	2.55	99.7	1150	83.1
10	60	3.15	99.7	1200	82.4

Fuente: Elaboración propia

3.4. Modelos matemáticos

Las variables que se conformaron para el diseño experimental fueron: pH, amperaje y la razón de la (distancia/área) se relacionaron con los factores de la variable respuesta, aplicando el análisis de varianza (ANOVA) cuyos resultados se muestran en los siguientes cuadros.

- **Modelo para la combinación de Acero y Aluminio**

Tabla 10: ANOVA para remoción de Cr (VI)

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	9	2695.27	299.47	7.08	0.022
Lineal	3	596.77	198.92	4.70	0.064
pH	1	434.67	434.67	10.28	0.024
Amperaje	1	9.56	9.56	0.23	0.655
distancia (cm)/área (cm ²)	1	152.55	152.55	3.61	0.116
Cuadrado	3	1944.13	648.04	15.32	0.006
pH*pH	1	379.42	379.42	8.97	0.030
Amperaje*Amperaje	1	1435.91	1435.91	33.95	0.002
distancia (cm)/área (cm ²)*distancia (cm)/área (cm ²)	1	10.17	10.17	0.24	0.645
Interacción de 2 factores	3	143.04	47.68	1.13	0.422
pH*Amperaje	1	57.78	57.78	1.37	0.295
pH*distancia (cm)/área (cm ²)	1	16.46	16.46	0.39	0.560
Amperaje*distancia (cm)/área (cm ²)	1	68.80	68.80	1.63	0.258
Error	5	211.47	42.29		
Falta de ajuste	3	130.99	43.66	1.09	0.512
Error puro	2	80.48	40.24		
Total	14	2906.74			
Resumen de modelo					
S	6.50334				
R-cuad.	92.72%				
R-cuad. (ajustado)	79.63%				
R-cuad (pred)	15.94%				

Fuente: Elaboración propia

De acuerdo al cuadro 10, los resultados del análisis de varianza (ANOVA) con un intervalo de confianza del 95 %, en el resumen estadístico el modelo se centra en el coeficiente de correlación R^2 de 92.72% para la eliminación de Cr(VI) y DQO, este coeficiente tiene un R^2 ajustado de 79.63%, lo que indica un buen ajuste del modelo. Por lo tanto, el pH y el modelo cuadrático con la interacción del pH y el amperaje son significativos a un nivel de confianza de $p < 0.05$.

Tabla 11: ANOVA para remoción de DQO

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	9	5726.85	636.32	4.67	0.052
Lineal	3	229.47	76.49	0.56	0.663
pH	1	25.04	25.04	0.18	0.686
Amperaje	1	168.68	168.68	1.24	0.316
distancia (cm)/área (cm ²)	1	35.75	35.75	0.26	0.630
Cuadrado	3	2060.81	686.94	5.04	0.057
pH*pH	1	1006.39	1006.39	7.39	0.042
Amperaje*Amperaje	1	1.27	1.27	0.01	0.927

distancia (cm)/área (cm ²)*distancia (cm)/área (cm ²)	1	1169.65	1169.65	8.59	0.033
Interacción de 2 factores	3	2994.07	998.02	7.33	0.028
pH*Amperaje	1	27.45	27.45	0.20	0.672
pH*distancia (cm)/área (cm ²)	1	2853.76	2853.76	20.95	0.006
Amperaje*distancia (cm)/área (cm ²)	1	112.86	112.86	0.83	0.404
Error	5	680.94	136.19		
Falta de ajuste	3	668.43	222.81	35.62	0.027
Error puro	2	12.51	6.25		
Total	14	6407.79			

Resumen de modelo

S		11.6699			
R-cuad.		89.37%			
R-cuad. (ajustado)		70.25%			
R-cuad. (pred)		0.00%			

Fuente: Elaboración propia

De acuerdo al cuadro 11, los resultados del análisis de varianza (ANOVA) con un intervalo de confianza del 95 %, en el resumen estadístico el modelo se centra en el coeficiente de correlación R^2 para la eliminación de Cr(VI) y DQO, este coeficiente tiene un valor de R^2 de 89.37% y R^2 ajustado de 70.25%, esto significa que el modelo estadístico no predice para la variabilidad de la proporción de remoción de DQO, es decir un modelo cuadrado el efecto pH *pH es significativo teniendo un (p= 0.042), a la vez la D/A también es significativo con un (p= 0.033) y por último en la interacción de 2 factores el más significativo es pH * d/a con un (p=0.006).

Ecuación de regresión:

Mediante el programa Minitab (2019), se obtuvo el rendimiento de eliminación de la ecuación de cromo (VI) y DQO, donde el modelo de regresión son las siguientes:

Remoción de Cr (VI) % = 230 + 73.4 pH - 125.3 Amperaje - 7468 distancia (cm)/área (cm²)-10.14 pH*pH + 19.72 Amperaje*Amperaje+ 72367 distancia (cm)/área (cm²)*distancia (cm)/área (cm²)- 3.80 pH* Amperaje + 351 pH*distancia (cm)/área (cm²)+ 718 Amperaje*distancia (cm)/área (cm²).

Remoción de DQO % = -355 - 12.2 pH - 18.1 Amperaje + 29582 distancia (cm)/área (cm²)- 16.51 pH*pH + 0.59 Amperaje*Amperaje - 776152 distancia (cm)/área (cm²)*distancia (cm)/área (cm²) - 2.62 pH*Amperaje + 4623 pH*distancia (cm)/área (cm²) + 919 Amperaje*distancia (cm)/área (cm²).

- **Modelo para la combinación de Hierro y Aluminio**

Tabla 12: ANOVA para remoción de Cr (VI)

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	9	1.98805	0.22089	3.65	0.084
Lineal	3	0.82721	0.27574	4.55	0.068
pH	1	0.03238	0.03238	0.53	0.498
Amperaje	1	0.01674	0.01674	0.28	0.622
distancia (cm)/área (cm ²)	1	0.77810	0.77810	12.84	0.016
Cuadrado	3	1.12355	0.37452	6.18	0.039
pH*pH	1	0.90452	0.90452	14.93	0.012
Amperaje*Amperaje	1	0.21250	0.21250	3.51	0.120
distancia (cm)/área (cm ²)*distancia (cm)/área (cm ²)	1	0.12625	0.12625	2.08	0.208
Interacción de 2 factores	3	0.09206	0.03069	0.51	0.695
pH*Amperaje	1	0.01594	0.01594	0.26	0.630
pH*distancia (cm)/área (cm ²)	1	0.02371	0.02371	0.39	0.559
Amperaje*distancia (cm)/área (cm ²)	1	0.05241	0.05241	0.87	0.395
Error	5	0.30292	0.06058		
Falta de ajuste	3	0.10207	0.03402	0.34	0.804
Error puro	2	0.20085	0.10042		
Total	14	2.29096			
Resumen de modelo					
S	0.246137				
R-cuad.	86.78%				
R-cuad. (ajustado)	62.98%				
R-cuad (pred)	2.95%				

Fuente: Elaboración propia

En el análisis de varianza (ANOVA) de acuerdo al cuadro 12 el modelo lineal no es significativo para predecir la remoción de Cr(VI) pero afecta el factor D/A, mientras el modelo cuadrático es la combinación de pH * pH con un ($p = 0.012$), el coeficiente de correlación del R²-ajustado de 62.98%, de lo cual se puede ajustar el modelo para su variabilidad de respuesta de remoción de Cr (VI).

Tabla 13: ANOVA para remoción de DQO

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	9	7750.7	861.18	1.70	0.290
Lineal	3	278.8	92.95	0.18	0.903
pH	1	233.8	233.80	0.46	0.527
Amperaje	1	41.0	41.04	0.08	0.787
distancia (cm)/área (cm ²)	1	4.0	4.01	0.01	0.933
Cuadrado	3	6709.3	2236.45	4.42	0.072

pH*pH	1	2635.9	2635.91	5.20	0.071
Amperaje*Amperaje	1	355.1	355.11	0.70	0.441
distancia (cm)/área (cm ²)*distancia (cm)/área (cm ²)	1	3257.1	3257.10	6.43	0.052
Interacción de 2 factores	3	333.8	111.27	0.22	0.879
pH*Amperaje	1	311.4	311.42	0.61	0.468
pH*distancia (cm)/área (cm ²)	1	0.0	0.00	0.00	1.000
Amperaje*distancia (cm)/área (cm ²)	1	22.4	22.39	0.04	0.842
Error	5	2532.6	506.52		
Falta de ajuste	3	887.9	295.98	0.36	0.792
Error puro	2	1644.7	822.34		
Total	14	10283.3			
Resumen de modelo					
S		22.5060			
R-cuad.		75.37%			
R-cuad. (ajustado)		31.04%			
R-cuad (pred)		0.00%			

Fuente: Elaboración propia

De acuerdo a la tabla N° 13, el modelo cuadrático no tiene significancia de acuerdo a su p (> 0.05), teniendo un efecto con la D/A*D/A ($p = 0.041$), en donde se encontró un coeficiente de correlación R²-ajustado (31.04%) este modelo no es muy significativa, dado a ello se puede ajustar un poco más el modelo para su variabilidad de respuesta de remoción de DQO. A través de este factor no se puede discutir porque no tiene antecedentes que se trabaje con estas medidas.

