

**APLICACIÓN DE UNA CELDA ELECTROLÍTICA EN EL TRATAMIENTO DE
AGUAS PROVENIENTES DE LA PRODUCCIÓN DEL QUESO**

DALLAN KATHERINE LEZCANO ZAPATA



**UNIVERSIDAD DE PAMPLONA
FACULTAD DE INGENIERÍAS Y ARQUITECTURA
INGENIERÍA QUÍMICA
PAMPLONA
2019**

**APLICACIÓN DE UNA CELDA ELECTROLÍTICA EN EL TRATAMIENTO DE
AGUAS PROVENIENTES DE LA PRODUCCIÓN DEL QUESO**

Autor

DALLAN KATHERINE LEZCANO ZAPATA

Proyecto de grado presentado como requisito para optar al título de

INGENIERA QUÍMICA

Director

JACQUELINE CORREDOR ACUÑA

Ing. Química, MSc, Dra.

UNIVERSIDAD DE PAMPLONA

FACULTAD DE INGENIERÍAS Y ARQUITECTURA

INGENIERÍA QUÍMICA

PAMPLONA

2019

DEDICATORIA

La presente investigación se la dedico principalmente a Dios, por ser el inspirador y darme la vida y la fuerza, enseñándome a afrontar las adversidades sin perder nunca la dignidad ni desfallecer en el intento y de esa manera poder continuar en este proceso de obtener uno de los anhelos más deseados. A mis padres, Héctor Lezcano Lombana y Martha Cecilia Zapara Núñez que creyeron en mí y me regalaron su apoyo incondicional, motivándome a seguir adelante con su amor, consejos, comprensión y aporte económico, Papa yo espero poder recompensarte todo el esfuerzo que hiciste por mí y a Mama que Dios te premie viéndome como tú lo anhelas, Siendo ingeniera y realizada. Por Uds. soy lo que soy. A mis hijos que fueron mi motor y mi polo a tierra cuando culminaba mi carrera profesional, enseñándome a crecer como mujer y llenarme de inspiración a seguir cumpliendo más metas en mi vida.



AGRADECIMIENTOS

En estas líneas quiero agradecer a todas las personas que hicieron posible que este proyecto de grado sea una realidad y en el trayecto como estudiante me convirtiera en ingeniera, que Dios los bendiga y sigan siendo personas de luz.

A Dios y a mi familia por ser seres de luz en mi vida, permitiéndome cumplir mis metas.

A mi Directora de Tesis, la Dra. Jacqueline Corredor Acuña, por su gran amabilidad y comprensión, por su tiempo invertido, apoyo y dedicación, por haberme acogido como uno de sus alumnos tesis y creer en mí y en este proyecto, me llevo una excelente imagen de directora, amiga y madrina.

A John Brayan Flórez, por tus consejos, apoyo y amor durante la vida universitaria, actualmente mi esposo, gracias por creer en mí y compartir las alegrías y tristezas que se presentaban en el camino.

A los auxiliares de laboratorio de la universidad de Pamplona, al director de laboratorios el señor Fredy Solano, Nancy Cote, Janeth Gonzales Lizcano, Yolanda Pico y Brayan Arias. Inmensamente agradecida por su atención privilegiada prestada.

A todos mis compañeros de estudio, conocidos durante la carrera universitaria, gracias por su amistad y apoyo que me brindaron, en especial a Anderson Vera y William Aparicio.

A la facultad de ingeniería química, al cuerpo técnico de la universidad de pamplona, a los profesores de ingeniería química que me brindaron sus conocimientos y contribuyeron en la formación como profesional.



TABLA DE CONTENIDO

INTRODUCCIÓN	1
JUSTIFICACIÓN	3
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	4
OBJETIVOS	6
Objetivos específicos	6
Objetivos específicos	6
1. MARCO TEÓRICO.....	7
1.1. Concepto de aguas residuales.....	7
1.2. Tipos de aguas residuales.....	7
1.3. Propiedades físicas, químicas y biológicas de las aguas residuales	9
1.4. RESIDUOS LÍQUIDOS DE LA INDUSTRIA LÁCTEA	14
1.4.1. Características de los residuos líquidos de la industria láctea.....	14
1.4.2. Índices analíticos medibles en aguas residuales de la industria láctea.....	15
1.4.4. Tratamiento de residuos industriales líquidos	18
1.4.5. Electroquímica	20
1.4.6. Electrocoagulación	21
1.4.7. Celda electrolítica.....	21



1.4.7.1. Reacciones en la celda electrolítica.....	22
1.4.8. Leyes de la electrólisis (Faraday).....	23
1.4.9. Electrolisis de electrolitos acuosos.....	24
1.4.10. Teoría de la doble capa eléctrica	26
1.4.10.1. Modelo Stern de la doble capa eléctrica.....	26
1.4.10.2. El modelo Bockris – Devanathan – Müller de la doble capa eléctrica	27
1.4.11. Potencial de celda- ecuación de Nerst	28
2. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL	30
2.1. Diagrama de flujo	30
2.2. Método electroquímico	30
2.2.1 Revisión Bibliográfica	31
2.2.2. Ensayos preliminares	31
2.2.2.1. Combinacion de los electrodos.....	31
2.2.2.2. Tipo de electrólito.	32
2.2.2.3. Concentración de leche en polvo y concentración del electrólito.	32
2.2.3. Diseño e implementación de la celda electrolítica.	33
2.2.4. Recolección de muestras	33
2.2.5. Medición.....	33
2.2.6. Análisis de resultados y conclusiones.	34



2.3. MATERIALES.....	34
2.3.1. Descripción del efluente.....	34
2.3.2. Descripción de reactivos.	35
2.4. EQUIPOS	36
2.4.1. Montaje y operación de la celda electrolítica.	36
2.4.1.1. Diseño de la Celda electrolítica.	37
2.4.1.2. Caso de estudio I: Sulfato de amonio como electrólito.....	38
2.4.1.3. Caso de Estudio II: Sulfato de amonio con NaCl como electrólito.....	39
2.4.2. Potencial de la celda para caso de estudio I y II.....	40
2.4.3. Determinación de la concentración de aluminio en solución según la ley de Faraday.....	40
2.4.4. Caracterización de las muestras iniciales y finales	41
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	42
3.1. Análisis de las condiciones óptimas de operación	42
3.2. Combinación de electrodos	43
3.3. Tipo de electrólito	44
3.4. Concentración del electrolito (sulfato de amonio) y la concentración de leche el polvo	45
3.5. Estudio utilizando sulfato de amonio como electrólito.....	47



3.5.1. pH.....	48
3.5.2. Conductividad	49
3.5.3. DQO	50
3.5.4. Estudio cinético para la DQO.....	51
3.5.5. N ₂ Amoniacal	53
3.5.6. Dureza	53
3.6. Estudio de la combinación de las sales (sulfato de amonio y NaCl) como electrolitos.....	54
3.6.1. pH.....	56
3.6.2. Conductividad	56
3.6.4. Estudio cinético para la DQO.....	59
3.6.5. N ₂ amoniacal.....	60
3.6.6. Dureza	61
3.7. Concentracion de aluminio (Al) según la ley de Faraday	61
3.8. Potencial de la celda.....	62
4. CONCLUSIONES	64
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	67
ÁNEXOS	75



LISTA DE ILUSTRACIONES

Ilustración 1. <i>Sistema de electrocoagulación con ánodo de aluminio y cátodo de hierro. Por López Escobar G. P. 2014</i>	22
Ilustración 2. <i>Reacciones dentro de la celda electrolítica. Por López Escobar G. P. 2014</i>	23
Ilustración 3. <i>Adsorción de aniones. Por (McCafferty, 2010)</i>	27
Ilustración 4. <i>Orientación de las moléculas de agua. Por (McCafferty, 2010)</i>	28
Ilustración 5. <i>Diagrama de flujo del proceso electroquímico.</i>	30
Ilustración 6. <i>Demanda química de oxígeno, para las muestras de aguas residuales sintéticas de leche. Condiciones de operación 1000ppm; 320mA, pH 8,4 y 5V, para 2000 ppm; 380 mA, 3 V Y pH de 8,6</i>	47
Ilustración 7. <i>pH con el tiempo a concentración de sulfato de 2000 ppm y 2000 ppm de leche en polvo</i>	49
Ilustración 8. <i>Conductividad de electrocoagulación en función del tiempo</i>	50
Ilustración 9. <i>Remoción de la DQO en el tiempo. Condiciones de operación: 320 mA, pH 8,4 y 5 V</i>	51
Ilustración 10. <i>Método de integración cinética de segundo orden para la remoción de la DQO</i> .52	
Ilustración 11. <i>Medición de N₂ Amoniacal en el tiempo. Condiciones de operación: 320 mA, pH 8,4 y 5 V</i>	53
Ilustración 12. <i>Análisis de la dureza en la muestra de agua residual sintética láctea. Condiciones de operación; 320mA, pH 8,4 y 5V</i>	54



Ilustración 13. <i>Valores de pH en el tiempo. Condiciones de operación; 380 mA, 3 V Y pH de 8,6</i>	56
Ilustración 14. <i>Valores de conductividad, Condiciones de operación; 380 mA, 3 V y pH de 8,657</i>	
Ilustración 15. <i>Remoción de la DQO en el tiempo. Condiciones de operación; 380mA, 3V Y pH de 8,6</i>	58
Ilustración 16. <i>Porcentajes de la DQO para los dos casos de estudio(sulfato de amonio y NaCl-sulfato de amonio). Condiciones de operación; 380 mA, 3 V y pH de 8,6</i>	58
Ilustración 17. <i>Método diferencial por ajuste de polinomio para la remoción de la DQO.</i>	59
Ilustración 18. <i>Regresión lineal de los valores de la velocidad de reacción en función de la concentración</i>	59
Ilustración 19. <i>Concentraciones de N₂ amoniacal en el tiempo. Condiciones de operación: 380 mA, 3 V y pH de 8,6</i>	60
Ilustración 20. <i>Dureza en función del tiempo</i>	61
Ilustración 21. <i>Esquema del proceso para medir DQO en el laboratorio</i>	84



LISTA DE TABLAS

Tabla 1. <i>Caracterización del agua residual sintética para caso de estudio I</i>	34
Tabla 2. <i>Caracterización del agua residual sintética para caso de estudio II</i>	35
Tabla 3. <i>Evaluación de pH, voltaje e intensidad de corriente para cada electrólito.</i>	45
Tabla 4. <i>Ensayos a 1000 ppm de sulfato de amonio.</i>	46
Tabla 5. <i>Ensayos a 2000 ppm de sulfato de amonio.</i>	46
Tabla 6. <i>Datos del estudio de sulfato de amonio como electrolito</i>	48
Tabla 7. <i>Variación de la demanda química de oxígeno en el tiempo.</i>	51
Tabla 8. <i>Datos del estudio de la combinación de las sales (sulfato de amonio y NaCl) como electrolitos.</i>	55
Tabla 9. <i>Variación de la demanda química de oxígeno en el tiempo.</i>	57
Tabla 10. <i>Parámetros fisicoquímicos según la resolución 0631 de 17 de marzo 2015.</i>	76
Tabla 11. <i>Parámetros y valores límites máximo según resolución 0631 de 17 de marzo 2015.</i>	77



LISTA DE IMÁGENES

Imagen 1. <i>Soporte para electrodos espaciado a 2 cm.</i>	38
Imagen 2. <i>Preparación de soluciones (Agua sintética residual lactea)</i>	40
Imagen 3. <i>Combinación de electrodos</i>	43
Imagen 4. <i>Tipos de electrolitos (NaCl-Sulfato de amonio-sulfato de sodio)</i>	44
Imagen 5. <i>Fotografía durante la electrocoagulación de la muestra de leche a 310 mA a 15 min</i> <i>(a) y (b) en reposo</i>	49
Imagen 6. <i>Equipo multiparámetro medidor de conductividad-pH</i>	83



LISTA DE ANEXOS

Ánexo A. <i>Normas de vertimientos para aguas residuales industriales</i>	75
Anexo B. <i>Técnicas e instrumentos</i>	82
Anexo C. <i>Potenciales de reducción</i>	87



RESUMEN

Esta investigación se realizó con el fin de conocer la eficiencia de un sistema alternativo para el tratamiento de aguas residuales provenientes de la industria lechera; para el desarrollo de este estudio se utilizó agua residual sintética que se sometió a un proceso electroquímico, con el fin de observar y analizar el efecto de éste en ciertas propiedades físicas del agua como fueron la reducción de la demanda química de oxígeno (DQO), la conductividad, el pH, la dureza y la concentración de N_2 amoniacal.

Se determinó las variables más convenientes para el tratamiento electroquímico evaluándose el material y la combinación de los electrodos, el potencial de voltaje y la corriente de trabajo, la distancia entre los electrodos, el tiempo óptimo de operación, los diferentes electrolitos de soporte y varias concentraciones de leche; los resultados principales fueron, que la combinación ideal de electrodos fue la de Al-Fe (Arango, A., & Garcés, L.2007), conectados en paralelo usando el aluminio como ánodo de sacrificio y el hierro como cátodo, con distancia entre electrodos de 2 cm y tiempo de tratamiento de 60 minutos. De la evaluación de los electrolitos soporte, se observaron los mejores resultados utilizando la combinación de las dos sales con una relación $[Cl^-]/[SO_4^-]$ de 0,83, debido a que se observó la muestra de agua clarificada y flóculos de gran tamaño a los 30 minutos aproximadamente y se determinó el 44% en remoción de la DQO en 60 minutos, también se obtuvo mayor intensidad de corriente de 380 mA, con las siguientes condiciones de operación; combinación de electrodos Al-Fe, distancia de electrodos 2 cm, potencial de voltaje 3 V y un volumen de celda de 600 ml.



El tratamiento se percibe como una buena alternativa de proceso donde las concentraciones de Al^{+3} fueron muy bajas, el N_2 amoniacal tiende a desaparecer en el tiempo según los resultados encontrados utilizando la ley de Faraday, la DQO decrece significativamente durante en tiempo y además hay una buena efectividad de la conductividad, favoreciendo al consumo bajo de energía, esto se debe a la alta conductancia que presenta el ion sulfato y el poder energético que tiene el NaCl.

Palabras clave: Aluminio, ánodo, cátodo, electrolisis, hierro



ABSTRACT

This research was carried out in order to know the efficiency of an alternative system for the treatment of wastewater from the dairy industry; for the development of this study synthetic wastewater was used that was subjected to an electrochemical process, in order to observe and analyze the effect of this in certain physical properties of water such as the reduction of chemical oxygen demand (COD), the conductivity, the pH, the hardness and the concentration of ammoniacal N_2 .

This study determined the most convenient variables for the electrochemical treatment, evaluating the material and the combination of the electrodes, the voltage potential and the working current, the distance between the electrodes, the optimal time of operation, the different support electrolytes and several milk concentrations; the main results were that the ideal combination of electrodes was Al-Fe, connected in parallel using aluminum as sacrificial anode and iron as cathode, with electrode distance of 2 cm and treatment time of 60 minutes.