Ecuación de regresión

Mediante el programa Minitab (2019), se obtuvo el rendimiento de eliminación de la ecuación de cromo (VI) y DQO, donde el modelo de regresión son las siguientes:

$$\text{Remoción de Cr (VI) \%} = 114.88 - 4.27 \text{ pH} - 0.59 \text{ Amperaje} - 461 \text{ distancia (cm)/área (cm}^2\text{)} + 0.495 \text{ pH*pH} + 0.240 \text{ Amperaje*Amperaje} + 8064 \text{ distancia (cm)/área (cm}^2\text{)*distancia (cm)/área (cm}^2\text{)} - 0.063 \text{ pH*Amperaje} + 13.3 \text{ pH*distancia (cm)/área (cm}^2\text{)} - 19.8 \text{ Amperaje*distancia (cm)/área (cm}^2\text{)}$$

$$\text{Remoción de DQO \%} = -1058 - 182 \text{ pH} + 78 \text{ Amperaje} + 83090 \text{ distancia (cm)/área (cm}^2\text{)} + 26.7 \text{ pH*pH} - 9.8 \text{ Amperaje*Amperaje} - 1295190 \text{ distancia (cm)/área (cm}^2\text{)*distancia (cm)/área (cm}^2\text{)} - 8.8 \text{ pH*Amperaje} - 1 \text{ pH*distancia (cm)/área (cm}^2\text{)} + 410 \text{ Amperaje*distancia (cm)/área (cm}^2\text{)}$$

- Efecto de parámetros para la % remoción de Cr (VI) y DQO con acero - aluminio y hierro - aluminio

Las ecuaciones de regresión de variables múltiples se usaron para desarrollar los gráficos de superficie de respuesta manteniendo las dos variables en el nivel central y cambiando las otras dos variables dentro del espacio de diseño elegido. Se aplicó el programa Statgraphics para la generación de gráficas de RMS para visualizar el efecto de los factores evaluados sobre la eficiencia de la remoción de Cr (VI) y DQO como se muestra a continuación:

ACERO Y ALUMINIO

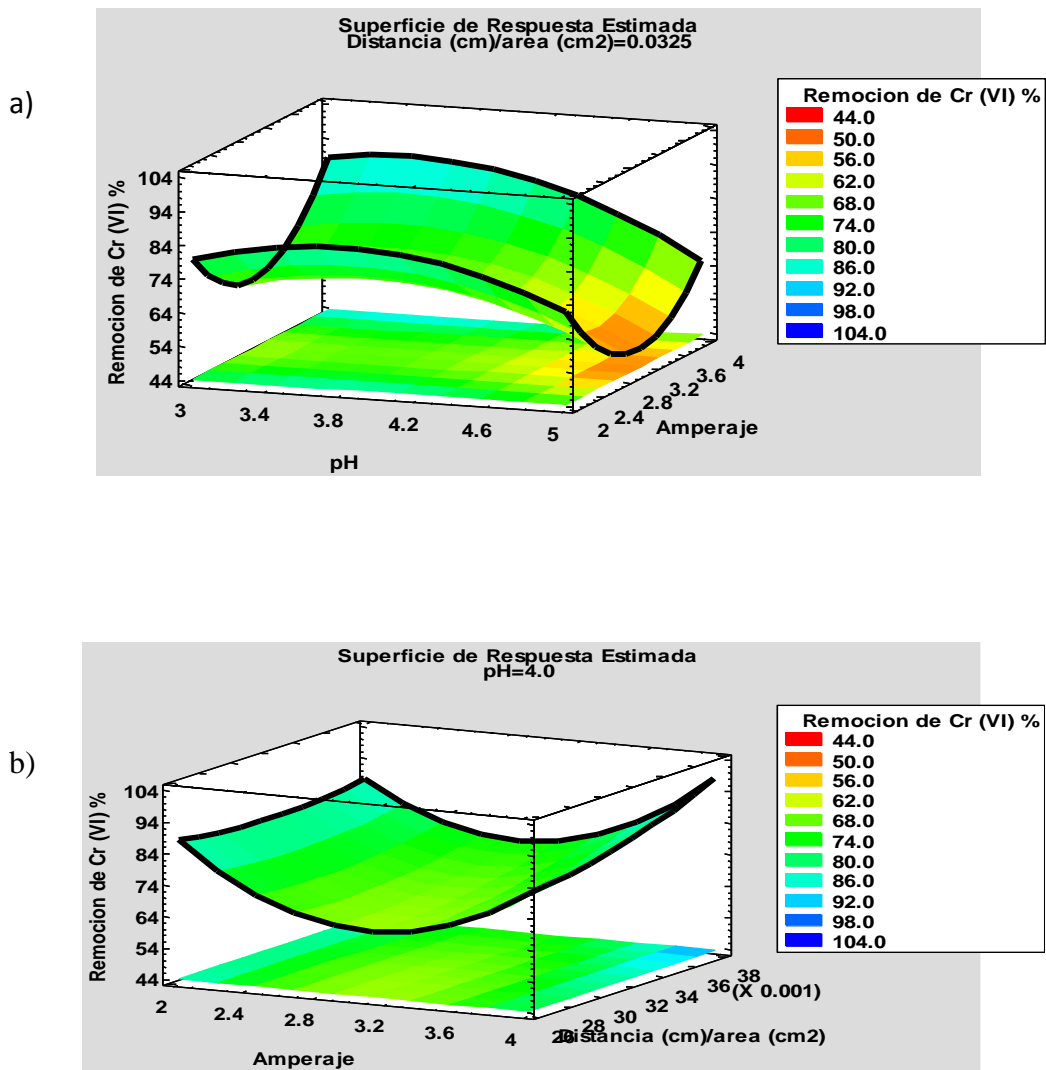
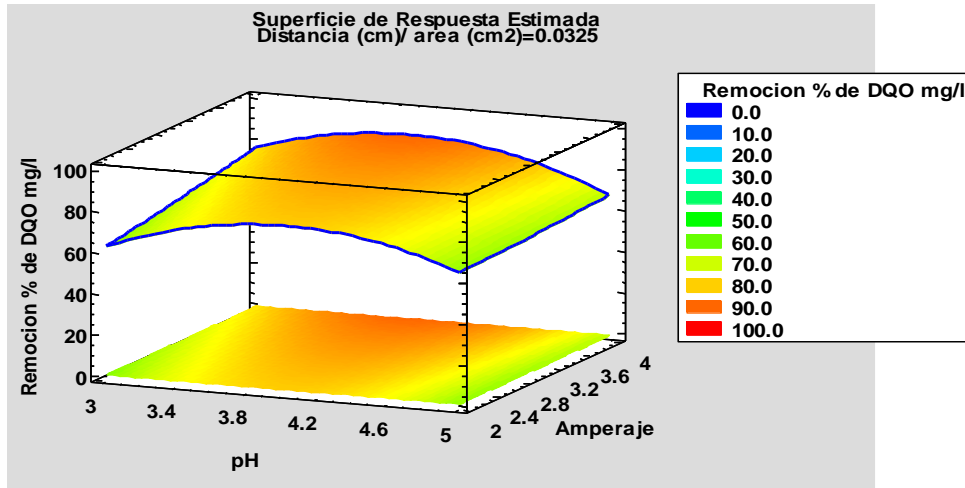


Grafico 1: (a) Cr (VI) vs pH-amperaje, (b) amperaje- d/a
Fuente: Elaboración propia

a)



b)