From the evaluation of support electrolytes, the best results were observed using the combination of the two salts with a relation $[Cl^-]/[SO_4^-]$ of 0.83, because the sample was observed of clarified water and large floccules at about 30 minutes and 44% removal of the COD was determined in 60 minutes; a greater intensity of 380 mA was also obtained, with the following operating conditions; combination of Al-Fe electrodes, electrode distance 2 cm, voltage potential 3V and a cell volume of 600 ml.



The treatment is perceived as a good process alternative where the concentrations of Al^{+3} were very low, the N_2 ammoniacal tends to disappear in time and the COD decreases, in addition there is a good effectiveness of the conductivity, favoring the low energy consumption.

Keywords: Aluminum, anode, cathode, electrolysis, iron



INTRODUCCIÓN

En nuestras manos está evitar la contaminación de los mares, ríos y océanos y contribuir con el cuidado del medio ambiente, con el fin de preservarlo es necesario poner en marcha actividades de concientización y nuevas tecnologías de tratamiento para conservar el preciado líquido (Chávez et al., 2009) & (Restrepo et al, 2006), como bien se sabe más del 70% de la superficie terrestre es agua, de esta casi el 97% es agua salada, se indica que el 2% se encuentra en glaciares y en los polos quedando un 1% válida para el consumo humano, pero la misma humanidad se ha encargado de acabarla, sea el sector industrial con derrames de petróleo o deposición de productos químicos o arrojando basuras por parte del sector urbano. Por tal razón de peso, se considera aportar a través de la ciencia, investigaciones para reparar este daño ambiental.

El sector de la industria láctea es un sector que presenta gran demanda de contaminación, sus aguas residuales varían según el tipo de producto, según (Holt et al., 2002 , Azzolini y Fabro, 2013) indica que la industria láctea genera aguas residuales con altos niveles de materia orgánica coloidal, las aguas residuales generadas por el procesamiento de leche tienen un nivel de demanda química de oxígeno (DQO) de alrededor de 3000 mg L^{-1} (Matos et al., 2010) y $50,000 \text{ mg L}^{-1}$ durante la producción de queso (Gavala et al. al., 1999).

Los tratamientos convencionales para tratar este tipo de aguas es la coagulación química, este consiste en utilizar electrodos en paralelo sumergido en una solución de electrolito



conectados a una fuente reguladora de voltaje e intensidad de corriente, generando flóculos debido a la unión de la materia orgánica con el ión hidroxilo. También se generan pequeñas burbujas de gas, debido a la electrolisis del agua; las variables que influyen en el proceso son la conductividad, el pH, la distancia de electrodos, el tipo de electrodos, el potencial de voltaje y corriente y el tipo de electrolito. Las ventajas de la electrocoagulación ante la presencia de productos químicos, presenta una alta eliminación de DQO y DBO. Su desventaja es que sus residuos (flóculos) son contaminantes y se debe extraer a un tipo de tanque de almacenamiento.

En este estudio se llevó a cabo el tratamiento de las aguas residuales de la industria de leche, mediante la electrocoagulación utilizando una celda de vidrio de 600 mL, se evaluó el rendimiento con respecto a la DQO, y con respecto a parámetros de operación tales como: tipo de electrodo, distancia de electrodos, dosis del electrolito, pH inicial, tiempo de operación, voltaje e intensidad de corriente, además observando variables indirectas como N_2 amoniacal y dureza.



JUSTIFICACIÓN

El aumento demográfico ha llevado a la creación de diferentes empresas alimenticias con el fin de satisfacer el consumo humano. En la actualidad, el mercado lácteo es el sector con más demanda en la industria a nivel mundial, y el más contaminante, ya que se ha estimado que el 90% de la DQO de las aguas residuales de una industria láctea es atribuible a componentes de la leche y sólo el 10% a sustancias ajenas a la misma (Garzón-Benavides and López-Morán 2008).

Las grandes y medianas empresas en sus actividades de producción necesitan volúmenes de agua, por lo que generan altos volúmenes de aguas residuales. Los efluentes líquidos de las procesadoras lácteas provenientes del lavado de la maquinaria contienen una alta concentración de material orgánico, como proteínas, carbohidratos, lípidos, sólidos en suspensión, grasas, aceites y altas concentraciones DBO y DQO, que requieren tratamientos especializados para prevenir los problemas ambientales (Farizoglu and Uzuner 2011).



PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En los últimos años, los problemas de eutrofización se evidencian en el mundo, este fenómeno se debe a la gran presencia de nutrientes como el fósforo y el nitrógeno, como también diferentes productos orgánicos contenidos en las aguas residuales lácteas. Se han desarrollado varios estudios e investigaciones encaminadas a buscar técnicas para darle un mejor manejo a los residuos en la industria láctea, varias metodologías para disminuir la DQO y DBO, tales como, tratamientos electroquímicos (Melchior, Piovesan et al. 2016) , biológicos con microalgas (Znad, AL ketife et al.2018), sistemas de filtración (Andrade, Mendes, et al. 2014) tratamientos con membranas (Gao, Li et al. 2016), reactores combinados (Butner, Sánchez et al. 2013), y en reactores con lodos (Passegui, López et al. 2012) han aportado a la ciencia buenos resultados para mitigar el impacto ambiental.

Pero llevar a cabo la mayoría de estas nuevas tecnologías requiere gasto económico elevado, la tecnología (AOP) procesos avanzados de oxidación, es un método de investigación fácil de operar, además los electrodos utilizados como aluminio y hierro son económicos y accesibles, beneficia a la naturaleza y a la comunidad en general, este aporte genera una visión a las empresas para buscar la ejecución de buenas futuras prácticas ambientales, ya que el vertimiento de las aguas residuales a los cuerpos hídricos generan a la empresa gastos económicos por las tasas retributivas cobradas por el gobierno.



La electrocoagulación con electrodos de aluminio y hierro fue patentada en 1909 en Estados Unidos y fue aplicada por primera vez en una planta de potabilización de agua a gran escala en 1946. Debido al alto costo de inversión y el costo de la electricidad, la electroquímica no tuvo mucha acogida en la industria a mediados del siglo XX, sin embargo, en Estados Unidos y Rusia se realizó una gran cantidad de investigaciones y se logró acumular conocimiento valioso (Chen, 2004).

Por las anteriores razones, se decidió desarrollar esta investigación a través de la ciencia para contribuir con proyectos para el cuidado del medio ambiente, en este caso se presenta un tratamiento electroquímico para aguas residuales de industrias lecheras para mitigar el impacto ambiental que estas ocasionan al ser vertidas a los efluentes.

El estudio de electrocoagulación consiste en verter el agua problema a una celda electrolítica la cual contiene dos electrodos en paralelo, electrodo del Aluminio (Ánodo o electrodo de sacrificio) y electrodo de hierro (cátodo), los que van conectados a una fuente reguladora de voltaje y corriente; la celda se encuentra sobre una plancha de agitación magnética, se opera a 1 hora aproximadamente y se toman las muestras. Al ser una tecnología novedosa y fácil de operar se desarrolla para disminuir considerablemente los índices de contaminación en ríos.

PREGUNTA DE INVESTIGACION: *¿Si en un tratamiento electroquímico de residuos provenientes de la industria láctea será demostrable la remoción de la DQO, manteniendo niveles de N_2 amoniacal, dureza, conductividad y pH, en rangos aceptables? .*



OBJETIVOS

Objetivos específicos

Evaluar la efectividad de un tratamiento electroquímico en las aguas residuales de la industria lechera (en agua sintética, mezcla de leche en polvo y agua) para disminuir la demanda química de oxígeno.

Objetivos específicos

Formular y caracterizar el agua residual sintética con el fin de conocer la concentración de DQO.

Diseñar e implementar la celda electrolítica.

Determinar los parámetros de operación de la celda como: Combinación de electrodos, material de los electrodos, concentración de leche, y tiempo de operación, usando una concentración de sulfato de amonio 0,01M.

Evaluar la eficiencia del proceso electrolítico en la remoción de DQO, estudiando las variables de: pH, conductividad, Dureza, N₂ Amoniacal.

Determinar parámetros de operación utilizando una celda electrolítica a escala laboratorio utilizando como electrolito la combinación de dos electrolitos como sulfato de amonio y el NaCl, y comparar los resultados con los obtenidos con la celda operada con sulfato de Amonio 0,01M.



1. MARCO TEÓRICO

1.1. Concepto de aguas residuales

El agua es uno de los recursos naturales más importantes para todas las actividades humanas. Desde su uso para la industria, la agricultura, o las labores domésticas, el agua es necesaria para gran cantidad de procesos, en donde por ser un recurso muchas veces limitado, debe ser tratado de forma eficiente y práctica, tratando en todo momento de economizar su uso y reutilizar la mayor cantidad posible de la misma, ya que cada vez que esta es utilizada, genera un subproducto conocido comúnmente como agua residual. Las aguas residuales, se pueden definir entonces, como el agua que se origina como consecuencia de las actividades del ser humano, ya sean estas industriales, agrícolas o domésticas, las cuales no son aptas para el consumo, puesto que poseen gran cantidad de sustancias y microorganismos, fruto del uso que se le ha dado a esta en primera instancia, y que por lo tanto pueden generar problemas ambientales y de salud pública (Silva, Torres, & Madera, 2008).

1.2. Tipos de aguas residuales

De acuerdo con su origen, las aguas residuales se pueden clasificar en aguas residuales domésticas (propias de las actividades cotidianas del ser humano), aguas residuales industriales (resultantes de un proceso productivo) y aguas residuales comerciales (agrícolas y ganaderas). Además, existen las aguas de escorrentía o aguas municipales, que son todas aquellas



provenientes de las lluvias, mezcladas con las aguas industriales previamente tratadas o con las aguas domésticas. Según Espigares y Pérez (2006), las aguas residuales se pueden clasificar de la siguiente manera:

1.2.1. Aguas residuales domésticas: También conocidas como aguas negras, son el resultado de las actividades sanitarias y alimenticias al interior de las viviendas, transportan heces y orina humanas, desechos de la limpieza como jabones y grasas, residuos orgánicos y microorganismos.

1.2.2 Aguas blancas: Estas pueden provenir de la atmosfera (lluvia, nieve o hielo) o como parte de las actividades de riego y limpieza de calles, parques y lugares públicos. En aquellos lugares en que las precipitaciones atmosféricas son muy abundantes, éstas pueden de evacuarse por separado para que no saturen los sistemas de depuración.

1.2.3 Aguas residuales industriales: Estas proceden de los procesos realizados en fábricas e industrias, y por lo general contienen elementos tales como aceites, detergentes, antibióticos, ácidos, grasas y otros productos y subproductos de origen mineral, químico, vegetal o animal. Su composición es muy variable, la cual depende enteramente del tipo de actividad industrial por la cual es utilizada.

1.2.4 Aguas residuales agrícolas: Resultado de las labores agrícolas y pecuarias en zonas rurales, en general, constituyen una mezcla de aguas domésticas de la población,



junto con las de riego de las tierras y el manejo del ganado. Suelen contener químicos como pesticidas y fertilizantes.

1.3. Propiedades físicas, químicas y biológicas de las aguas residuales

Las aguas residuales sin importar su procedencia poseen determinadas características comunes, agrupadas en parámetros físicos, químicos y biológicos. Según Cerro Carpio (2019), los parámetros más frecuentes son los siguientes:

1.3.1. Parámetros físicos

1.3.1.1. Sólidos en suspensión: Estos son uno de los indicadores más relevantes del grado de contaminación de las aguas residuales. Se aplica a un conjunto heterogéneo de “sólidos”, arrastrados por la propia agua, o como consecuencia de los desechos industriales, comerciales o domésticos. “Los sólidos totales se definen como el residuo que permanece tras la evaporación del agua a 103-105° C, y representan el contenido total de impurezas del agua. Se dividen en sólidos en suspensión y sólidos disueltos” (pág. 1).

1.3.1.2. Turbiedad: Es la ausencia de claridad en un agua, debida a la presencia de impurezas insolubles, finamente divididas, que están suspendidas en ella. Estas impurezas pueden ser materias en suspensión o materias coloidales (aquellas



partículas muy finas que permanecen en suspensión en el agua sin ser retenidas por filtración).

1.3.1.3. Color y olor: La coloración de las aguas varía dependiendo de diversos factores, por lo general de naturaleza orgánica, modificada por la cantidad de hierro y manganeso en estado coloidal. El agua puede ser de color aparente (color que presenta el agua bruta) o de color verdadero (color que permanece después de haber separado las materias en suspensión). Los vertidos industriales pueden dar a las aguas colores característicos, sin embargo, no se puede establecer relación entre el nivel de contaminación del agua y su coloración.

Por lo general, el olor es debido a la presencia de compuestos químicos como fenoles, derivados del cloro, materias orgánicas en descomposición, productos derivados del alquitrán, fermentos, etc. Algunos malos olores se generan al formarse cloraminas, como consecuencia del proceso de cloración de las aguas.

1.3.1.4 pH: Este parámetro influye tanto en la velocidad de las reacciones químicas como sobre la propia supervivencia de los microorganismos.

1.3.1.5 Temperatura: Este parámetro influye directamente en las reacciones químicas y su cinética. La solubilidad de los gases (oxígeno disuelto), disminuye al aumentar la temperatura. De igual manera, el aumento de la temperatura produce un



aumento de la actividad metabólica de los microorganismos, es decir, un aumento en la velocidad de consumo de oxígeno.

1.3.1.6 Conductividad: La conductividad de una muestra de agua es una medida de la capacidad para transportar una corriente eléctrica, varía con el tipo y cantidad de iones que contenga y depende de la temperatura

1.3.2. Parámetros químicos

1.3.2.1 Oxígeno: “El oxígeno es un condicionante de la distribución de las especies acuícolas, los procesos de degradación aerobia de la materia orgánica, autodepuración de las aguas y el mantenimiento de la calidad de las aguas para su óptimo aprovechamiento”. La fuente de oxígeno proviene de la transferencia entre el agua y el aire y la fotosíntesis.

1.3.2.2 Materia orgánica: Entre la materia orgánica más frecuentemente encontrada se destacan las proteínas, carbohidratos, aceites y grasas. Junto a la urea, las proteínas son las principales fuentes de nitrógeno en las aguas. Por su parte, los hidratos de carbono pueden encontrarse en forma de azúcares, almidones, celulosa, fibra de madera, entre otros. Estos son más fácilmente degradables por determinadas bacterias, produciéndose por fermentación alcoholes y dióxido de carbono. Los almidones se degradan en azúcares por la actividad microbiana y por



la acción de ácidos minerales disueltos. En las grasas se incluyen los aceites, grasas y otros compuestos similares.