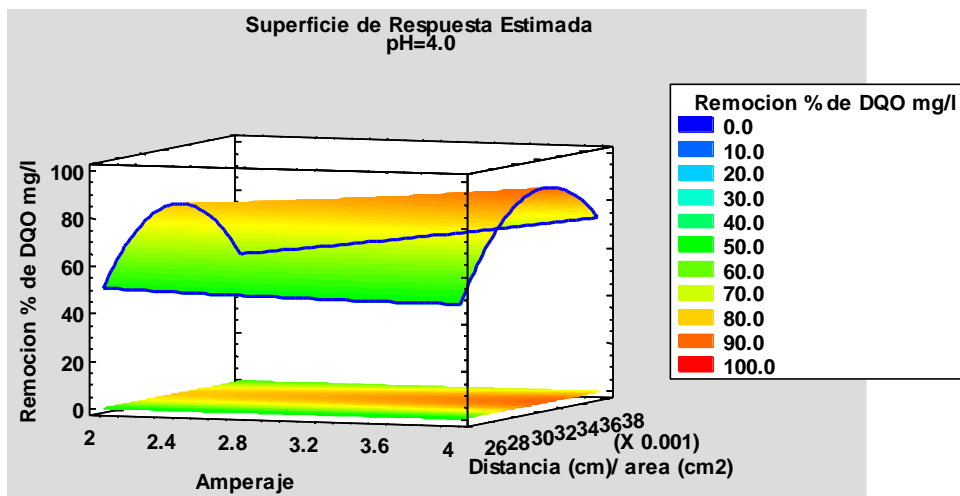
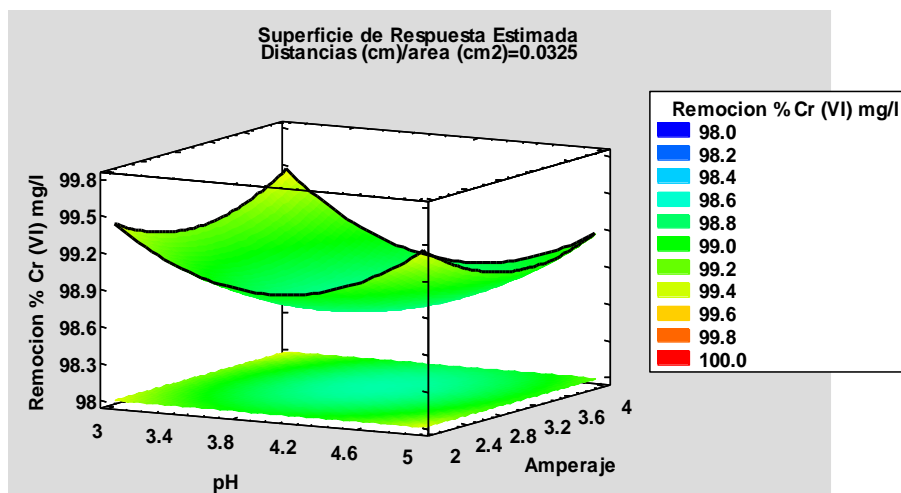


Grafico 2: DQO (a) pH-amperaje, (b) pH - d/a

HIERRO Y ALUMINIO

a)



b)

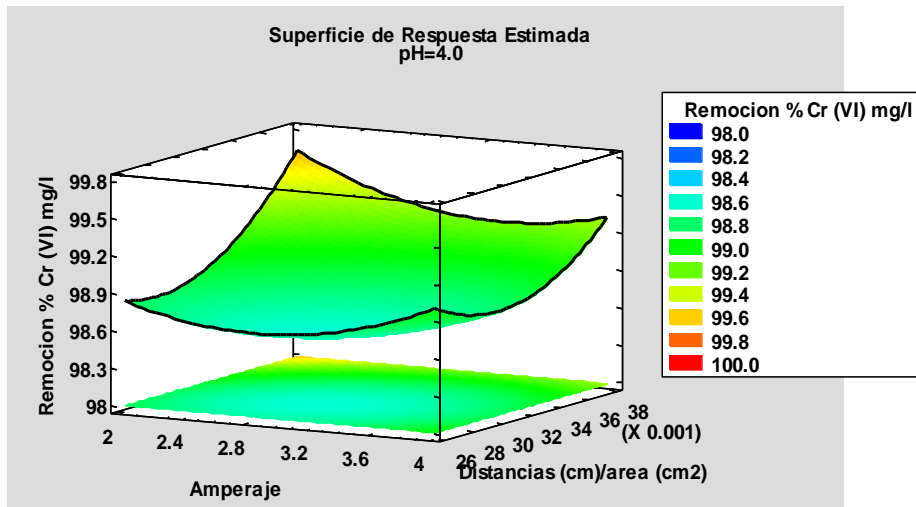
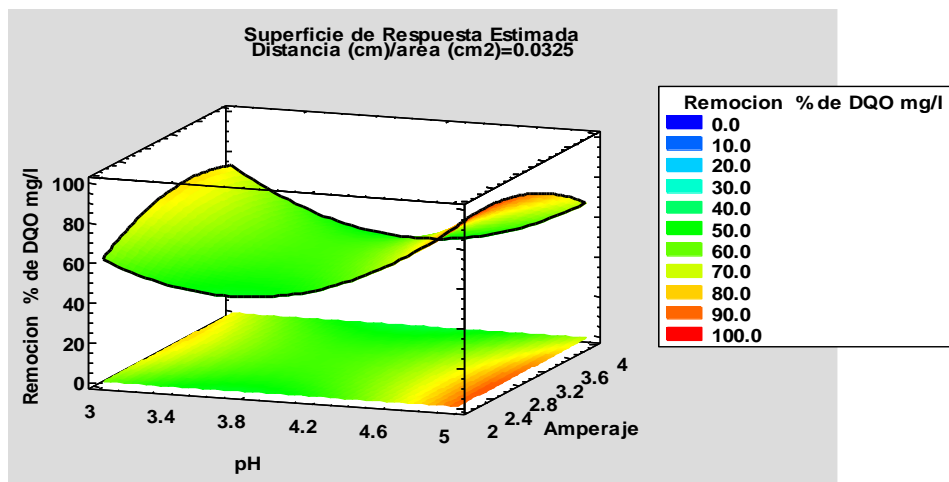


Grafico 3: Cr (VI) vs a) pH y amperaje, b) amperaje y d/a

a)



b)

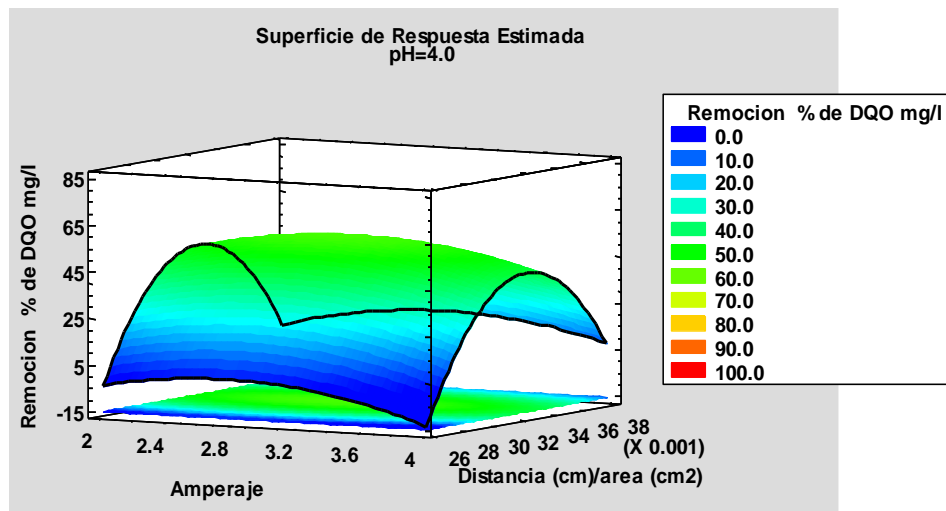


Grafico 3: DQO vs a) pH y amperaje, b) amperaje y d/a

- **Modelos cinéticos para la coagulación de la remoción de Cr (VI) y DQO**

Los datos cinéticos se evaluaron utilizando modelos del primer orden y segundo orden, similarmente en su investigación (Menkiti, Nnaji y Onukwuli, 2009) también utilizo ecuaciones para sus modelos de cinética de coagulación (p.4) a la vez utilizando los primeros 30 minutos.

- **Cinética de coagulación para acero y aluminio**

Modelos cinéticos para Cr (VI) y DQO

a) Primer orden		A-A						
Tiempo	K_1 (l/mg*min)	β_{BR} (l/mg/min)	K_R (m ³ /s)	ϵ_R m-3	$t_{1/2}$ (min)	R^2	p	
Cr VI	0.182492744	0.364985479	1.59E-43	1.10079E-28	10.9593	0.804	0.015	
DQO	4.11765E-07	8.23529E-07	1.593E-43	5.49267E-34	714.2857	0.766	0.022	

a) Segundo orden		A-A						
Tiempo	K_2 (l/mg*min)	b_{br} (l/mg/min)	K_R (m ³ /s)	ϵ_R m-3	$t_{1/2}$ (min)	R^2	p	
Cr VI	0.0001	0.0002	733.0963	0.000079457	20.2020	0.718	0.033	
DQO	-2E-05	-4	733.0963	-0.000015943	-0.000000010	0.692	0.04	

Fuente: Elaboración propia

- **Cinética de coagulación para hierro y aluminio**

Modelos cinéticos para Cr (VI) y DQO

a) Primer orden		H-A							
Tiempo	K_1 (l/mg*min)	b_{br} (l/mg/min)	K_R (m ³ /s)	ϵ_R m-3	$T_{1/2}$ (min)	t(min)	R^2	p	
Cr VI	0.490842541	0.981685082	7.33E+02	1.34 E-03	0.24697058	0.002057	0.856	0.03	
DQO	0.230893915	0.46178783	7.33E+02	4.50 E -05	1.07001011	0.004374	0.0031	0.87	
a) Segundo orden		HA							
Tiempo	K_2 (l/mg*min)	b_{br} (l/mg/min)	K_R (m ³ /s)	ϵ_R m-3	$T_{1/2}$ (min)	t(min)	R^2	p	
Cr VI	0.0008	0.0016	733.0963	0.000002176	2.525252525	1.262626	0.731	0.03	
DQO	-2E-06	0.000004	733.0963	-0.000000005	-1010.10101	-505.050	0.00753	0.87	

Fuente: Elaboración propia

Se obtuvieron datos cinéticos para una sola concentración inicial de Cr (VI) en diferentes tiempos 0,6, 12, 18, 24, 30, 36, 42, 48, 54, 60 min el pH inicial se ajustó a 4

para acero- aluminio y pH 5 para hierro- aluminio, Pero según Menkiti (2009) solo utilizo los primeros 30 minutos para determinar el tiempo de coagulación y floculación.