1.3.2.3 Compuestos inorgánicos: Los más destacados son los compuestos de nitrógeno y fósforo: nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, nitratos y nitritos. El amoniaco libre es tóxico para la vida acuática. Estos producen problemas al tener una elevada demanda de oxígeno, requiriendo más de 4,5 veces su propio peso de este elemento para su completa oxidación. La suma de nitrógeno orgánico y el nitrógeno amoniacal es el denominado nitrógeno (Rodríguez, 2007).

1.3.2.4 Sulfuros y cianuros: Los sulfuros son fácilmente identificables por su característico olor. Producen una fuerte demanda de oxígeno debido a su elevado poder reductor. Los cianuros se hidrolizan fácilmente en ácido cianhídrico, altamente tóxico, lo que los convierte en un potencial factor de riesgo para el personal encargado de las redes de alcantarillado. Los cianuros también son agentes reductores, pudiendo ser oxidados con cierta facilidad (lejía o cloro) a cianatos de toxicidad prácticamente nula.

1.3.2.5 Metales pesados: En cuanto a los metales pesados, la mayoría de estos son nocivos para las poblaciones biológicas presentes en el agua y a todo aquel que entre en contacto con el líquido. La toxicidad varía considerablemente de unos elementos a otros, siendo los más peligrosos el cadmio y el mercurio.



1.3.2.6 Dureza: La dureza es definida como la suma de las concentraciones de los iones de calcio y magnesio en una muestra de agua, ambas expresadas como mg/l de $CaCO_3$

1.3.3. Parámetros biológicos

1.3.3.1. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) Cantidad de oxígeno usado en la estabilización de la materia orgánica carbonácea y nitrogenada por acción de los microorganismos en condiciones de tiempo y temperatura especificados que por general son 5 días a 20°C. Mide indirectamente el contenido de materia orgánica biodegradable.

1.3.3.2. Demanda química de oxígeno (DQO) Medida de cantidad de oxígeno requerido para la oxidación química de la materia orgánica de aguas residuales, usando como oxidantes sales inorgánicas de permanganato o dicromato de potasio. (Benavides, J. M. G., Morán, J. L., & LOCAL, E. E. G. A. 2008).



1.4. RESIDUOS LÍQUIDOS DE LA INDUSTRIA LÁCTEA

1.4.1. Características de los residuos líquidos de la industria láctea

Las aguas residuales generadas por la industria láctea presentan una contaminación principalmente de carácter orgánico (DQO y DBO elevadas), con altas concentraciones de grasas, además de nitrógeno y fósforo. La DBO₅ media puede estar en torno a 3.000-4.000 mg O₂/l, sin embargo, al realizar mediciones en los vertidos, se observa una elevada variabilidad, tanto en caudal como en composición. Esta variabilidad depende fundamentalmente del proceso que genera las aguas residuales y del producto que se prepara. El suero que se genera en la elaboración de quesos tiene una DBO del orden de 40.000-50.000 mg O₂/l (Condorchem Envitech, 2016).

Otras características de las aguas residuales de la industria láctea son según Garzón & López (2008):

- Alto contenido en materia orgánica, debido a la presencia de componentes de la leche
- Presencia de aceites y grasas, debido a la grasa de la leche y otros productos lácteos
- Niveles elevados de nitrógeno y fósforo, principalmente debido a los productos de limpieza y desinfección
- Variaciones importantes del pH, vertidos de soluciones ácidas y básicas, principalmente procedentes de las operaciones de limpieza, varían entre valores de pH 2 -11



- Conductividad elevada, especialmente en las empresas productoras de queso debido al vertido de cloruro sódico procedente del salado del queso
- Variaciones de temperatura, considerando las aguas de refrigeración

1.4.2. Índices analíticos medibles en aguas residuales de la industria láctea

A continuación, se detallan los parámetros más representativos presentes en las aguas residuales de la industria láctea, según la recopilación realizada por López Escobar (2014), en el proyecto de investigación titulado “Diseño de un proceso de electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales de una industria de yogurt”:

1.4.2.1 DBO: Que significa demanda bioquímica de oxígeno, es la cantidad de oxígeno que necesitan los microorganismos aerobios para oxidar la materia orgánica biodegradable que se encuentra en el agua.

1.4.2.2 DQO: Es la demanda química de oxígeno, la cual permite determinar el oxígeno equivalente a la materia orgánica oxidable químicamente mediante un químico oxidante fuerte.

1.4.2.3 Temperatura: El incremento de temperatura produce el incremento en la velocidad de biodegradación de los compuestos orgánicos, esto a su vez general que la solubilidad del



oxígeno en el agua disminuya. Esta característica es importante para determinar el método más adecuado a la hora de tratar el agua.

1.4.2.4 pH: Sin importar su procedencia, el pH constituye uno de los parámetros más importantes a la hora de determinar la calidad del agua, sea natural o residual. En aguas residuales con concentración adversa de pH es difícil de tratar mediante métodos biológicos. Este indicador deberá ser controlado antes de arrojar las aguas desechadas a una fuente hídrica, ya que puede alterar la concentración natural de la vertiente, con consecuencias funestas para la población biológica de la misma.

1.4.2.5 Sólidos: La cantidad de sólidos presentes en el agua se encuentra directamente relacionada con la producción de lodos dentro de un sistema de tratamiento. Este parámetro puede ser medido de acuerdo a los diferentes tipos de sólidos presentes en el agua como: totales, sedimentables, suspendidos, disueltos y volátiles.

1.4.3. Situación actual de la industria lechera (impacto ambiental)

Colombia es el país de la región andina con la industria láctea más grande, ocupando el cuarto lugar en América, solo por debajo de Brasil, Argentina y México. Esta industria representa el 24,3% del PIB agropecuario, generando al año alrededor de 700.000 empleos en 400.000 unidades de producción según cifras del Ministerio de Agricultura (2017).



La producción lechera se extiende a 22 departamentos a lo largo del país, en donde encabezan Cundinamarca, Antioquia y Boyacá por su elevada producción. Al año, Colombia produce alrededor de 7.000 millones de litros de leche, en donde el 50% es procesado por las grandes compañías procesadoras de lácteos, mientras que el 50% restante es vendido de manera informal en los lugares que se producen. Siendo Ubaté Cundinamarca, la capital lechera de Colombia, la cual tiene a su cargo el 19% de la producción de leche del país. Además, es el pueblo donde se comercializa el 50% de la leche y sus derivados que se produce en todo el país. En sus tierras se crían alrededor de 18.000 cabezas de ganado, destinado exclusivamente a la producción de leche, y cuenta con 35 fábricas de queso y derivados. Pese a todo esto, la industria láctea en Colombia ha enfrentado situaciones de crisis y un estancamiento debido a la falta de industrialización y maquinaria adecuada para llevar a cabo sus procesos (Centro Virtual de Negocios, 2018).

Esta situación, sumada a las altas cifras de producción de leche para el procesamiento y generación de productos lácteos, ha ocasionado que grandes volúmenes de residuos contaminantes, donde los residuos líquidos, los cuales contienen un alto nivel de carga orgánica hayan ocasionado un impacto ambiental considerable. Estos residuos líquidos provienen principalmente del lavado de la maquinaria utilizado en los procesos de producción, principalmente del queso y la mantequilla, que se consideran los más contaminantes y que presentan altos índices de DQO y DBO.



Sin embargo, muchas empresas conocen esta problemática y se interesan en darles solución, siendo la más viable para ellos vender esos residuos a criaderos de cerdos o aves. Como es el caso de la ciudad de Bucaramanga, donde se reportan que sus industrias queseras, que actualmente no cuentan con ningún sistema de tratamiento de residuos líquidos, venden este residuo a muy bajo costo a los criaderos de cerdo, pero cuando la cantidad de almacenamiento sobrepasa los límites de estos son arrojados a ríos o al alcantarillado público (Garzón & López, 2008).

1.4.4. Tratamiento de residuos industriales líquidos

Las limitaciones tecnológicas, así como las restricciones aplicadas por los mismos procesos, hacen casi inevitable la generación de residuos durante la producción, los cuales deben ser tratados antes de su descarga a los medios receptores. el tratamiento del agua utilizada por el ser humano tiene por objetivo fundamental mejorar su calidad física, química y bacteriológica, a fin de entregarla apta, inocua y aprovechable para él, los animales, la agricultura e industria, incidiendo en tres aspectos, que son la preservación de la higiene, la estética de las aguas y el factor económico para la población (Unda, 2002).



1.4.4.1. Sistemas de tratamiento para efluentes de industrias lácteas

Los residuos líquidos provenientes de la industria láctea contienen disueltos azúcares, proteínas, grasas y algunas veces los residuos de aditivos utilizados en producción. El tipo de proceso elegido para realizar el tratamiento en cualquier efluente es determinado según el tipo de contaminante a eliminar, el espacio disponible, la ubicación, la calidad requerida para el efluente final, las características de las aguas residuales y del medio receptor (Casas Cárdenas, 2009). Los tipos de tratamientos consisten en varias etapas, que implican procesos tanto químicos como físicos y biológicos, estos pueden agruparse en:

- 1.4.4.1.1. **Pre-tratamiento:** Consiste en el proceso de separación de los sólidos gruesos del agua residual, que habitualmente se consigue pasando el agua residual a través de rejillas de barras o de tamices. Las barras suelen tener aberturas libres entre barras de 15 mm o mayores, mientras los tamices generalmente disponen de aberturas inferiores a los 15 mm. Al respecto Ramalho (1996) señala que “los pre-tratamientos de aguas residuales implican la reducción de sólidos en suspensión o el acondicionamiento de las aguas residuales para su descarga en los receptores o para pasar a un tratamiento secundario a través de una neutralización u homogeneización”
- 1.4.4.1.2. **Tratamiento primario:** La finalidad de este tratamiento es terminar de separar los restos de sedimentos que no fueron posibles extraer en la etapa anterior, como son los sólidos en suspensión orgánicos e inorgánicos sedimentables que transporta el agua residual.



1.4.4.1.3. **Tratamiento secundario:** En este tratamiento se busca la reducción del DBO y de la materia orgánica no biodegradable, por medio de la acción de microorganismos que degradan las sustancias contaminantes a través de procesos oxidativos. Al respecto Metcalf & Eddy Inc. (1995), señalan que estos procesos biológicos se utilizan para convertir la materia orgánica disuelta y finamente dividida en flóculos biológicos sedimentables y en sólidos orgánicos que se puedan eliminar en fangos de alimentación.

1.4.4.1.4. **Tratamiento terciario:** El objetivo de este tratamiento es eliminar los contaminantes que persisten después de aplicar los tratamientos primario y secundario, tales como: microorganismos patógenos, metales, nitrógeno, fósforo, compuestos coloreados y compuestos no biodegradables. Teniendo en cuenta que los residuos líquidos lácteos poseen elementos como N y P, además de actuar como nutrientes en el caso de una eutrofización del medio receptor, en el caso del nitrógeno exige una demanda de oxígeno para poder llevar a cabo sus oxidaciones, consumiendo el oxígeno disuelto presente en las aguas receptoras (Casas Cárdenas, 2009).

1.4.5. Electroquímica

La electroquímica es la rama de la química que estudia la conversión entre la energía eléctrica y la energía química, los procesos electroquímicos son reacciones redox. Las reacciones químicas producen efectos eléctricos y a su vez los fenómenos químicos son ocasionados por la acción de corrientes o voltajes. Las tecnologías electroquímicas más utilizadas en el tratamiento



de aguas residuales son: electrodeposición, electroflotación (EF), electrooxidación y electrocoagulación (EC) (Arango & López, 2008) .

1.4.6. Electrocoagulación

La electrocoagulación desempeña un papel importante en el tratamiento de agua y aguas residuales, ya que combina la oxidación electrolítica parcial y la precipitación fisicoquímica o electroquímica (Paschoal y Tremiliosi-Filho, 2005). Es una técnica que consiste en generar flóculos utilizando la corriente eléctrica continua para desprender el catión activo del ánodo de sacrificio, el que reacciona con los iones hidroxilos que se forman en el cátodo, de esta manera desestabiliza los contaminantes suspendidos, emulsionándolos en el medio y finalmente son eliminados por flotación o decantación (Gómez & Gutiérrez 2008).

La electrocoagulación se ha empleado con éxito en la eliminación de metales, partículas en suspensión, turbidez, minerales arcillosos y orgánicos, colorantes, microorganismos, aceite y grasas de varios efluentes industriales (Hernández, 2016).

1.4.7. Celda electrolítica

La celda electrolítica es una celda electroquímica, que necesita energía para ocasionar una reacción redox, tiene como fin descomponer los compuestos químicos en un proceso llamado electrolisis. Se caracterizan por tres componentes: un electrolito y dos electrodos (un



cátodo y un ánodo), el electrolito es por lo general una solución de agua u otro disolvente en el que se disuelven iones, cuando se hace pasar un voltaje por los electrodos, los iones en el electrolito son atraídos a un electrodo con la carga opuesta. Cuando se acciona la corriente eléctrica, esta es conducida (ver Ilustración 1) por las placas de Hierro y Aluminio, en donde uno hace el papel de cátodo y el otro de ánodo, el ánodo forma el agente oxidante, produce el coagulante facilitando la agrupación de los contaminantes para el retiro posterior (López Escobar, 2014).

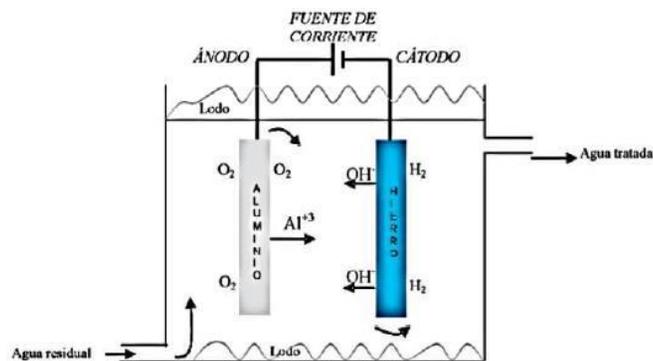


Ilustración 1. Sistema de electrocoagulación con ánodo de aluminio y cátodo de hierro. Por López Escobar G. P. 2014

1.4.7.1. Reacciones en la celda electrolítica

Durante el funcionamiento de la Celda Electrolítica, tienen lugar diversas reacciones en el reactor. El material del ánodo sufre oxidación y el cátodo se reduce. En la Ilustración 2 se puede observar el mecanismo de reacción dentro de la celda.

1. En el ánodo se genera el agente coagulante de forma in situ, que son cationes metálicos esto es debido a la reacción electrolytica presente en el electrodo, a su vez en el cátodo se producen los iones hidróxidos e hidrogeno como gas.
2. Formación de coagulantes en la fase acuosa entre los iones hidróxidos y el catión metálico.
3. La adsorción de la materia orgánica soluble o coloides y se extraen por sedimentación o flotación.