Para los modelos cinéticos se manejaron dos parámetros estadísticos R^2 y (p-valor) teniendo un 95% de confianza, para predominar el modelo principal de coagulación se evaluará con la precisión del ajuste se probaron diferentes tiempos en lectura de cada 6 minutos para evaluar las condiciones cinéticas.

Los resultados paramétricos señalaron condiciones de primer orden predominantes en las pruebas debido a que se logró una diferencia significativa para el Cr(VI) teniendo con un (p-valor = 0.01) y DQO (p-valor = 0.02) con valores de R^2 de 0.804 y de 0.766 respectivamente para los electrodos de acero y aluminio, sin embargo, para hierro y aluminio sus condiciones de primer orden el factor Cr(VI) es significativo teniendo un (p-valor= 0.03), para el DQO el p-valor es mayor a 0.05, determinando que el modelo del primer orden es significativo para el tratamiento. Consecutivamente las condiciones de segundo orden en electrodos de acero y aluminio mostraron diferencias en el p-valor (0.03) de Cr (VI) y DQO su p-valor (0.04) siendo significativas con un factor de R^2 (0.71) para Cr (VI) y para DQO (0.04). Para los electrodos de hierro y aluminio el factor DQO el modelo de segundo orden no es significativo porque sobre pasa el p-valor, de lo cual para Cr (VI) su p-valor es menor a 0.05.

III. DISCUSIÓN

Objetivo 1

La aplicación de aire en el sistema de electrocoagulación se logró tener una remoción de Cr(VI) y DQO con un flujo de aire de 0.1811 L/min entre los diferentes electrodos de acero –aluminio teniendo un 98.9% de Cr(VI) y DQO en un tiempo de 60 minutos, mientras para los electrodos de hierro-aluminio el porcentaje de remoción fue de 99.7% de Cr(VI) y 83.1% de DQO en un tiempo de 54 minutos. Estos resultados coinciden con los datos obtenidos por Arboleda y Herrera (2015), logrando una remoción del 99% de Cromo (VI) en muestras condensadas aparecidas a la de un agua residual industrial, también Kumar, Nidheesh, Sureshp (2018) aplicó aireación en su tratamiento logrando remover más del 50 % de DQO. Por lo tanto, se puede decir que estas investigaciones fueron realizadas con un pH ácido. Sin embargo, la reacción del pH da en el cátodo, este aumento del pH depende de la concentración inicial, corriente eléctrica en el proceso de electrocoagulación (Olmez, 2009, p.1375).

Objetivo 2:

- **El efecto del pH**

Como se muestra en la Gráfica 1 (a) con respecto en el efecto del pH se muestra en la tabla N° 9 usando electrodos de acero y aluminio con un pH 4 se logra una remoción de 98.9% de Cr(VI), mientras en la tabla N° 10 con los electrodos de hierro y aluminio con un pH 5 se removió 99.7%. Sin embargo se tuvo resultados similares con la investigación de Tezcan Un, Ompeker y Ozel (2017) donde su porcentaje de remoción de Cr(VI) es cercano al 100%, se puede decir que en ambos estudios fueron realizadas con un pH ácido y con concentraciones iniciales cercanas. Por lo tanto, el pH en el agua y la solubilidad del metal aumentan y las partículas de metal se vuelven más móviles (Grace Pavithra, et al, 2017), esto se debe a que el Cr (VI) se encuentra como HCrO_4^- , $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$, CrO_4^{2-} , $\text{Cr}_4\text{O}_7^{2-}$, el pH causa un aumento debido a que los iones Cr(VI) son cargas negativas, los iones existen principalmente en pH ácido, donde el ion cromato (CrO_4^{2-}) es el único significativa en una solución con un Ph alto, logrando una fuerte afinidad hacia la carga opuesta lo cual disminuye los valores de pH altos. (Golder, 2007).

- **Efecto densidad de corriente en el tratamiento**

El efecto de la densidad de corriente óptimo se obtuvo con 4 A y 2 A a través de diferentes electrodos, los resultados generales del estudio experimental para los diferentes electrodos con se puede visualizar en el Grafico 1,2,3 y 4, se observa que con una densidad de corriente de 2 amperios se removió un 99.7% de Cr (VI) y 80% con los electrodos de hierro-aluminio, mientras, es caso similar con el estudio de Ait et al (2012) teniendo valores aproximados, pero con los electrodos de hierro y aluminio teniendo una densidad de corriente de 1.5 A pero con tiempo diferente de 2 horas y media donde removió un 92% de Cr (VI) y 75% de DQO eso se debe que en su tratamiento utilizó ambos métodos adsorción y electrocoagulación, esto se debe a que la densidad de corriente determina la cantidad de iones Al^{3+} o Fe^{2+} liberados por los respectivos electrodos, teniendo que producir producir el coagulante, los hidróxidos que se forman, regulan la velocidad y volumen de burbujas que se producen, teniendo una consecuencia afectiva en el crecimiento de los flóculos (Arboleada y Herrera, 2015).

En el efecto del tiempo se sabe que cuando se aumenta el tiempo y las densidades de corrientes son bajas se logra buenos porcentajes de remociones, de acuerdo a nuestros resultados se obtuvo con acero y aluminio en el tiempo de 60 minutos una remoción de 98.9% de cromo y DQO, mientras con hierro y aluminio en un tiempo de 54 minutos se obtuvo una remoción de 99.7% de Cr(VI) y 83.1 % de DQO. De acuerdo a Mayta y Mayta (2017) su valor cercano tuvo una remoción a los 45 minutos con un 48 % de DQO, pero en su estudio Benhadji (2011) a los 45 minutos su remoción fue más del 90% entre DQO y cromo a un menor volumen del efluente, también Deghles y Kurt (2016) en su estudio los valores obtenidos son casi cercanos utilizando electrodos de hierro y aluminio obtuvo un 87% de DQO ,100% de cromo en un tiempo de 75 minutos, esto se debe a que los tiempos de electrólisis y la formación de hidróxido metálico están fuertemente correlacionados durante la eliminación de contaminantes. Esto se debe que a largos tiempos de tratamiento aumenta el consumo de energía y electrodos por eso se debe tener un tiempo óptimo de tratamiento. (Abdalahdi, 2015), Sin embargo, se sabe que un aumento en la eliminación de Cr(VI) con el tiempo puede ser accedido al hecho de que se formaron más radicales hidroxilos, lo que resulta en la formación de especies poliméricas metálicas que aumentaron la eficiencia de eliminación (Secula et al., 2011).

Objetivo 3

Las remociones del Cr (VI) y DQO final obtenidas con los diferentes electrodos fue de 11.1 mg/l de Cr(VI) y 1600 mg/l de DQO con acero y aluminio, de tal forma con los electrodos de hierro y aluminio se tuvo un 2.55 mg/l de Cr (VI) y 83.1 % de DQO, estos datos finales obtenidos se compararon con los valores máximos admisibles lográndose remover más del 90% entre estos electrodos, pero igual se aproximan a los valores máximos admisibles que se encuentran establecidos en D.S.010-2019-Vivienda donde indica que el Cromo es 0.5 mg/L y 1 000 mg/L de DQO.