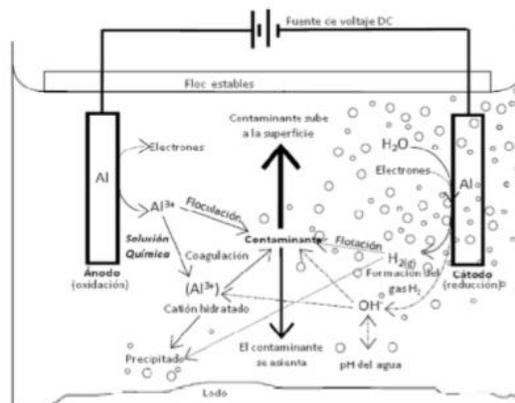


Ilustración 2. Reacciones dentro de la celda electrolítica. Por López Escobar G. P. 2014

1.4.8. Leyes de la electrólisis (Faraday)

Las leyes de Michael Faraday (Chang,R 1995) relacionan la cantidad de electricidad suministrada a una celda electrolítica, con los cambios químicos que ocurren alrededor de los electrodos al progresar la electrolisis. Estas leyes se pueden enunciar así:

1. La cantidad de una sustancia que se libera o depositan en un electrodo, es directamente proporcional a la cantidad de electricidad que pasa a través de la celda

2. La masa de las diferentes sustancias liberadas o depositadas por la misma cantidad de electricidad, es directamente proporcional a sus equivalentes químicos.

3. La cantidad de electricidad que debe suministrarse a una celda electrolítica con el fin de entregar 1 mol de electrones, con una carga eléctrica de 96500 culombios, recibe el nombre de 1 faradio (F).

Un faradio es la carga eléctrica de 1 mol de electrones, es decir es la carga de $6,02 \times 10^{23}$ electrones y equivale a 96500 culombios.

La cantidad de electricidad suministrada en culombios es igual a amperios x segundos.

1.4.9. Electrolisis de electrolitos acuosos

Cuando se electroliza una solución acuosa de una sal, de un ácido o de una base, se debe analizar en cada uno de los electrodos, varias semirreacciones posibles. Estas semirreacciones pueden ser de oxidación (en el ánodo) o de reducción (en el cátodo). Pero se debe recordar que, en cada electrodo, solo puede ocurrir una y solo una de tres reacciones posibles, y que al sumarlas se obtendrá la reacción neta que realmente ocurrirá en la celda.

a. Las tres posibles semirreacciones que se presentan en cada electrodo son:

- Reacción del electrodo



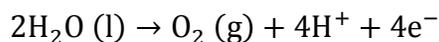
- Reacción de la solución que rodea al electrodo o dicho de otra forma, la reacción de los iones (los cationes se reducirán en el cátodo y los aniones se oxidaran en el ánodo).
- Reacción del agua.

b. Semirreacciones posibles en el cátodo de una electrolisis:

- Los cationes de los metales de transición son relativamente fáciles de reducir a sus respectivos metales, al electrolizar una solución acuosa que contenga uno de estos cationes.
- Los H⁺ de los ácidos fuertes: HCl, HNO₃ o H₂SO₄ se reduce a H₂, de acuerdo a la siguiente semirreacción: $2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2(\text{g})$
- El catión Al⁺³ y los cationes metálicos de los grupos IA y IIA son difíciles de reducir y por tanto, cuando se electrolizan soluciones acuosas de estos cationes, el agua que rodea el catodo, se reduce mas fácilmente que ellos, de acuerdo a la siguiente semirreacción: $2\text{H}_2\text{O} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2(\text{g}) + 2\text{OH}^-(\text{ac})$.

c. Semirreacciones posibles en el ánodo de una electrolisis

- Al electrolizar una solución acuosa que contenga un anión monoatómico (excepto F⁻) Puede oxidarse a su correspondiente forma molecular.
- Los aniones F⁻, NO₃⁻ O SO₄²⁻ son difíciles de oxidar y por tanto, cuando se electrolizan soluciones acuosas de estos aniones, el agua que rodea el ánodo se oxida más fácilmente que ellos, produciendo O₂ y H⁺, según la ecuación:



Ecuaciones:

- $n_e = \frac{i \times t}{F}$ O $m = \frac{i \times t}{F} \times PE = \frac{i \times t}{F} \times \frac{PM}{eq/mol}$ (1)
- n_e : numero de equivalente o moles de e^- (eq o mol e^-)
- i : intensidad de corriente $\left(\frac{C}{eq}\right)$ o $\left(\frac{C}{mol e^-}\right)$
- t : tiempo (s)
- F : faraday = 96500 $\left(\frac{C}{eq}\right)$ o $\left(\frac{C}{mol e^-}\right)$
- PE : Peso equivalente $\left(\frac{g}{eq}\right)$ o $\left(\frac{g}{mol e^-}\right)$
- PM : Peso molar o atomico $\left(\frac{g}{mol}\right)$ o $\left(\frac{g}{atomo-g}\right)$

1.4.10. Teoría de la doble capa eléctrica

La doble capa eléctrica es un conjunto de especies cargadas que existen en la interfaz metal / solución. El lado metálico de la interfaz puede cargarse positiva o negativamente retirando o proporcionando electrones. La carga en el lado metálico de la interfaz está equilibrada por una distribución de iones en el lado de la solución de la interfaz. (McCafferty, 2010)ç

1.4.10.1. Modelo Stern de la doble capa eléctrica

El modelo de Stern tiene en cuenta la adsorción de aniones o cationes en la superficie del metal. La Ilustración 3 muestra el caso de la adsorción de aniones. La distancia de aproximación



más cercana del ion es su radio, y el plano a través del centro de estos iones adsorbidos se llama el plano de Helmholtz. El exceso de carga en la superficie metálica se equilibra en parte por los iones ubicados en una capa doble difusa denominada de Gouy-Chapman, una diferencia de potencial típica en el plano de Helmholtz es del orden de 1 V.

El espesor de la capa de Helmholtz es de aproximadamente 10 \AA ($1 \text{ \AA} = 10^{-8} \text{ cm}$). Esto equivale a una intensidad de campo de $1 \times 10^7 \text{ V/cm}$. Esta es una intensidad de campo muy alta y, por supuesto, es la consecuencia de tener una carga local confinada dentro de la región estrecha de la interfaz.

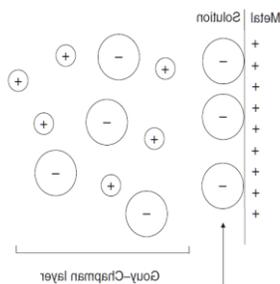


Ilustración 3. Adsorción de aniones. Por (McCafferty, 2010).

1.4.10.2. El modelo Bockris – Devanathan – Müller de la doble capa eléctrica

Este modelo de la doble capa eléctrica conserva todas las características del modelo Stern y, además, abarca dos consideraciones importantes. Primero, este modelo toma en cuenta la adsorción de moléculas de agua en la interfaz metal/solución. Para una carga positiva en el lado metálico de la interfaz, las moléculas de agua están orientadas con los extremos negativos de sus dipolos hacia la superficie del metal, como se muestra en la Ilustración 4. Este modelo reconoce



que las moléculas de agua y los iones en solución compiten por los sitios en la superficie del metal.

La adsorción del ión cloruro, por ejemplo, puede considerarse una reacción de reemplazo en la que los iones de Cl reemplazan las moléculas de agua adsorbidas en la interfaz metal / solución. El plano a través del centro de estos iones adsorbidos se denomina plano interno de Helmholtz en este modelo.

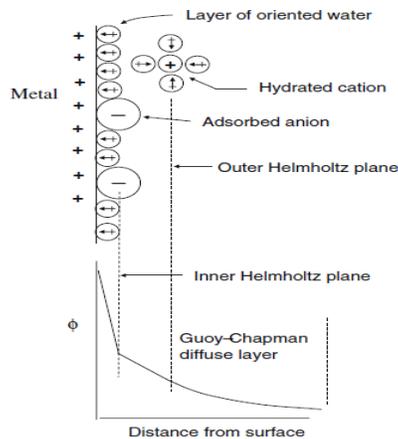
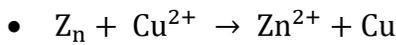


Ilustración 4. Orientación de las moléculas de agua. Por (McCafferty, 2010).

1.4.11. Potencial de celda- ecuación de Nerst

El potencial o fuerza electromotriz de una celda E_{cel} se puede obtener utilizando los potenciales de los electrodo, la diferencia de voltaje entre los potenciales de reducción de cada electrodo da una predicción del potencial medido de la celda, los valores de la fuerza electromotriz tiene un rango de 0 a 6 voltios, los electrolitos disueltos en agua generalmente tienen potenciales de celda menores de 2,5 voltios, ya que los oxidantes y reductores muy potentes, que se requerirían para producir un mayor potencial, tienden a reaccionar con el agua.

La energía electrónica de cada electrodo está relacionada con la fuerza con la que se produce la reacción en la interfase electrodo - disolución. La unidad en la que se mide es el voltio. El trabajo eléctrico es igual a la carga transportada por la diferencia de potencial. Si en la reacción se intercambian n electrones, cuando reaccione un mol, la carga será:



- $w = -nFE$ (2)

- $-nFE = \Delta G_R = \Delta G_R^0 + RT \ln \frac{a_{Zn^{2+}}}{a_{Cu^{2+}}}$ (3)

Despejando el potencial de la celda:

- $E = E^0 - \frac{RT}{nF} \ln \frac{a_{Zn^{2+}}}{a_{Cu^{2+}}}$ (4)

Donde E^0 es el potencial de la celda cuando se tienen los reactivos y productos en condiciones estándar (1M), igual a:

- $E^0 = \frac{\Delta G_R^0}{nF}$ (5)

Los potenciales de las semirreacciones siempre se miden en el sentido de la reducción. Como en la reacción global una ocurre en el sentido de reducción y otra en el sentido de oxidación el potencial estándar (ΔE) será:

- $E = E_{REDUCCION}^0 - E_{OXIDACION}^0$ (6)

Cuando una reacción redox espontánea produce una corriente eléctrica, la energía libre de Gibbs debe ser negativa, de conformidad con la siguiente ecuación:

- $\Delta G_{cel}^0 = -nFE_{cel}^0$ (7)

Donde n es el número de moles de electrones por mol de producto, y F es la constante de Faraday, ~96485 C/mol, se aplica las siguientes reglas:



- Si $\Delta E_{\text{cel}}^0 > 0$, entonces el proceso es espontaneo
- Si $\Delta E_{\text{cel}}^0 < 0$, entonces el proceso NO es espontaneo

2. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

2.1. Diagrama de flujo

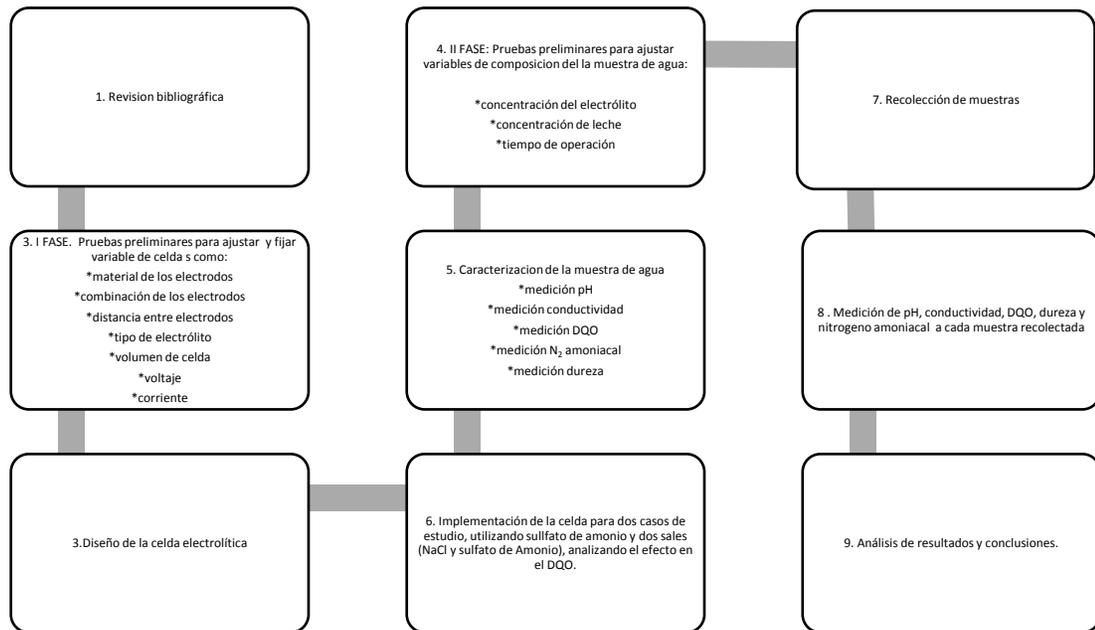


Ilustración 5. Diagrama de flujo del proceso electroquímico.

2.2. Método electroquímico

En el desarrollo de esta investigación se llevó a cabo la siguiente metodología, con el fin de evaluar la eficiencia del método electroquímico (electrocoagulación) para disminuir el DQO presente en el agua, se dividió en dos casos de estudio, el primero, utilizando el sulfato de amonio como electrolito conductor y el segundo, la presencia de dos sales (sulfato de amonio con NaCl) en el agua.



Se siguió los siguientes pasos como se mostró en el diagrama de flujo:

2.2.1 Revisión Bibliográfica

Se inició con la búsqueda minuciosa de información por navegadores, enciclopedias, libros, artículos, y demás fuentes bibliográficas, por ejemplo: Science direct y Redalyc.

2.2.2. Ensayos preliminares

A partir de la revision bibliografica realizada se fijó el volumen de la celda de 600 mL, la distancia entre los electrodos de 2 cm , y el material de los electrodos, teniendo en cuenta las recomendaciones y los modelos revisados en la bibliografia según (Melchiors. 2016), los estudios coinciden que los electrodos comunmente utilizados en este tipo de estudio, son el Aluminio y el hierro, por su facilidad de disponibilidad y bajo costo y por sus propiedades electroquímicas, además, se fija la distancia de electrodo. Además, se tomó la lectura del voltaje y la corriente donde se observó la estabilidad del sistema.

Las siguientes pruebas preliminares se ejecutan con el objetivo de ajustar variables del proceso útiles en la celda para llevar a cabo los ensayos finales de la investigación.

2.2.2.1. Combinacion de los electrodos

Luego de escoger el material, se realizaron ensayos combinando los electrodos (Aluminio-Aluminio, Aluminio-Hierro) para elegir la combinacion y el electrodo que cumplirá la funcion de anodo y el de catodo, inicialmente se utilizó una tapa con aberturas y se realizó la



prueba inicialmente utilizando 0,05 M de NaCl como electrolito y 1 g de leche en 600 mL de agua destilada, los electrodos no van completamente sumergidos y dimensionalmente son de mayor tamaño que la celda. Ver Imagen 3.