IV. CONCLUSIONES

- La aplicación de aireación con un flujo de 0.1811 l/min fue significativamente para la remoción del Cr (VI) y DQO con un 98.9% con los electrodos de acero-aluminio 98.9%, mientras con los electrodos de hierro y aluminio su remoción fue de 99.7% de Cr (VI) y 83.1% DQO, concluyéndose que el hierro- aluminio es más eficiente en la remoción de Cr(VI) y acero-aluminio para DQO.
- Las condiciones óptimas de los parámetros en la electrocoagulación con aireación para la remoción de Cr (VI) y DQO entre los diferentes electrodos se obtuvo con pH 4, amperaje 4 y distancia 0.038 cm/cm² para el electrodo de acero - aluminio, mientras para los electrodos de hierro – aluminio se obtuvo con pH 5, amperaje 2 y distancia 0.035 cm/cm².
- Los resultados obtenidos del tratamiento de acero-aluminio fue de 11.1 mg/l de Cr (VI) y 1600 mg/l de DQO al comparar con los valores máximos admisibles se aproximan teniendo una diferencia, sin embargo, con los electrodos de hierro y aluminio se aproximó más con 2.55 mg/l de Cr (VI) y 1150 de DQO.

IV. RECOMENDACIONES

Las recomendaciones para futuras investigaciones son las siguientes:

- Evaluar el sistema de electrocoagulación con una configuración bipolar para determinar la eficiencia del reactor en la remoción de cromo Cr VI y DQO en las aguas residuales de curtiembre.
- Se recomienda utilizar realizar más estudios en relación con la distancia entre el área del electrodo para encontrar otras mejores condiciones operativas.
- Realizar un análisis de los parámetros químicos, biológicos de los lodos generados.

REFERENCIAS

1. ABDALHADI D. and UGUR K..Treatment of raw tannery wastewater by electrocoagulation technique: optimization of effective parameters using Taguchi method. *Desalination and Water Treatment* [en línea] vol.57,2015 14798–14809. Disponible en :[Doi:10.1080/19443994.2015.1074622](https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1074622).
2. AHMAD,Fayaz. Indian Leather Sector Trade Event in South America Buyer Seller Meet in Lima, Peru – July 23-24, 2015.*Leather news India* [en línea], 2015, p.9. [Fecha de consulta: 10 de Junio del 2019] .
Disponible en :<http://leatherindia.org/wp-content/uploads/2016/03/Aug-BSM-Peru.pdf>
3. AITBARA, A, et al.,Continuous treatment of industrial dairy effluent by electrocoagulation using aluminum electrodes. *Desalination and Water Treatment*[en línea],vol.57(8), 2014, p. 3395–3404. [Fecha de consulta: 10 de Junio del 2019] .
Disponible en : [doi:10.1080/19443994.2014.989411](https://doi.org/10.1080/19443994.2014.989411)
4. ALJABERI, Forat. Operating cost analysis of a concentric aluminum tubes electrodes electrocoagulation reactor. *Heliyon* [en línea], vol .5(8),2019, p. 8 [Fecha de consulta: 10 de Junio del 2019].
Disponible en : [doi:10.1016/j.heliyon.2019.e02307](https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02307)
5. AMARASOORIYA, A, y KAWAKAMI, T. Removal of fluoride, hardness and alkalinity from groundwater by electrolysis. *Groundwater for Sustainable Development*, [en línea], 2019, p.1-48. [Fecha de consulta: 10 de Junio del 2019].
Disponible en : [doi:10.1016/j.gsd.2019.100231](https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100231)
6. AN, C, et al . Emerging usage of electrocoagulation technology for oil removal from wastewater: A review. *Science of The Total Environment*[en línea]vol.579, 2017, p.537–556. [Fecha de consulta: 15 de Abril del 2019] .
Disponible en :[doi:10.1016/j.scitotenv.2016.11.062](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.062)
7. ARBOLEDA, Juan y HERRERA, Paula. 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. [en línea],2015, p.107. [Fecha de consulta: 15 de Noviembre del 2019].
Disponible en :
en :
<https://repository.usta.edu.co/bitstream/handle/11634/613/evaluacion%20de%20u>

[n%20proceso%20de%20electrocoagulacion%20en%20un%20reactor%20tipo%20batch%20para%20la%20remocion.pdf?sequence=1&isAllowed=y](#)

8. ARIAS, J, VILLASIS, M y MIRANDA, M . El protocolo de investigacion III: la poblacion de estudio. *Rev Alerg Mexico* [en linea]vol 63,2017, p.201-206 [Fecha de consulta: 10 de junio de 2019].
Disponible en: <http://revistaalergia.mx/ojs/index.php/ram/article/view/181/309>
9. AZIMI, A, AZARI, A, REZAKAZEMI, M, y ANSARPOUR, M. Removal of Heavy Metals from Industrial Wastewaters: A Review. *ChemBioEng Reviews* [en linea], vol. 4(1), 2017, p. 37–59. [Fecha de consulta: 29 de mayo de 2019]
Disponible en: [doi:10.1002/cben.201600010](https://doi.org/10.1002/cben.201600010)
10. BASSALA, H, et al. Investigation of the efficiency of a designed electrocoagulation reactor: Application for dairy effluent treatment. *Process Safety and Environmental Protection* [en línea], 2017, vol. 111, pp. 122-127. ISSN 09575820.
Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2017.07.002>.
11. BHATTI, Manpreet, REDDY, Akepati y THUKRAL, Ashwani. Electrocoagulation removal of Cr(VI) from simulated wastewater using response surface methodology. *Journal of Hazardous Materials*, [en línea], vol. 172, 2009, p. 839–846. [Fecha de consulta: 30 de Noviembre del 2019].
Disponible en : [doi:10.1016/j.jhazmat.2009.07.072](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.07.072)
12. BENHADJI, A, TALEB, A y MAACHI, R. Electrocoagulación y efecto de los materiales del cátodo en la eliminación de contaminantes de las aguas residuales de la curtiduría de Rouïba. *Desalinización*, vol. 277 (1-3), 2011, p. 128–134. [Fecha de consulta: 15 de noviembre del 2019]
Disponible en : [doi: 10.1016 / j.desal.2011.04.014](https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.04.014)
13. BIN Omar, BIN Matjafri, M. Turbidimeter Design and Analysis: A Review on Optical Fiber Sensors for the Measurement of Water Turbidity. *Sensors* [en linea], 2009, vol. 9(10), p. 8311–8335. [Fecha de consulta: 15 de Junio del 2019].
Disponible en : [doi:10.3390/s91008311](https://doi.org/10.3390/s91008311)
14. CALIARI, P, et al. Tannery wastewater: Organic load and sulfide removal dynamics by elecchemical oxidation at different anode materials. *Environmental Technology e Innovation*. [en línea], vol. 14, 2019, p.13. [Fecha de consulta: 15 de Junio del 2019].
Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100345>

15. CHEN, X, CHEN, G, y YUE, P. Investigation on the electrolysis voltage of electrocoagulation. *Chemical Engineering Science* [en línea]. vol 57(13), 2002 p. 2449–2455. [fecha de consulta: 21 de Mayo del 2019].
Disponible en : [doi:10.1016/s0009-2509\(02\)00147-1](https://doi.org/10.1016/s0009-2509(02)00147-1)
16. CHEBALLAH, Karima, et al. Simultaneous removal of hexavalent chromium and COD from industrial wastewater by bipolar electrocoagulation. *Chemical Engineering and Processing*. [en línea], 2015. [fecha de consulta: 15 de noviembre del 2019].
Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586617329714>
17. CHOWDHURY, Manjushree. Treatment of leather industrial effluents by filtration and coagulation processes. *Water Resources and Industry*, vol. 3, 2013, p.11–22. [Fecha de consulta: 15 de Junio del 2019].
Fecha de consulta: [doi:10.1016/j.wri.2013.05.002](https://doi.org/10.1016/j.wri.2013.05.002)
18. CHOUWHURY, A. Colour measurement instruments. *Principles of Colour and Appearance Measurement*, 2014, p. 221–269. [Fecha de consulta: 15 de Junio del 2019].
Disponible en : [doi:10.1533/9780857099242.221](https://doi.org/10.1533/9780857099242.221)
19. CHOUHAN, Amit, et al. A Review on Removal of Heavy Metals from Water/Wastewater by Electrocoagulation Process. *International Research Journal of Engineering and Technology* [en línea] vol 5, 2018, p.934-944. [Fecha de consulta: 15 de Octubre del 2019].
Disponible en: https://www.researchgate.net/profile/Lokendra_Singh_Thakur/publication/3320
20. Decreto Supremo N°010-2019- VIVIENDA. Diario oficial el peruano, Lima,Peru,2019[en línea]. [Fecha de consulta: 15 de Abril del 2019].
Disponible en: <https://busquedas.elperuano.pe/normaslegales/decreto-supremo-que-aprueba-el-reglamento-de-valores-maximos-decreto-supremo-n-010-2019-vivienda-1748339-3/>
21. DEVECI Ece et al. Enhancing treatability of tannery wastewater by integrated process of electrocoagulation and fungal via using RSM in an economic perspective. *Process Biochemistry* [en línea]. vol.84, 2019, p.124–133. [Fecha de consulta: 20 de Setiembre del 2019]. Disponible en: [doi:10.1016/j.procbio.2019.06.016](https://doi.org/10.1016/j.procbio.2019.06.016).

22. DEGHLES, A y KURT, U. Treatment of tannery wastewater by a hybrid electrocoagulation/electrodialysis process. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification* [en línea]vol. 104, 2016, p. 43-50. [Fecha de consulta: 15 de Junio del 2019].
Disponible en : doi:10.1016/j.cep.2016.02.009
23. ELABBAS, S, et al. Treatment of highly concentrated tannery wastewater using electrocoagulation: Influence of the quality of aluminium used for the electrode. *Journal of Hazardous Materials* [en línea], vol. 319,2016, p. 69-77. [Fecha de consulta: 15 de Abril del 2019] .
Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.12.067>.
ISSN:18733336.
24. EJRAEI, Ayoub, AROON, Mohammad y ZIARATI, Afshin. Wastewater treatment using a hybrid system combining adsorption, photocatalytic degradation and membrane filtration processes. *Journal of Water Process Engineering* [en línea], vol.28,2019, p. 45–53. [Fecha de consulta:17 de noviembre del 2019]
Disponible en: doi:10.1016/j.jwpe.2019.01.003
25. ES-SAHBANY, H, et al. Removal of heavy metals (nickel) contained in wastewater-models by the adsorption technique on natural clay. *Materials Today: Proceedings* [en línea]vol.13, 2019, p.866–875. [Fecha de consulta: 15 de Noviembre del 2019]
Fecha de consulta: [doi:10.1016/j.matpr.2019.04.050](https://doi.org/10.1016/j.matpr.2019.04.050)
26. FAZAL, T, et al. Bioremediation of textile wastewater and successive biodiesel production using microalgae. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* [en línea]. vol.82,2018 p. 1- 20. [Fecha de consulta: 15 de Noviembre del 2019].
Fecha de consulta : [doi:10.1016/j.rser.2017.10.029](https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.10.029)
27. FU, F. y WANG, Q. Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. *Journal of Environmental Management*[en línea],vol 92 (3), 2011, p.407–418. [Fecha de consulta: 15 de Abril del 2019] .
28. GARCIA, S, et al. Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. *Journal of Electroanalytical Chemistry*.[en línea] vol. 801, 2017,p.267–299. [Fecha de consulta: 15 de Abril del 2019] .
Disponible en : [doi:10.1016/j.jelechem.2017.07.047](https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2017.07.047)

29. GHAZOUANI, Mouna, et al. Comparative study of electrochemical hybrid systems for the treatment of real wastewaters from agri-food activities. *Science of The Total Environment*. [en línea], vol.647,2019, p.1651–1664. [Fecha de consulta: 10 de Noviembre del 2019].
Disponible en : [doi:10.1016/j.scitotenv.2018.08.023](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.023)
30. GRACEPAVITHRA, K, et al. A review on cleaner strategies for chromium industrial wastewater: Present research and future perspective. *Journal of Cleaner Production* [en línea] vol.228,2019, p.580-593. [Fecha de consulta: 28 de Setiembre del 2019].
Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.117>
31. GENGEK, E, et al. Optimization of baker's yeast wastewater using response surface methodology by electrocoagulation. *Desalination*. [en línea], 2012, vol.286, p.200-209. [Fecha de consulta: 24 de noviembre del 2019]
Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.11.023>
32. HAMADA M, GHALWA NA, FARHAT NB, MAHLLAWI K, JAMEE, N. Optimization of Electrocoagulation on Removal of Wastewater Pollutants. *Int J Waste Resour* [en línea], vol.8,2018, p.357. [Fecha de consulta: 30 de noviembre del 2019].
Disponible en : [doi:10.4172/2252-5211.1000357](https://doi.org/10.4172/2252-5211.1000357)
33. HACH COMPANY. DR/820, DR/850, and DR/890. Portable Datalogging Colorimeter Instrument Manual [en línea], 1997. [Fecha de consulta: 15 de Abril del 2019].
Disponible en: https://www.camlab.co.uk/originalimages/sitefiles/Hach_manuals/DR800series_manual.pdf
34. HAQUE, Aminul. et al. Immobilization possibility of tannery wastewater contaminants in the tiles fixing mortars for eco-friendly land disposal. *Journal of Environmental Management* [en línea], vol. 242, 2019, p.298–308 . [Fecha de consulta: 15 de Abril del 2019].
Disponible en : [doi:10.1016/j.jenvman.2019.04.069](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.069)
35. HAKIZIMANA, J. et al. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. *Desalination* [en línea] vol.404, 2017, p.1–21. [Fecha de consulta: 15 de Abril del 2019] .
Disponible en : [doi:10.1016/j.desal.2016.10.011](https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.10.011)

36. HAMADA M, et al. Optimization of Electrocoagulation on Removal of Wastewater Pollutants. *Int J Waste Resour*[en línea],vol.8,2018, p.357. [Fecha de consulta: 30 de noviembre del 2019].
Disponible en : [doi:10.4172/2252-5211.1000357](https://doi.org/10.4172/2252-5211.1000357)
37. HORTENSE,Nadia, et al. Real textile effluents treatment using coagulation/flocculation followed by electrochemical oxidation process and ecotoxicological assessment. *Chemosphere*. [en línea] vol.236, 2019 p.7. [Fecha de consulta:28 de Noviembre del 2019].
Disponible en : doi:10.1016/j.chemosphere.2019.07.040
38. KARTIKANINGSIH, D, SHIH,Y y HUANG,Y. Boron removal from boric acid wastewater by electrocoagulation using aluminum as sacrificial anode. *Sustainable Environment Research*. [en línea], 2016, p. 150 – 155. [Fecha de consulta: 24 de noviembre del 2019].
Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.serj.2015.10.004>
39. KABDAŞLI,I, et al. Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: a critical review, *Environmental Technology Reviews* [en línea],,vol.1:1,2012, p.2-45.[Fecha de consulta:19 de octubre del 2019].
Disponible en : <https://doi.org/10.1080/21622515.2012.715390>
40. KHALED, Brahmi, et al. Investigation of electrocoagulation reactor design parameters effect on the removal of cadmium from synthetic and phosphate industrial wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*. [en línea], 2014, p.41 [fecha de consulta: 10 de Noviembre del 2019]
Disponible en: [doi:10.1016/j.arabjc.2014.12.012](https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2014.12.012)
41. KHAN,S, et al. Hexavalent chromium removal in an electrocoagulation column reactor: Process optimization using CCD, adsorption kinetics and pH modulated sludge formation. *Process Safety and Environmental Protection* [en línea], 2019, p. 118-130. [Fecha de consulta: 28 de Abril del 2019].
ISSN 09575820.
Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.11.024>
42. KHANDEGAR, V y SAROHA,Anil. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent-A review. *Journal of Environmental Management* [en línea] vol 128, 2013, p.949-953. [Fecha de consulta: 28 de Mayo del 2019].
Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.06.043>

43. KOBYA, M.,GENGEC, E y DEMIRBAS, E. Operating parameters and costs assessments of a real dyehouse wastewater effluent treated by a continuous electrocoagulation process. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification* [en línea] vol 101, 2016,p. 87-100. [Fecha de consulta:15 de abril del 2019]
Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cep.2015.11.012>
44. KUMAR, Abhijeet, NIDHEESH, P y KUMAR,Suresh. Composite wastewater treatment by aerated electrocoagulation and modified peroxicoagulation processes. *Chemosphere* [en línea], vol 205, 2018, p. 587– 593.[Fecha de consulta: 18 de Abril del 2019].
Disponible en: <https://scihub.tw/https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653518307902>
45. LEVCHUK, Irina, RUEDA, Juan y SILLANPÄÄ, Mika. Removal of natural organic matter (NOM) from water by ion exchange – A review. *Chemosphere* [en línea] vol.192,2018, p. 90–104. [Fecha de consulta: 18 de Noviembre del 2019].
Disponible en: [doi:10.1016/j.chemosphere.2017.10.101](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.101)
46. LOFRANO, Giusy, et al. Chemical and biological treatment technologies for leather tannery chemicals and wastewaters: A review. *Science of The Total Environment* [en línea], vol 461-462, 2013, p.265–281. [Fecha de consulta: 17 de Noviembre del 2019].
Disponible en: [doi:10.1016/j.scitotenv.2013.05.004](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.004)
47. LI, Xiangdong . Landfill leachate treatment using electrocoagulation. *Procedia Environmental Sciences*[en línea],vol.10,2011, p.1159–1164. [Fecha de consulta: 17 de mayo de 2019]
Disponible en: [doi:10.1016/j.proenv.2011.09.185](https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.09.185)
48. LIU, et al. High-efficiency As(III) oxidation and electrocoagulation removal using hematite with a charge–discharge technique. *Science of The Total Environment* [en línea],2019, p.1-37.[Fecha de consulta: 16 de noviembre del 2019].
Disponible en : [doi:10.1016/j.scitotenv.2019.135678](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135678)
49. MAHMAND, M. et al. Electrocoagulation Process by Using Aluminium and Stainless Steel Electrodes to Treat Total Chromium, Colour and Turbidity.