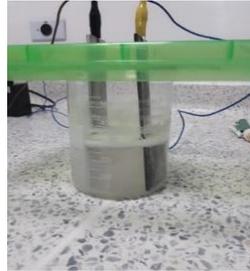


Imagen 1. *Ensayo preliminar de combinacion de electrodos*

2.2.2.2. Tipo de electrólito.

Se determinó el tipo de electrolito que sera solubilizado en agua destilada y leche en polvo, en el estudio se probaron diferentes sales mencionadas en articulos científicos, por ejemplo (Trompette, J. L. and H. Vergnes 2009), los mas nombrados son : NaCl 0,2M, sulfato de Amonio 0,015M, sulfato de sodio 0,01M, disueltos en 600 mL de agua destilada con 2000 ppm de leche en polvo.

2.2.2.3. Concentración de leche en polvo y concentración del electrólito.

Se determinó la concentración de leche para preparar las soluciones de agua sintética residual y a su vez la concentración del electrólito, para ello se eligen tres concentraciones de leche, 1 g, 2 g y 4 g y se escogen dos tipos de concentración de electrólito de 1000 ppm y 2000



ppm. Se llevó a cabo el estudio donde cada prueba se hizo por triplicado para garantizar la confiabilidad de los resultados. ver tabla 4 y tabla 5 , los valores en las tablas son el resultado del promedio de las tres mediciones. Además se observó el voltaje y la intensidad de corriente que mejor efecto tiene durante la práctica.

2.2.3. Diseño e implementación de la celda electrolítica.

Se construyó la celda electrolítica diseñada con parámetros recomendados en la revisión bibliográfica y los resultados de los estudios preliminares, se consideró utilizar un soporte para los electrodos de material acrílico, finalmente se logró conseguir el modelo ideal para el desarrollo de este estudio y se procedió a su implementación.

2.2.4. Recolección de muestras

Se recogieron las muestras en envases de gaseosa con presentación de 300 mL.

2.2.5. Medición

Se procedió a medir las variables independientes como pH, conductividad, dureza y N₂ Amoniacal y la variable principal DQO, para cada muestra en cada caso de estudio, estos estudios se llevaron a cabo en las instalaciones del laboratorio de control de calidad de la universidad de Pamplona



2.2.6. Análisis de resultados y conclusiones.

Se analizaron las condiciones óptimas de operación de la celda y los resultados del efecto de las variables de respuesta como DQO, pH, conductividad, dureza y N₂ Amoniacal en el tiempo.

2.3. MATERIALES

2.3.1. Descripción del efluente

El agua residual sintética utilizada en el proyecto para los dos casos de estudio (ver imagen 1), se preparó con el fin de simular las aguas residuales de la industria láctea, esta agua consiste en una mezcla de agua destilada y leche en polvo, inicialmente esta agua presenta altos contenidos de DQO, además de proteínas, carbohidratos, grasas, vitaminas entre otras. Esta agua no es apta para verterla a los alcantarillados o a las aguas superficiales sin antes enviarla a un post tratamiento, tal como lo indica la *resolución (631 del 2015)* del ministerio del medio ambiente que establece parámetros y valores límites máximos permisibles a los vertimientos a cuerpos de aguas superficiales o alcantarillados. Cada una de las muestras de los diferentes ensayos, fueron llevados al laboratorio de control de calidad de la Universidad de Pamplona para ser analizada. Las muestras iniciales fueron caracterizadas para cada tratamiento. Ver tabla 1 y tabla 2.

Tabla 1. Caracterización del agua residual sintética para caso de estudio I

Parámetro	Unidad	Valor
pH	-	7,41



Conductividad	($\mu\text{S/cm}$)	200
DQO	(mg/l)	1143
N₂ Amoniacal	(mg/l)	0,13
Dureza	(mg/l) (CaCO_3)	6000

Tabla 2. Caracterización del agua residual sintética para caso de estudio II

Parámetro	Unidad	Valor
pH	-	7,45
Conductividad	($\mu\text{S/cm}$)	183,3
DQO	(mg/l)	1070
N₂ Amoniacal	(mg/l)	0,18
Dureza	(mg/l) (CaCO_3)	5500



Imagen 2. Efluente (Agua residual sintética, leche polvo en agua destilada)

2.3.2. Descripción de reactivos.

Durante la ejecución de los tratamientos, Se utilizó agua destilada suministrada por la universidad de pamplona, sulfato de amonio y Nacl comercial. Para analizar los parámetros de

DQO, N_2 amoniacal y dureza se utilizaron y se prepararon soluciones con los siguientes reactivos. Para determinar **la DQO**, se utilizó las siguientes soluciones:

- **Solución digestora:** Se preparó aproximadamente 500 mL de agua destilada, se añadió 10, 2160 g de $K_2Cr_2O_7$, grado estándar primario. Previamente secado a $103^\circ C$ durante 2 horas, posteriormente se disolvieron 167 mL de H_2SO_4 -J.T BAKER concentrado y 33g de $HgSO_4$ - PRS, se dejó enfriar a temperatura ambiente y se diluyó en 1000 mL.
- **Solución catalizadora:** Se pesó 5,06 g de Ag_2SO_4 , CARLOS ERBA y se diluyó hasta 500 mL con H_2SO_4 , (J. T BAKER) concentrado. se dejó en reposo 1 día.

Para la evaluación de N_2 Amoniacal, se utilizó el titulante EDTA 0.01 M, (MERCK) y el Indicador negro Eriocromo T, y para la evaluación de la dureza se usó estabilizador mineral, (HACH), Alcohol polivinílico, (HACH) y Reactivo Nessler, (MERCK)

2.4. EQUIPOS

2.4.1. Montaje y operación de la celda electrolítica.

Con el fin de investigar la influencia de los dos tratamientos de electrocoagulación en la disminución del DQO, se realizaron a escala laboratorio ensayos en dos tipos de electrolito: sulfato de amonio 0,015M y la unión de dos sales (NaCl 0,2M con sulfato de amonio), para el



presente estudio se consideró analizar inicialmente las condiciones de operación llevando a cabo pruebas preliminares determinando los parámetros requeridos, como metal de los electrodos, distancia de electrodos, concentraciones de leche en polvo y del electrolito, intensidad de voltaje y corriente, y finalmente definir el tiempo.

2.4.1.1. Diseño de la Celda electrolítica.

Para el presente estudio, se utilizó una celda electrolítica de configuración sencilla, incluye un reactor (celda) que contenía dos electrodos paralelos de aluminio y de hierro, donde el ánodo lo representa el electrodo de aluminio el cual será el electrodo de sacrificio y el cátodo es el electrodo de hierro, se encuentra conectada a una fuente reguladora de voltaje y sometida a agitación durante el proceso. De esta manera se hicieron las respectivas evaluaciones para determinar y ajustar los parámetros más relevantes.



Imagen 3. Montaje de la celda electrolítica

De la anterior imagen 3 se observa el diseño de la celda electrolítica empleada en este proyecto, las dimensiones y especificaciones de la celda son:

- Reactor de electrocoagulación: Se utilizó un vaso precipitado del laboratorio con capacidad de 600 mL, en la que ocurren todas las reacciones del proceso.
- Electrodo de hierro y aluminio: Las dimensiones de las placas son 7,3 x 3,8 x 0.3 cm, con un área efectiva de reacción de 8,32 cm² por electrodo.
- Fuente reguladora de voltaje y corriente autodiseñada
- Soporte de los electrodos en acrílico, sumergida dentro del reactor para fijar las placas y evitar el desplazamiento de ellas. Ver imagen 4.
- Agitador magnético: se consideró adicionar agitación a la mezcla en revoluciones mínimas.



Imagen 1. Soporte para electrodos espaciado a 2 cm.

2.4.1.2. Caso de estudio I: Sulfato de amonio como electrólito

Se realizaron los respectivos cálculos para preparar las soluciones (imagen 5), cada ensayo se realizó por triplicado a temperatura ambiente, en un total de 11 ensayos. Inicialmente se midió 6 litros de agua destilada en una probeta de 1000 mL, seguidamente se pesó en una balanza analítica, 12 gramos de leche en polvo y 12 gramos de sulfato de amonio, y se

disolvieron en un balde de 8 litros. una vez que se preparó la muestra, se procedió a llenar el electrocoagulador con la muestra de agua residual en vasos precipitados (celda) de 600 mL, se encendió la batería ajustándola a las condiciones establecidas, se evaluó en los tiempos estimados en las pruebas preliminares es decir 30, 60 y 90 minutos, finalmente se dejó reposar la muestra durante 15 minutos y se recogió la muestra en envases de gaseosa de 300 mL, sumergiendo la pipeta de 10 mL a la mitad del vaso precipitado.

2.4.1.3. Caso de Estudio II: Sulfato de amonio con NaCl como electrólito

De igual forma, se hicieron los respectivos cálculos para preparar las soluciones para este caso de estudio, cada ensayo se realizó por triplicado a temperatura ambiente, en un total de 11 ensayos, inicialmente se midió 6 litros de agua destilada en una probeta de 1000 mL, seguidamente se pesó en una balanza analítica, 12 gramos de leche en polvo y 12 gramos de sulfato de amonio, y 12 gramos de sal comercial y se disolvieron en un balde de 8 litros, una vez que se preparó la muestra, se procedió a llenar el electrocoagulador con la muestra de agua residual en vasos precipitados (celda) de 600 mL, se encendió la batería ajustándola a las condiciones establecidas, se evaluó en los tiempos estimados en las pruebas preliminares es decir 30 y 60 minutos, finalmente se dejó reposar la muestra durante 15 minutos y se recogió la muestra en envases de gaseosa de 300 mL, sumergiendo la pipeta de 10 mL a la mitad del vaso precipitado de 600 mL. Ver imagen 5.





Imagen 2. Preparación de soluciones (Agua sintética residual lactea)

2.4.2. Potencial de la celda para caso de estudio I y II

Se evaluara el potencial de celda según la teoría de Nerst . $\Delta G^{\circ}_{\text{cel}} = -nF\Delta E^{\circ}_{\text{cel}}$, para determinar si el proceso es o no espontaneo. Teniendo en cuenta el potencial de las semirreacciones de la celda en los electrodos, se calculó el potencial estándar (ΔE°), que es la diferencia de los potenciales de las semireacciones de oxidación y reducción, luego se determinó la energía libre de Gibbs $\Delta G^{\circ}_{\text{cel}}$, que es el producto entre el (n) número de moles de electrones por la constante de Faraday (F) por el potencial estándar (ΔE°), donde la constante de Faraday es $\sim 96485 \text{ C/mol}$

2.4.3. Determinación de la concentración de aluminio en solución según la ley de Faraday.

Faraday relaciona la cantidad de corriente empleada y el alcance del cambio químico que tiene lugar en los electrodos, por lo tanto para convertir la carga transportada en moles de electrones transferidos, se usa la constante de Faraday, F, que es la magnitud de la carga por mol de electrones, a través de esta teoría se determinó la concentración de aluminio (Al) así:



Primero se determinó el número de moles de e⁻ requeridos con la relación molar a partir de la estequiometría de la semirreacción, luego se calculó el número de coulombios que pasan a través de la celda, multiplicando la intensidad de corriente en A por el tiempo, y finalmente utilizando la conversión de coulombios a mol de e⁻ y luego a gramos del metal se determinó los gramos depositados.

2.4.4. Caracterización de las muestras iniciales y finales

La caracterización del agua cruda se realizó en base a los parámetros establecidos, según la *resolución 0631 de 17 de marzo 2015*, que establece los parámetros y valores límites máximo permitidos de vertimiento (ver anexo: apéndice A).

Se evaluaron los siguientes parámetros fisicoquímicos y biológicos siguiendo estándar methods en el laboratorio de control de calidad de la universidad de Pamplona: pH, conductividad, N₂ amoniacal, dureza, y en especial el parámetro DQO para estudiar la variación de concentración que presente la muestra (ver técnicas , Anexo: APÉNDICE B).



3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Análisis de las condiciones óptimas de operación

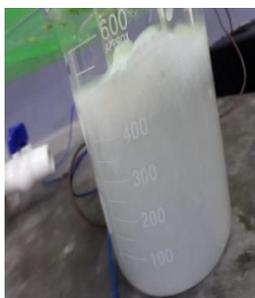
Los experimentos de la investigación se realizaron a escala laboratorio, se fijaron inicialmente tres variables de operación, el volumen de la celda, la distancia de los electrodos, y el material de los electrodos, y se determinó cualitativamente la combinación de los electrodos y el tipo de electrólito según los resultados mostrados en la tabla (3) y la imagen (6). El voltaje y la intensidad de corriente se tomaron observando en el momento que el proceso alcanza la estabilidad, Se lee el valor y se evalua, Ver tabla (3).

Los ensayos se realizaron por triplicado, en una celda de 600 mL, operando en forma Bach, este volumen es reportado en la literatura como valor aceptable dentro de los rangos utilizados en las investigaciones, 11 ensayos para determinar el tipo de electrolito y 3 ensayos para determinar la combinación de los electrodos, utilizando una tapa espaciada, donde los electrodos no se encontraban completamente sumergidos dentro de la celda por lo tanto los valores tomados durante estos primeros ensayos varían con respecto a los tomados con la base fija de los electrodos, el tiempo de operación evaluado fue de 15, 30 y 60 minutos.



3.2. Combinación de electrodos

En la Imagen 6, se observa los resultados para el ensayo de la elección de la combinación ideal de los electrodos, de izquierda a derecha se ilustra la siguiente combinación: aluminio-aluminio, hierro-aluminio y aluminio-hierro, se determina cualitativamente que la mejor elección es aluminio-hierro, por su notoria clarificación del agua en poco tiempo, donde el aluminio es el ánodo y el hierro el cátodo. Porque las demás combinaciones presentan alteraciones al sistema y de manera evidentes y no evidentes como es el caso del Fe-Al y Al-Al, para este último se necesita mayores tiempos para observar clarificada el agua y tiende ir aumentando el pH, para el caso del hierro se presenta exceso de depósito de material en la solución, ya que el material tiende a corroerse muy rápido.



Aluminio-Aluminio



Hierro-Aluminio



Aluminio-Hierro

Imagen 3. *Combinación de electrodos*

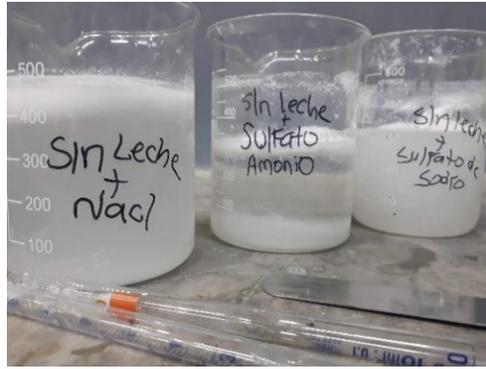


Imagen 4. Tipos de electrolitos (NaCl-Sulfato de amonio-sulfato de sodio)

3.3. Tipo de electrólito

Seleccionado la combinación de los electrodos, se realiza el ensayo para elegir el tipo de electrólito, donde se colocaron en competencia tres clases de sales (ver imagen 7): NaCl, sulfato de Amonio y sulfato de sodio, se definió que el sulfato de amonio dio mejor comportamiento, observando evidentemente mejor clarificación en el agua en poco tiempo, además tiende a proporcionar pH neutros durante los ensayos en comparación con las otras sales ver tabla (3), por otro lado el sulfato de sodio dio un resultado no favorable porque no hay separación de floculos en cambio el NaCl se percibe poca clarificación y tiende a presentar mayor tiempo de floculación.