- Procedia Chemistry* [en línea] vol. 19, 2016, p. 681-686. ISSN 18766196. [Fecha de consulta:18 de Junio del 2019].
 Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.proche.2016.03.070>.
50. Manual de turbidímetros ,Hanna instruments,2005 [Fecha de consulta:18 de Junio del 2019].
 Disponible en:<https://manualzz.com/doc/5451879/turbid%C3%ADometros>
51. Alberto, et al. Anaerobic treatment of vegetable tannery wastewaters: A review. *Desalination* [en línea]. vol.264 (1-2), 2010, p.1-8. [Fecha de consulta:18 de Noviembre del 2019].
 Disponible en: <doi:10.1016/j.desal.2010.07.021>
52. MAMELKINA, Maria, et al. Systematic study on sulfate removal from mining waters by electrocoagulation. *Separation and Purification Technology* [en línea] vol. 216,2019, p.43–50. [Fecha de consulta:15 de abril del 2019]
 Disponible en: <doi:10.1016/j.seppur.2019.01.056>
53. MAYTA, Roddy y MAYTA, Jhony. Removal of chromium and chemical oxygen demand of tannery wastewater by electrocoagulation. *Rev. Soc. Quím. 57 Perú* [en línea], vol.83, n.3,2017, p.331-340. [Fecha de consulta:5 de diciembre del 2019].
 Disponible en: http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1810-634X2017000300008&lng=es&nrm=iso.
 ISSN 1810-634X.
54. MEDEL, A, LUGO, F, y MEAS, Y. Application of Electrochemical Processes for Treating Effluents From Hydrocarbon Industries. *Electrochemical Water and Wastewater Treatment*, [en línea], 2018, p.365–392. . [Fecha de consulta: 15 de Abril del 2019] .
 Disponible en: <doi:10.1016/b978-0-12-813160-2.00014-6>
55. MELLA, B, GLANERT, A.y GUTTERRES, M. Removal of chromium from tanning wastewater and its reuse. *Process Safety and Environmental Protection* [en línea]vol. 95, 2015, p. 195-201. [Fecha de consulta: 15 de Abril del 2019] .
 Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2015.03.007>.
 ISSN 09575820.
56. MENKITI, M, NNAJI, P, ONUKWULI, O. Coag-flocculation kinetics and functional parameters response of Periwinkle shell coagulant (PSC) to pH

- variation in organic rich coal effluent médium. *Nature and Science* [en línea] vol.7 (6),2009. [Fecha de consulta: 24 de Noviembre del 2019].
Disponible en : <http://www.sciencepub.net>
57. MENDOZA, Leticia. Química General: Manual de Practicas de laboratorio. Instituto Tecnológico de Santo Domingo ,2002,p.56. [Fecha de consulta: 15 de Abril del 2019].
Disponible en: https://books.google.com.pe/books?id=bDdooVJCD8oC&pg=PA43&dq=utilizacion+del+potenciometro&hl=es&sa=X&ved=0ahUKewj8or3e2_niAhWPrVkkHTYDAyEQ6AEIKDAA#v=onepage&q=utilizacion%20del%20potenciometro&f=false
58. MÓDENES, A, et al. Performance evaluation of an integrated photo-Fenton – Electrocoagulation process applied to pollutant removal from tannery effluent in batch system. *Chemical Engineering Journal* [en línea]. vol. 197,2012, p. 1–9. [Fecha de consulta: 15 Noviembre del 2019].
Disponible en: [doi:10.1016/j.cej.2012.05.015](https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.05.015)
59. MONTGOMERY, Douglas. Diseño y Análisis de experimentos, edit. limusa, 2°ed, México, D.F,2004, p. 681 [Fecha de consulta: 15 de Junio del 2019]. ISBN:968-18-6156-6
60. NARIYAN, E., WOLKERSDORFER, C. y SILLANPÄÄ, M. Sulfate removal from acid mine water from the deepest active European mine by precipitation and various electrocoagulation configurations. *Journal of Environmental Management*. [en línea], 2018, vol.227, p.162–171. [Fecha de consulta: 15 de Abril del 2019].
Disponible en : [doi:10.1016/j.jenvman.2018.08.095](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.095)
61. NIGAM, Mohit, et al. Adsorption of Cr (VI) Ion from Tannery Wastewater on Tea Waste: Kinetics, Equilibrium and Thermodynamics Studies. *Journal of Environmental Chemical Engineering* [en línea], vol.7, 2019, p.9. [Fecha de consulta: 15 de Noviembre del 2019].
Disponible en : [doi:10.1016/j.jece.2019.103188](https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103188)
62. OGWOKA, D, HOME, P, CHACHA, J y KOEHN, E. Is electrocoagulation (EC) a solution to the treatment of wastewater and providing clean water for daily use. *ARNP Journal of Engineering and Applied Sciences* [en línea] vol.7, 2012, p.197-204. [Fecha de consulta: 23 de noviembre del 2019].

- Disponible en: <https://pdfs.semanticscholar.org/b2fb/4f21d2698e9f18da48f7fbeece5404e14601.pdf>
63. ORSSATTO, F. [et al]. Optimization of the pretreatment of wastewater from a slaughterhouse and packing plant through electrocoagulation in a batch reactor. *Environmental Technology*. [en línea], vol. 38(19), 2016 p. 2465–2475. [Fecha de consulta: 05 de Junio del 2019].
Disponible en: [doi:10.1080/09593330.2016.1266036](https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1266036)
64. PCE instrments. Manual de instrucción, 2012 [Fecha de consulta: 18 de Junio del 2019]. Disponible en: https://cdn.hannachile.com/hannacdn/support/manual/2012/10/20140717155605-manual_ph-20_ph-21.pdf
65. RADHA, K. V y SIRISHA, K. Electrochemical Oxidation Processes. *Advanced Oxidation Processes for Waste Water Treatment*, [en línea], 2018, p. 359–373. [Fecha de consulta: 18 de Abril del 2019].
Disponible en: [doi:10.1016/b978-0-12-810499-6.00011-5](https://doi.org/10.1016/b978-0-12-810499-6.00011-5)
66. REN M, et al. Treatment of berberine hydrochloride wastewater by using pulse electro-coagulation process with Fe electrode. *Chemical Engineering Journal*, [en línea], 2011, vol. 169(1-3), p.84–90. [Fecha de consulta: 5 de diciembre del 2019].
Disponible en : [doi:10.1016/j.cej.2011.02.056](https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.02.056)
67. REY, Ana. Recuperación de cromo (III) de efluentes de curtiembre para el control ambiental y optimización de proceso productivo. Tesis (título licenciado). Perú: Pontificia universidad católica Del Perú, 2013, 103 pp. [Fecha de consulta: 15 de Abril del 2019]
Disponible en: http://tesis.pucp.edu.pe/repositorio/bitstream/handle/20.500.12404/5123/REY_DE_CVASTRO_ANA_CROMO_EFLUENTES_CURTIDO.pdf?sequence=1&isAllowed=y
68. RAMESH, Babu et al. Treatment of tannery wastewater by electrocoagulation. *Journal of the University of Chemical Technology and Metallurgy* [en línea], vol. 42, 2007, p. 201-206 [Fecha de consulta: 15 de Abril del 2019].
Disponible en: https://www.researchgate.net/profile/N_Anantharaman/publication/22862543

[2 Treatment of tannery wastewater by electrocoagulation/links/53e959360cf2dc24b3cab436/Treatment-of-tannery-wastewater-by-electrocoagulation.pdf](https://doi.org/10.1080/19443994.2016.1163514)

69. RANGABHASHIYAM, S. Use of Box–Behnken design of experiments for the adsorption of chromium using immobilized macroalgae. *Desalination and Water Treatment*. [en línea], 2016, vol.57(54), p.25 [Fecha de consulta: 15 de Noviembre del 2019].

Disponible en : [doi:10.1080/19443994.2016.1163514](https://doi.org/10.1080/19443994.2016.1163514)

70. REHMAN, Abdul. et al. Operational Parameter Influence on Heavy Metal Removal from Metal Plating Wastewater by Electrocoagulation Process. *Chemical Engineering Transactions* [en línea]. 2015, vol 43, p. 2251-2256. [Fecha de consulta: 30 de Mayo del 2019]

Disponible en: <https://pdfs.semanticscholar.org/e5b4/a5f5b0b0cf80a51cfe6e270760121b3e6ab2.pdf>

ISBN 978-88-95608-34-1

71. RUBIO, J, SOUZA, M, y SMITH, R. Overview of flotation as a wastewater treatment technique. *Minerals Engineering*. [en línea] vol. 15(3), 2002, p.139–155. [Fecha de consulta: 16 de Noviembre del 2019].

Disponible en : [doi:10.1016/s0892-6875\(01\)00216-3](https://doi.org/10.1016/s0892-6875(01)00216-3)

72. SAWALHA, Hassan et al. Wastewater from leather tanning and processing in Palestine: Characterization and management aspects. *Journal of Environmental Management* [en línea], vol.251, 2019, p. 8. [Fecha de consulta: 15 de Noviembre del 2019].

Disponible en : [doi:10.1016/j.jenvman.2019.109596](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109596)

73. SEREVICHE, Carlos y GONZALES, Humberto. Verificación analítica para las determinaciones de cromo hexavalente en aguas por espectrofotometría. *Ing.USBMed*. [en línea], vol. 4, n°1, 2013. [Fecha de consulta: 14 de Noviembre del 2019].

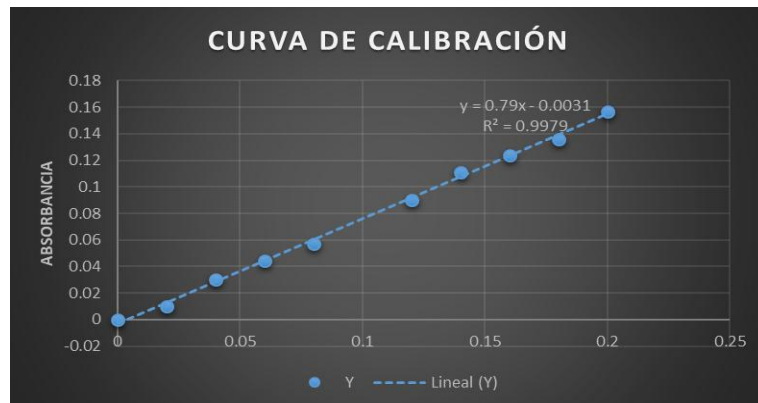
Disponible en : https://www.researchgate.net/publication/282979156_VERIFICACION_ANALITICA_PARA_LAS_DETERMINACIONES_DE_CROMO_HEXAVALENTE_EN_AGUAS_POR_ESPECTROFOTOMETRIA_ASSESMENT_OF_AN_ANALYTICAL_METHOD_FOR_DETERMINING_HEXAVALENT_CHROMIUM_IN_WATER_USING_SPECTROPHOTOMETR

74. SHARD, A, SCHOFIELD, R, y MINELLI, C. Ultraviolet–visible spectrophotometry. *Characterization of Nanoparticles* [en línea], 2020, p.185–196. [Fecha de consulta:15 de Abril 2019]
 Disponible en: [doi:10.1016/b978-0-12-814182-3.00012-2](https://doi.org/10.1016/b978-0-12-814182-3.00012-2)
75. SHANKER, A y VENKATESWARLU, B. Chromium: Environmental Pollution, Health Effects and Mode of Action. *Encyclopedia of Environmental Health*, [en línea] 2011, p. 650-659. [Fecha de consulta:15 de Noviembre del 2019]
 Disponible en: [doi: 10.1016/b978-0-444-52272-6.00390-1.](https://doi.org/10.1016/b978-0-444-52272-6.00390-1)
76. Standard Methods “For the examination of water DQO”
77. SECULA M, CREȚESCU I, PETRESCU S, 2011. An experimental study of indigo carmine removal from aqueous solution by electrocoagulation, *Desalination*, [en línea], vol.277, 2011, p. 227-235. . [Fecha de consulta:15 de Noviembre del 2019]
 Disponible en: [doi: 10.1016/j.desal.2011.04.031](https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.04.031)
78. SILLANPÄÄ, Mika. y SHESTAKOVA, Marina. Electrochemical Water Treatment Methods. [en línea]2017,p. 47–130. [Fecha de consulta:30 de Mayo 2019].
 Disponible en: [doi:10.1016/b978-0-12-811462-9.00002-5](https://doi.org/10.1016/b978-0-12-811462-9.00002-5)
79. SONG, P.et al. Electrocoagulation treatment of arsenic in wastewaters: A comprehensive review. *Chemical Engineering Journal*[en línea],vol. 317,2017, p. 707–725.[Fecha de consulta:23 de Mayo 2019].
 Disponible en: [doi:10.1016/j.cej.2017.02.086](https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.02.086)
80. Thermo Scientific. Espectrofotómetros UV-Visible Serie GENESYS 10S (2010) [Fecha de consulta:15 de Junio 2019]
 Disponible en: http://www.equiposdehistologia.com/ThermoScientific/PDF/Genesys_10S.pdf
81. THAKUR, Sandeep y CHAUHAN,M. Treatment of Wastewater by electrocoagulation: A review.International Journal of Engineering Science and Innovative technology [en línea], 2016,Vol.5, p.104-110. [Fecha de consulta:23 de Mayo 2019] ISSN:2319-5967
 Disponible en: <https://pdfs.semanticscholar.org/b24b/35c3d6d75b21c7d562a18ece068fc5465dc1.pdf>

82. TEZCAN UN, U., ONPEKER, S. y OZEL, E. The treatment of chromium containing wastewater using electrocoagulation and the production of ceramic pigments from the resulting sludge. *Journal of Environmental Management* [en línea] vol. 200,2017, p. 196-203. [Fecha de consulta: 15 de Abril 2019] ISSN 10958630.
Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479717305601>
83. OSMANLIOGLU, Ahmet. Decontamination of radioactive wastewater by two-staged chemical precipitation. *Nuclear Engineering and Technology* [en línea], vol. 50(6), 2018, p.1-13.[Fecha de consulta: 13 de Noviembre del 2019].
Disponible en : [doi:10.1016/j.net.2018.04.009](https://doi.org/10.1016/j.net.2018.04.009)
84. OLMEZ, T.The optimization of Cr(VI) reduction and removal by electrocoagulation using response Surface methodology.*Journal Of Hazardous Materials* [en línea], vol.162, 2009, p.1271-1278. [Fecha de consulta: 23 de noviembre del 2019].
Disponible en: [doi:10.1016/j.jhazmat.2008.06.017](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.06.017)
85. VAN Genuchten,, et al. Factors affecting the Faradaic efficiency of Fe(0) electrocoagulation. *Journal of Environmental Chemical Engineering* [en línea]vol 5(5),2017, p. 4958–4968 . [Fecha de consulta:15 de Abril del 2019].
Disponible en: [doi:10.1016/j.jece.2017.09.008](https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.09.008)
86. VARANK, G, et al..Electrocoagulation of Tannery Wastewater using Monopolar Electrodes:Process Optimization by Response Surface Methodology.*Int. J. Environ. Res* [en línea],vol 8(1), 2014,p.165-180 [Fecha de consulta:15 de Abril del 2019]. ISSN: 1735-6865
Disponible en: https://ijer.ut.ac.ir/article_706.html
87. YAQUE, Adrian. Operaciones auxiliares elementales en laboratorio y en procesos en la industria química y afines. QUIE0308. IC editorial [en línea],2014, p.386. [Fecha de consulta: 15 de Junio del 2019].
ISBN:978-84-16173-83-9
Disponible en: <https://books.google.com.pe/books?id=BKBmBAAQBAJ&pg=PT179&dq=definicion+del+conductimetro&hl=es&sa=X&ved=0ahUKewi47oecuvfiAhUiwVkJHcpzBlgQ6AEIQDAF#v=onepage&q=definicion%20del%20conductimetro&f=false>

ANEXOS

Anexo 1: Curva de calibración para la lectura del Cromo (VI)



Fuente: Elaboración propia

Anexo 2 : Empresa de curtiembre




Fuente: Elaboración propia

Anexo 3: Preparación de la curva de calibración



Fuente: Elaboración propia

Anexo 4: Ficha de recolección de datos

 UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO Ficha de recolección de datos Diseño Box-Behnken					
Cod.Experimentos	ph	amperaje	distancia	Concentración final	
				Cr(VI)	DQO
1	3	2	3		
2	5	2	3		
3	3	4	3		
4	5	4	3		
5	3	3	2		
6	5	3	2		
7	3	3	4		
8	3	3	4		
9	2	2	2		
10	4	4	2		
11	2	2	4		
12	4	4	4		
13	3	3	3		
14	3	3	3		
15	3	3	3		

Fuente: Elaboración propia

Anexo 5: Ficha de recolección de datos por cinética

UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO			
Ficha de recolección de datos			
Cod.Experimentos	Tiempo (min)	Concentración final	
		Cr(VI)	DQO
0	0		
1	6		
2	12		
3	18		
4	24		
5	30		
6	36		
7	42		
8	48		
9	54		
10	60		

Fuente: Elaboración propia

Anexo 6: Diferencia de electrodos



Fuente: Elaboración propia

Anexo 7: Muestras del tratamiento



Fuente: Elaboración propia