COMBINACION DE ELECTRODO	ANODO	CATODO	DISTANCIA ENTRE ELECTRODOS	pH	VOLTAJE (VOLTIOS)	INTENSIDAD DE CORRIENTE (AMPERIOS)	MEDIO ELECTRÓLITO
ALUMINIO	X		2 cm	8,5	7 V	210 mA	H2 destilada + leche en polvo+ NaCl
HIERRO		X					
ALUMINIO	X		2 cm	8,3	6 V	190 mA	H2 destilada + leche en polvo+ sulfato de Amonio
HIERRO		X					
ALUMINIO	X		2 cm	8,4	6 V	210 mA	H2 destilada + leche en polvo+ sulfato de sodio
HIERRO		X					

Tabla 3. Evaluación de pH, voltaje e intensidad de corriente para cada electrólito.

3.4. Concentración del electrolito (sulfato de amonio) y la concentración de leche el polvo

Para preparar la solución patrón (agua destilada, leche en polvo y sulfato de amonio) es necesario determinar sus concentraciones, por lo tanto, se analizaron las tres muestras de leche en polvo a diferentes concentraciones y con una determinada concentración de sulfato de amonio, a 1000 ppm y 2000 ppm Ver tabla 4 y tabla 5.



Tabla 4. *Ensayos a 1000 ppm de sulfato de amonio.*

MUESTRAS A DIFERENTES CONCENTRACIONES DE LECHE	pH	CONDUCTIVIDAD [μs/cm]	DQO [mg/L]	%DQO
BLANCO 1g	6,839	154,2	1184	
CONCENTRACIÓN 1g	7,586	1700	826,5	30,2
BLANCO 2g	6,952	263	3925	
CONCENTRACIÓN 2g	7,843	1723	1612	59
BLANCO 4g	6,8	470	9448	
CONCENTRACIÓN 4g	8,23	1824	5209	44

Donde: BLANCO Xg: muestra sin sulfato de amonio.

Tabla 5. *Ensayos a 2000 ppm de sulfato de amonio.*

MUESTRAS A DIFERENTES CONCENTRACIONES DE LECHE	pH	CONDUCTIVIDAD	DQO [mg/L]	%DQO
BLANCO 1g	6,87	168,4 μs/cm	1058	
CONCENTRACIÓN 1g	7,868	254 ms/cm	545	48
BLANCO 2g	7,10	277 μs/cm	3657	
CONCENTRACIÓN 2g	7,999	2,61 ms/cm	1115	69
BLANCO 4g	6,7	470 μs/cm	9424	
CONCENTRACIÓN 4g	8,291	2,62 ms/cm	4437	53

Según los datos obtenidos, se analiza en la Ilustración 6 de % DQO removido, la mejor concentración de leche en polvo fue de 2g teniendo en cuenta el pico más alto de la gráfica con



una concentración de 2000 ppm de sulfato de amonio, ya que tienden a tener una mejora en disminuir las concentración de de DQO presentes en el agua problema.

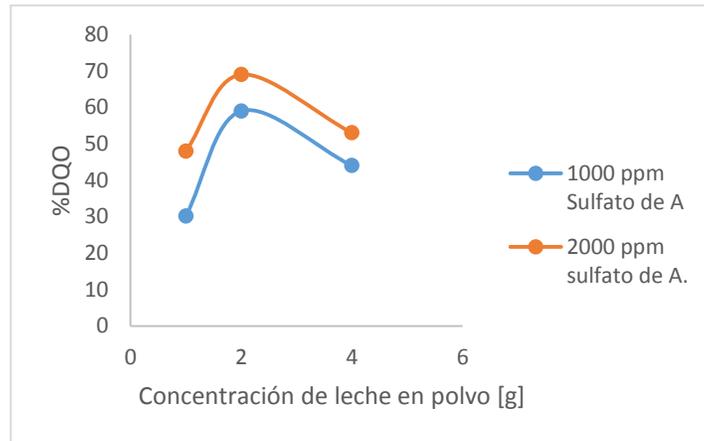


Ilustración 6. *Demanda química de oxígeno, para las muestras de aguas residuales sintéticas de leche. Condiciones de operación 1000ppm; 210mA y 5V, para 2000ppm; 330 mA, y 5V, espacio de electrodos 2cm*

3.5. Estudio utilizando sulfato de amonio como electrólito.

Se prepararon soluciones acuosas de 600 mL, simulando las aguas residuales sintéticas de lacteos, contenian 0,01 M de sulfato de amonio, para cada muestra, la intensidad de corriente registrada fue 320 mA aproximadamente, y un voltaje en la fuente de 5 V, ver tabla 6, valores en los cuales se observó la estabilidad del sistema, a la claridad de los resultados la electrocoagulación con sulfato de amonio, se evidenció floculación de tamaño pequeños alrededor de los 15 minutos y los floculos con mayor espesor alrdedor de los 40 minutos donde es notorio la superficie de los electrodos, a los 60 minutos cuando finalizó el proceso se logra

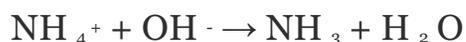
distinguir tres fases, floculos espesos de tamaño grandes en la parte superior de la celda, floculos relativamente pequeños en el fondo de la celda y en el intermedio de la celda una fase de agua clarificada, se tomó la pipeta de 10 mL y se recogió la muestra por la parte intermedia de la celda. Ver (imagen 8).

COMBINACION DE ELECTRODO	ANODO	CATODO	DISTANCIA ENTRE ELECTRODOS	pH	VOLTAJE (VOLTIOS)	INTENSIDAD DE CORRIENTE (MILAMPERIOS)	MEDIO ELECTROLITO
ALUMINIO	X		2 CM	8,4	5 V	320 mA	H2 destilada + leche en polvo+ sulfato de Amonio
HIERRO		X					

Tabla 6. *Datos del estudio de sulfato de amonio como electrolito*

3.5.1. pH

Con respecto a las mediciones de pH (ver ilustración 7), se observó que los valores de pH aumentan con respecto al tiempo, inicia con un valor de 7,3 en presencia del electrolito hasta 8,56 al cabo de un tiempo de 90 minutos. La regulación del pH, se debe al efecto tampón del amonio/ amoniaco, en el cátodo es generado el ion hidróxilo (OH^-), a través de la reducción del agua, este a su vez se une con el aluminio Al^{+3} liberado, pero además está ocurriendo una reacción irreversible con los cationes de amonio depositado por el electrolito, generando la siguiente reacción:



Debido a la producción de amoniaco (NH_3), Este presenta un equilibrio acido-base por su efecto tampón y percute en los valores de pH.





Imagen 5. Fotografía durante la electrocoagulación de la muestra de leche a 380 mA y 3V a 15 min (a) y (b) en reposo

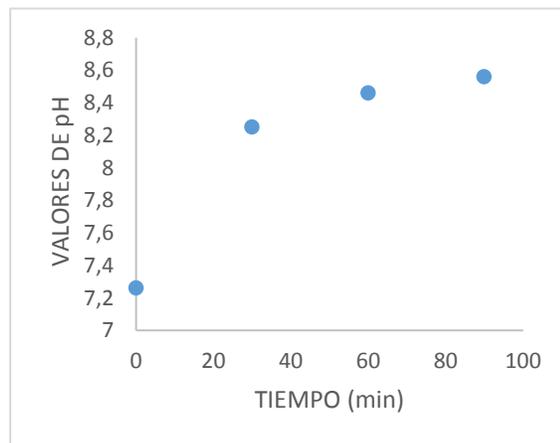


Ilustración 7. pH con el tiempo a concentración de sulfato de amonio a 2000 ppm y 2000 ppm de leche en polvo.

3.5.2. Conductividad

La conductividad en los estudios de electrocoagulación, son muy importantes porque se encuentra relacionado con el consumo de energía, como bien sabemos la conductividad es un

índice que facilita el flujo de electricidad, si hay mayor conductividad se disminuye el consumo de energía, para un buen estudio de electrocoagulación se necesitan valores de conductividad por encima de 1000 $\mu\text{s}/\text{cm}$, por tal razón la implementación de electrolitos, es fuente de iones los cuales transportan la electricidad con mayor facilidad, para esta investigación el comportamiento de la conductividad fue favorable, ya que fue en aumento, debido a este aumentó la energía utilizada en el estudio también fue menor. Inicialmente la conductividad de la muestra es 2,4 ms/cm y trascurrido el tiempo de operación alcanza un valor de 2,76 ms/ cm. ver Ilustración 8.

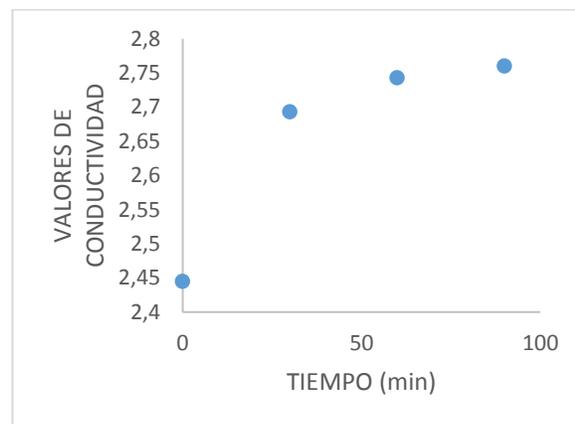


Ilustración 8. *Conductividad de electrocoagulación en función del tiempo.*

3.5.3. DQO

En la tabla se presenta los valores de remoción de DQO a través de tiempo, los datos son el resultado de tres mediciones y fueron promediados, de esta manera se evalúa la eficiencia del método. La concentración inicial de la muestra de DQO es 1143 mg/l.



Tabla 7. Variación de la demanda química de oxígeno en el tiempo.

Tiempo (min)	Concentración DQO [mg/L]	%DQO
0	1181,5	3,3
30	986	16
60	876	30,47
90	790,3	44,62

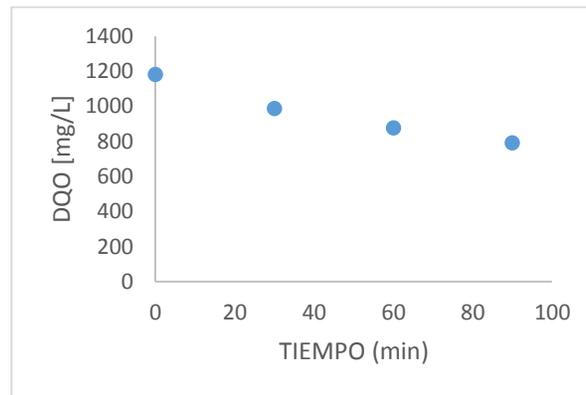


Ilustración 9. Remoción de la DQO en el tiempo. Condiciones de operación: 320 mA, pH 8,4 y 5 V

Según los resultados de la ilustración 9, se observa que con el paso del tiempo la remoción de la DQO, va en aumento, se evidencia que en un corto tiempo para un de tratamiento de aguas, en 90 minutos se logró obtener un porcentaje de remoción de 44,6%

3.5.4. Estudio cinético para la DQO

Evaluando los modelos cinéticos de orden cero, uno y dos, se puede observar en la Ilustración 10 el mejor que se ajustó fue el de orden dos para la remoción de DQO en las condiciones desarrolladas.



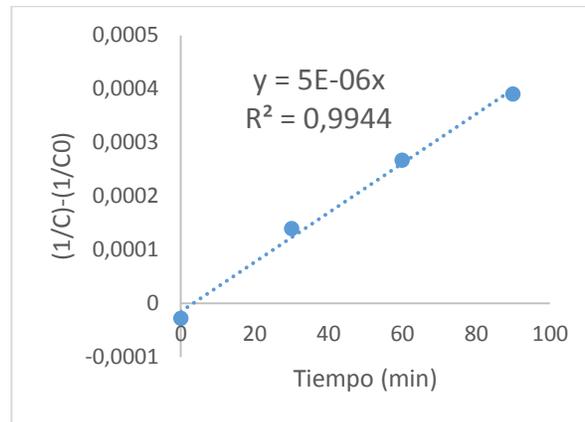


Ilustración 10. Método de integración cinética de segundo orden para la remoción de la DQO.

Se consideró determinar la cinética al proceso, con el fin de conocer el tiempo para remover el 80% de la carga orgánica, según la legislación ambiental colombiana exige ese porcentaje remoción y verter solo el 20%. (MIN AMBIENTE; Decreto 1594,1984). Para este caso la cinética de segundo orden es la mejor se ajusta, de acuerdo con el presente estudio la concentración inicial de la DQO es 1143 mg/L, según la gráfica mostrada en la ilustración 10 el estudio de la cinética de la reacción presenta una correlación de 0,9944, lo que indica que se ajusta a un modelo de segundo orden y una constante cinética de $5 \cdot 10^{-6}$ L/mg*s. de acuerdo a este estudio se determina que para remover el 80% de carga original, para esta investigación equivale a 914,4 mg/L, y el 20% para ser vertido es de 228,6 mg/L. por lo que se concluye que se necesita de un tiempo de 44 minutos para remover el 80% de carga orgánica.



3.5.5. N₂ Amoniacal

Debido al uso de la sal (sulfato de Amonio) y su efecto tampón dentro de la solución, genera el amoniaco y dentro de la molécula de este compuesto está integrado el nitrógeno, elemento sumamente dañino para los sistemas acuáticos. Se considera llevar al cabo un estudio de este elemento para analizar su comportamiento durante el proceso.

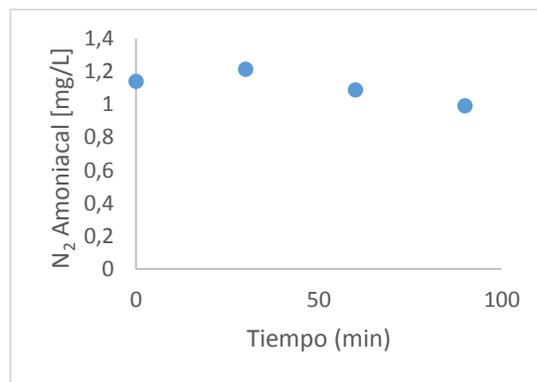


Ilustración 11. *Medición de N₂ Amoniacal en el tiempo. Condiciones de operación: 320 mA, pH 8,4 y 5 V*

Según los datos presentados en la gráfica de la Ilustración 11, el efecto es bueno, porque tiende a disminuir con el paso del tiempo, eso indica que la utilización de la sal como electrolito es favorable sin perjuicios secundarios.

3.5.6. Dureza

Esta variable es importante analizar debido a las concentraciones normalmente de la leche que están presente en estas aguas, la dureza es causada por cationes metálicos polivalentes, los



principales cationes causantes de la dureza son los iones de calcio, magnesio, estroncio, hierro ferroso y manganeso. El presente estudio, determinó que las concentraciones de dureza tienden a tener un efecto logarítmico, es decir, sus valores tienden a bajar y subir. Ver ilustración 12

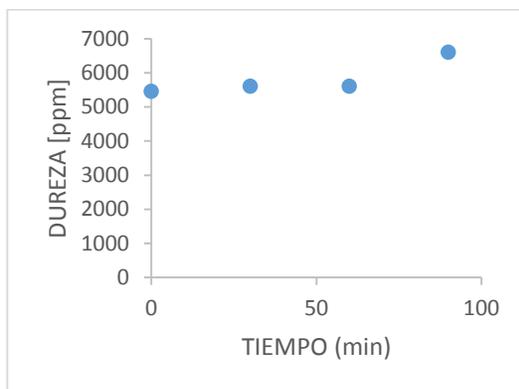


Ilustración 12. *Análisis de la dureza en la muestra de agua residual sintética láctea.*
Condiciones de operación; 320mA, pH 8,4 y 5V

3.6. Estudio de la combinación de las sales (sulfato de amonio y NaCl) como electrolitos

Se prepararon las mismas soluciones como el caso anterior, con la diferencia que el electrolito de uso es la unión de dos sales (sulfato de amonio y sal comercial), con la misma concentración del electrolito 0,015M sulfato de amonio y 0,02M de NaCl, la relación de $[Cl^-]/[SO_4^-]$ fue 0,83. Durante el tratamiento se operó a 3 V y 380 mA ver tabla 8, con distancia de 2 cm entre electrodos e igual combinación de electrodos. La particularidad para este estudio, es la utilización de NaCl como electrolito adicional, ya que esta sal cumple un trabajo esencial para favorecer la electroquímica en el proceso, ayuda a romper la capa pasiva de óxido, que se forma por el contacto del aluminio con la atmosfera (Al_2O_3), debido a la oxidación natural con el oxígeno gaseoso.



Tabla 8. Estudio de la combinación de las sales (sulfato de amonio y NaCl) como *electrolitos*.

COMBINACION DE ELECTRODO	ANODO	CATODO	DISTANCIA ENTRE ELECTRODOS	pH	VOLTAJE (VOLTIOS)	INTENSIDAD DE CORRIENTE (MILAMPERIOS)	MEDIO ELECTROLITO
ALUMINIO	X		2 cm	8,6	3 V	380 mA	H2 destilada + leche en polvo+ sulfato de Amonio y NaCl.
HIERRO		X					

Investigadores argumentan que los iones sulfatos son pasivos a la ruptura de esta capa pero son eficientes para aumentar la conductividad eléctrica y de esta manera romper la capa pasiva pero resulta poco rentable porque provoca desperdicio de energía eléctrica, en cambio utilizar electrolito como NaCl a bajas concentraciones, causa la ruptura de la película a través de la corrosión por picadura (WA Badawy , FM Al-Kharafi , AS El-Azab.1999).

A la luz de los resultados, en el proceso de electrocoagulación, se observa la formación de los primeros flóculos alrededor de los 10 minutos, los flóculos con mayor espesor se observaron en el tiempo de los 30 minutos, donde era evidente la clarificación del agua y se notaba lo interior de la celda, el proceso finaliza a los 60 minutos arrojando un resultado muy satisfactorio en comparación con el anterior estudio, porque se evidencia completamente la separación de los flóculos, de esta manera se ahorraría mayor tiempo y energía.



3.6.1. pH

El pH también muestra un aumento progresivo con respecto al tiempo (ver ilustración 13), a partir de 7,2 en presencia de ambos electrolitos, aumentando hasta 8,6 durante el tiempo de los 60 minutos, este aumento es debido al efecto tampón del par de amonio/amoniaco, ya mencionado anteriormente, en comparación con el caso anterior se presencia pH más altos que llevando el proceso con sulfato de amonio como electrólito.

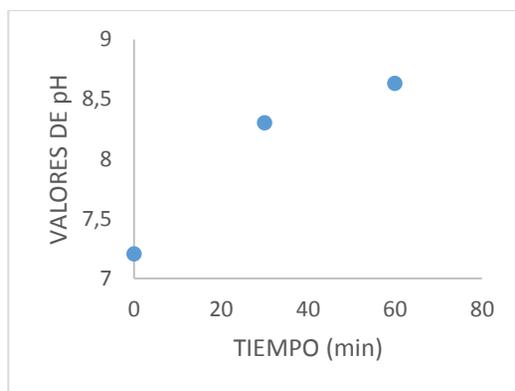


Ilustración 13. *Valores de pH en el tiempo. Condiciones de operación; 380 mA, 3 V Y pH de 8,6*

3.6.2. Conductividad

La conductividad se vio mejor evaluada en este experimento, ya que la presencia de NaCl ayudó a incrementar la intensidad de corriente, como se puede observar en la tabla (8), este compuesto es muy característico por ser buen conductor de la corriente, así que se evidencia excelentes resultados superando los valores del anterior experimento, arrojando una



conductividad final de 7,52 ms/cm aproximadamente durante un tiempo de 60 minutos. Ver ilustración 14.

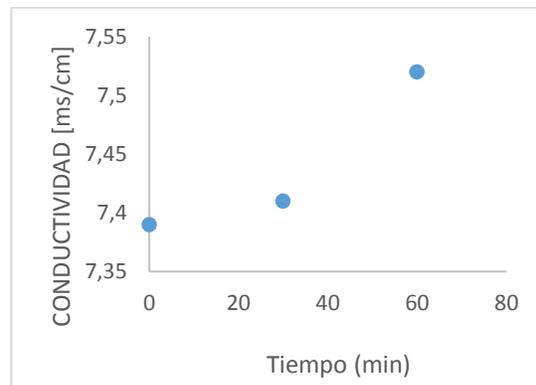


Ilustración 14. Valores de conductividad, Condiciones de operación; 380 mA, 3 V y pH de 8,6

3.6.3. DQO

Según los resultados observados en la Ilustración 18, la DQO inicialmente presenta una concentración de 1070 mg/l, y en el transcurso de los 60 minutos, tiempo suficiente para ver buenos resultados a simple vista, termina con una concentración de 742 mg/l, analizando en este experimento que la eficiencia de remoción fue cerca del 44% y sin duda con el paso del tiempo ese porcentaje seguira en aumento, lo que indica que este caso estudio en poco tiempo es mas efectivo con respecto al caso anterior, a pesar que en ambos casos arrojaron similares resultados de remoción, se considera que el segundo caso de estudio trae como ventaja el ahorro del consumo de energia en tiempo menor de operación. Ver Ilustración 15.

Tabla 9. Variación de la demanda química de oxígeno en el tiempo.

Tiempo (min)	Concentración DQO [mg/L]	%DQO
0	1094	2,2



30	742,3	43
60	748	44

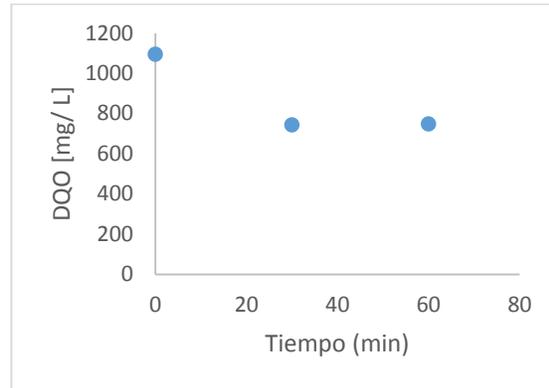


Ilustración 15. Remoción de la DQO en el tiempo. Condiciones de operación; 380mA, 3V Y pH de 8,6

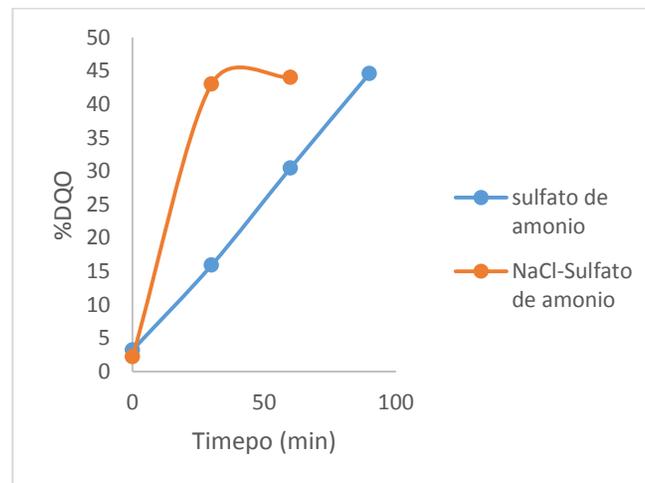


Ilustración 16. Porcentajes de la DQO para los dos casos de estudio(sulfato de amonio y NaCl-sulfato de amonio). Condiciones de operación; 380 mA, 3 V y pH de 8,6



3.6.4. Estudio cinético para la DQO

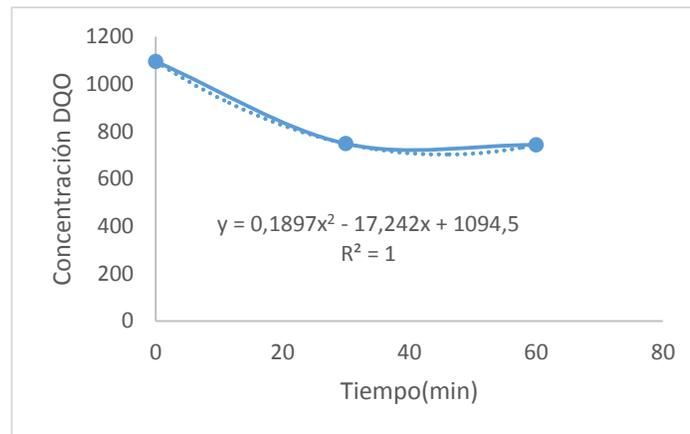


Ilustración 17. Método diferencial por ajuste de polinomio para la remoción de la DQO.

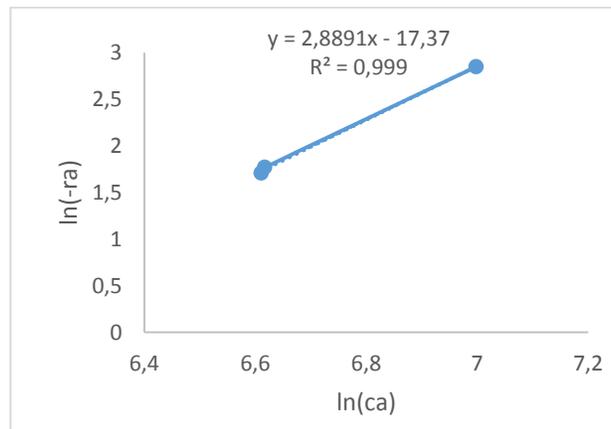


Ilustración 18. Regresión lineal de los valores de la velocidad de reacción en función de la concentración.

Con los datos obtenidos de la regresión lineal ver Ilustración 18 se concluye que el orden de la reacción es 2, y la constante de velocidad $2,8 \times 10^{-8}$. Relativamente una constante muy

baja, aplicando el (decreto 1594,1984) de la legislación colombiana del ministerio de ambiente, exige que se remueva el 80% de la carga orgánica y verter solo el 20%.por lo tanto para este caso, la carga original de materia orgánica es de 1070 mg/L, lo que determina que el 80% correspondería a 856 mg/L que se removería y el 20% a 214 mg/L. con respecto a lo anterior se necesitaría un tiempo de 12 minutos para remover el 80% del flujo inicial.

3.6.5. N₂ amoniacal

Debido a la utilización del sulfato de amonio,se consideró evaluar el N₂ amoniacal presente en el agua residual sintética, así que para este caso de estudio se analizó que las concentraciones de este elemento fue decayendo de manera rápida, se cree que en tratamientos de más duración este compuesto será eliminado completamente o presentarse concentraciones muy bajas inicialmente el agua contenía una concentración de 2,14 mg/L de esta sustancia y en el tiempo se redujo a 1,2 mg/L. para un tiempo de operación de 60 minutos. Según ilustración 19.

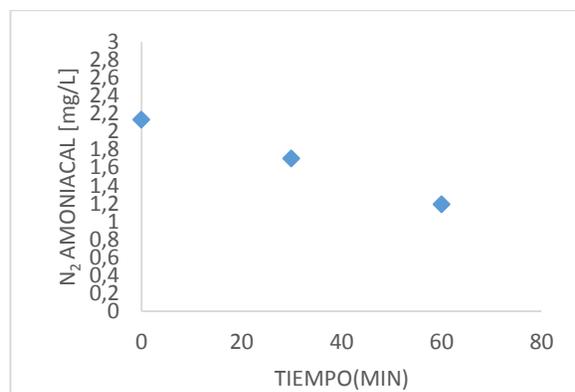


Ilustración 19. Concentraciones de N₂ amoniacal en el tiempo. Condiciones de operación: 380 mA, 3 V y pH de 8,6



3.6.6. Dureza

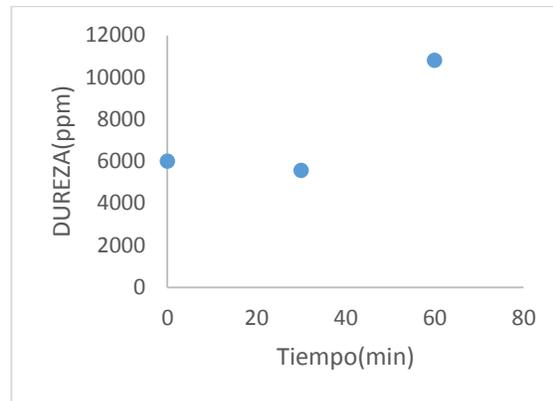


Ilustración 20. Dureza en función del tiempo

Según los resultados arrojados en la ilustración 20, se evidencia un desfase en la dureza, iniciando con una concentración de 6000 mg/L y finaliza en un valor alto de 10600 mg/L.

3.7. Concentración de aluminio (Al) según la ley de Faraday

Según los cálculos establecidos por la ley de Faraday para los dos casos de estudio, la concentración de aluminio en solución relativamente es muy baja, 0,16 g Al para el estudio del sulfato de aluminio como electrólito y 0,12 g Al para el estudio de las dos sales combinadas (NaCl y sulfato de amonio), resulta coherente ya que durante los ensayos no se evidenciaron partículas de este elemento, se sugiere tener como alternativa tratamientos posteriores para eliminar estas concentraciones de aluminio.

Cálculos para segundo caso de estudio:



- $\text{Al} \rightarrow \text{Al}^{3+} + 3\text{e}^{-}$
- $1 \text{ mol Al} = 3 \text{ mol e}^{-}$
- $Q = I \times t = 0,32 \text{ A} \times 5400 \text{ s} = 1728 \text{ C}$
- $m = 1728 \text{ C} \times \frac{1 \text{ mol e}^{-}}{96500 \text{ C}} \times \frac{1 \text{ mol Al}}{3 \text{ mol e}^{-}} \times \frac{26,98 \text{ g}}{1 \text{ mol Al}}$
- $m = 0,16 \text{ g Al}$

Cálculos para primer caso de estudio:

- $\text{Al} \rightarrow \text{Al}^{3+} + 3\text{e}^{-}$
- $1 \text{ mol Al} = 3 \text{ mol e}^{-}$
- $Q = I \times t = 0,38 \text{ A} \times 3600 \text{ s} = 1368 \text{ C}$
- $m = 1368 \text{ C} \times \frac{1 \text{ mol e}^{-}}{96500 \text{ C}} \times \frac{1 \text{ mol Al}}{3 \text{ mol e}^{-}} \times \frac{26,98 \text{ g}}{1 \text{ mol Al}}$
- $m = 0,1 \text{ g Al}$

3.8. Potencial de la celda

Cálculos para primer caso de estudio:

- $\Delta E^{\circ}_{\text{CELDA}} = -2,2522 \text{ V} - \frac{0,0592}{5} \log \frac{[\text{Al}^{3+}]}{[\text{OH}^{-}]^2}$
- $[\text{Al}^{3+}] = 0,037 \text{ M}$
- $[\text{OH}^{-}] = 3,9810 \times 10^{-6}$
- $\Delta E^{\circ}_{\text{CELDA}} = -2,2522 \text{ V} - \frac{0,0592}{5} \log \frac{[0,037\text{M}]}{[3,9810 \times 10^{-6}]^2} = -2,3629 \text{ v}$
- $\Delta G^{\circ}_{\text{CELDA}} = -5 \times \left(96500 \frac{\text{J}}{\text{V} \cdot \text{mol}} \right) \times -2,3629 \text{ v} = 1140099,2 \text{ J/mol}$



Cálculos para segundo caso de estudio:

- $\Delta E^{\circ}_{\text{CELDA}} = -2,2522 \text{ V} - \frac{0,0592}{5} \log \frac{[\text{Al}^{+3}]}{[\text{OH}^-]^2}$
 - $[\text{Al}^{+3}] = 0,027 \text{ M}$
 - $[\text{OH}^-] = 3,9810 \times 10^{-6}$
- $\Delta E^{\circ}_{\text{CELDA}} = -2,2522 \text{ V} - \frac{0,0592}{5} \log \frac{[0,027\text{M}]}{[3,9810 \times 10^{-6}]^2} = -2,361\text{v}$
- $\Delta G^{\circ}_{\text{CELDA}} = -5 \times \left(96500 \frac{\text{J}}{\text{V} \times \text{mol}} \right) \times -2,361\text{v} = 1139182,5 \text{ J/mol}$

En base de los resultados obtenidos, se analiza que efectivamente para que el proceso ocurra, se necesita energía al sistema por parte de los alrededores y por los altos valores de energía libre de Gibbs y su signo positivo, las reacciones dadas no son espontáneas.



4. CONCLUSIONES

El pH final aumento durante la electrocoagulación, empleando electrodos de aluminio y de hierro, este aumento se atribuye a la reducción de los iones de hidrógeno y el aumento de la concentración de iones hidroxilo en la solución y también al efecto tampón ya anteriormente mencionado.

El tiempo de 60 minutos para ambos casos de estudio, para el estudio del sulfato de amonio y la combinación del sulfato y NaCl como electrólitos, este tiempo estimativo fue suficiente para observar el efecto en remoción de la DQO para un tratamiento de electrocoagulación, en ambos casos fue el 44% de remoción de la DQO, pero en diferentes tiempos de operación, 60 minutos para el sistema de sulfato de amonio como electrólito y 90 minutos para el segundo caso de estudio.

El aumento de los potenciales de electricidad en ambos casos, se atribuye a la naturaleza de los electrólitos, el NaCl, se le atribuye ser un excelente conductor de la electricidad y en este estudio su concentración se considera moderadamente alta, por lo tanto, el segundo caso de estudio es el mejor porque se requiere menos consumo de energía y menor tiempo de operación.

La formación de los flóculos para el segundo caso de estudio en poco tiempo, se debió a la adicción de NaCl, debido a que el ion Cl^- ayuda a romper la capa pasiva de óxido que impide el paso de Al^0 a Al^{+3} , éste forma el floculo al unirse con el ión hidroxilo presente en la solución.



Se evidencia en ambos electrodos, la formación de hilos de burbujas que representan el gas producido, para el caso del ánodo por efecto de la oxidación se produce el oxígeno gaseoso y en el cátodo por la acción de la reducción se forma el hidrogeno gaseoso.

El valor de 8,6 del pH final leído para ambos casos, según la literatura es muy bueno, debido a que las investigaciones argumentan que los agentes responsables de la eficiencia del tratamiento de electrocoagulación son hidro-oxialuminio poliméricos y el hidróxido de aluminio precipitado $\text{Al}(\text{OH})_3$, ocurre en el rango de 5 a 9,5 de pH.

Analizando los potenciales de celda, se verifica que las reacciones efectivamente son no espontaneas, obteniendo un cambio de energía de Gibbs positivo, lo cual indica que estos sistemas requieren de trabajo en forma de energía para que el proceso ocurra.

Según los cálculos obtenidos siguiendo la ley de Faraday, el resultado de las concentraciones de aluminio fue el esperado, los valores de 0,16M y 0,12M para caso 1 y caso 2 respectivamente se consideran bajas en un tiempo de 60 y 90 minutos respectivamente, se predice que en tiempos de operación más extensos esta concentración desaparecerá.

Con respecto a las concentraciones de N_2 amoniacal, el resultado fue satisfactorio porque su concentración fue disminuyendo en un periodo de 60 y 90 minutos para caso 1 y caso 2 respectivamente, se considera que en el transcurso del tiempo la concentración será mínima hasta ser nula.



Finalmente, tomando de referencia la tesis de investigación de la universidad EAFIT, GÓMEZ, S. A., & GUTIÉRREZ, A. L. “TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DEL PROCESO DE DESENGRASE DE AUTOPARTES CON FINES DE REUSO”, utilizaron de manera idéntica la combinación de electrodos (Al-Fe), donde muestra que para alcanzar la totalidad del porcentaje de la demanda química de oxígeno se requiere 420 minutos es decir 7 horas de operación, y que para un tiempo de operación de 60 minutos el % DQO es de 38,66, y para esta investigación al tiempo de 60 minutos con igual combinación de electrodo se obtiene el 44% de la DQO en ambos casos. Lo anterior corrobora que la combinación de electrodos elegida es la indicada.



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUAS INDUSTRIALES. (2014). Depuradora de Aguas Residuales industria láctea – Aspectos Medioambientales que todo responsable de calidad debe controlar. Obtenido de <http://aguasindustriales.es/depuradora-de-aguas-residuales-industria-lactea-aspectos-medioambientales-que-todo-responsable-de-calidad-debe-controlar/>

Álvarez, N. (2015). Análisis electroquímico del proceso de corrosión del compósito. Veracruz: Universidad Veracruzana.

Andrade, L. H., et al. (2014). "Nanofiltration as tertiary treatment for the reuse of dairy wastewater treated by membrane bioreactor." *Separation and Purification Technology* 126: 21-29.

Arango, S., & López, A. (2008). Tratamiento de aguas residuales del proceso de desengrase de autopartes con fines de reúso. Medellín: Universidad EAFIT.

Aristizábal, A., & Bermúdez, M. (2007). Estudio de la factibilidad de un sistema de electrocoagulación para el tratamiento de aguas procedentes de lavanderías industriales con fines de reúso. Universidad Pontificia Bolivariana, Medellín (Colombia).



AT Matos, SS Abrahão, PAV Lo Manaco, AP Sarmiento, MP Matos. Capacidad de extracción de plantas cultivadas en sistemas de humedales construidos utilizados para el tratamiento de aguas residuales lácteas Rev. Bras. Ing. Agric Emb. , 14 (2010) , pp. 1311 – 1317

Babu, R., Bhadrinarayana, N., Sheriffa Begum, M., & Anantharaman, N. (2007). Treatment of tannery wastewater by electrocoagulation. Journal of the University Chemical Technology and metallurgy, 42(2), 201-206.

Berenguer, A. (2009). Tratamiento de aguas re-siduales mediante tecnología electroquímica. Universidad de Alicante, España.

Benavides, J. M. G., Morán, J. L., & LOCAL, E. E. G. A. (2008). Análisis de una alternativa de producción más limpia que permita aprovechar los residuos grasos que generan los procesos de pasteurización y enfriamiento de la leche en la empresa Friesland Lácteos Purace de san Juan De Pasto(Doctoral dissertation, Universidad Tecnológica de Pereira. Facultad de Ciencias Ambientales. Especialización en Gestión Ambiental Local).

Buntner, D., et al. (2013). "Feasibility of combined UASB and MBR system in dairy wastewater treatment at ambient temperatures." Chemical Engineering Journal 230: 475-481



Casas Cárdenas, F. J. (2009). Caracterización de los sistemas de tratamiento de riles en la industria lechera y propuestas de mejora. Valdivia - Chile: Universidad Austral de Chile.

Centro Virtual de Negocios. (2018). la industria láctea en Colombia. Obtenido de <https://www.cvn.com.co/industria-lactea/>

Cerro Carpio, M. (2019). Composición cualitativa de las aguas residuales. Obtenido de <https://docplayer.es/15123315-Composicion-cualitativa-de-las-aguas-residuales.html>

Chang, Raymond. (1995). Fundamentos de química. Sexta Edición McGraw-Hill, México. Obtenido de <https://clea.edu.mx/biblioteca/Quimica%20General%20-%207ma%20Edicion%20-%20Raymond%20Chang.pdf>

Condorchem Envitech. (2016). Tratamiento de aguas residuales de la industria láctea. Obtenido de <https://blog.condorchem.com/tratamiento-de-aguas-residuales-de-la-industria-lactea/>

Chávez Porras, Á., Cristancho Montenegro, D. L., & Ospina Granados, É. A. (2009). “Una alternativa limpia para el tratamiento de aguas residuales galvánicas”: Revisión bibliográfica. Ingenierías Universidad de Medellín, 39-50.

Espigares, M., & Pérez, J. (2006). Centro de investigación y desarrollo tecnológico del agua. Obtenido de Aguas residuales. Composición:



http://cidta.usal.es/cursos/EDAR/modulos/Edar/unidades/LIBROS/logo/pdf/Aguas_Residuales_composicion.pdf

Farizoglu, B. and S. Uzun (2011). "The investigation of dairy industry wastewater treatment in a biological high-performance membrane system." *Biochemical Engineering Journal* 57: 46-54

Gao, F., et al. (2016). "Continuous microalgae cultivation in aquaculture wastewater by a membrane photobioreactor for biomass production and nutrients removal." *Ecological Engineering* 92: 55-61.

Garzón, J. M., & López, J. M. (2008). Análisis de una alternativa de producción más limpia que permita aprovechar los residuos grasos que generan los procesos de pasteurización y enfriamiento de la leche en la empresa Friesland Lacteos Purace de San Juan de Pasto. Pereira: Universidad Tecnológica de Pereira.

Gómez, s. a., & Gutiérrez, a. l.(2008). Tratamiento de aguas residuales del proceso de desengrase de autopartes con fines de reuso.

Hernández, D. (2016). Tratamiento acoplado fisicoquímico-electrocoagulación para incrementar la remoción de la materia orgánica en un agua residual de rastro municipal. Toluca: Univesidad Autónoma del estado de Mexico.



HN Gavala, H. Kopsinis, IV Skiadas, K. Stamatelatou, G. Lyberatos. Tratamiento de aguas residuales lácteas utilizando un reactor de manta de lodo anaeróbico de flujo ascendente J. Agr. Ing. Res. , 73 (1999) , pp. 59 - 63.

Inc., M. &. (1995). Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. Madrid, España: McGraw-Hill.

JC Azzolini , LF Fabro Monitoreo de la eficiencia del sistema de tratamiento de los efluentes de la redacción de mi país-oeste de Santa Catarina Unoesc Ciência , 4 (2013) , pp. 43 - 60

Jing-wei, F., Ya-bing, S., Zheng, Z., Ji-biao, Z., Shu, L., & Yuan-chun, T. (2007). Treatment of tan-nery wastewater by electrocoagulation. Journal of Environmental Sciences, 19, 1409–1415.

Linares Hernández, I., Barrera Díaz, C., Roa Mo-ales, G., Bilyeu, B., & Ureña Nuñez, F. (2007). A combined electrocoagulation–sorption process applied to mixed industrial wastewater. Journal of Hazardous Materials, 240-248.



López Escobar, G. P. (2014). Diseño de un proceso de electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales de una industria de yogurt. Santiago de Chile: Universidad de las Americas.

Melchior, M. S., et al. (2016). "Treatment of wastewater from the dairy industry using electroflocculation and solid whey recovery." *Journal of Environmental Management* 182: 574-580.

Ministerio de Agricultura. (2017). Sector lácteo colombiano. Diciembre de 2017. Obtenido de <https://sioc.minagricultura.gov.co/SICLA/Documentos/002%20-%20Cifras%20Sectoriales/Cifras%20Sectoriales%20-%202017%20Diciembre%20Cadena%20Láctea.pdf>

Passeggi, M., López, I., & Borzacconi, L. (2012). "Modified UASB reactor for dairy industry wastewater: performance indicators and comparison with the traditional approach". *Journal of Cleaner Production*, 26:90-94.

Paschoal & Tremiliosi-Filho. 2005, Aplicación de la tecnología de Electroflocculación para la recuperación del azul índigo de los efluentes industriales". *Quim. Nova*, 28 (2005), pp. 766 - 772



PK Holt , GW Barton , M. Wark , CA Mitchell, Una comparación cuantitativa entre dosificación química y electrocoagulación Surf coloide , 211 (2002) , pp. 233 – 248

Ramalho, R. (1996). Tratamiento de aguas residuales. Quebec, Canadá: Reverté S.A. .

Rodríguez, C. H. (2007). Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM. Obtenido de Nitrógeno total en agua por el método semi-micro Kjeldahl - electrodo de amoniaco:<http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/Nitrógeno+Total+en+agua+Método+Kjeldahl+Electrodo+de+Amoniaco.pdf/6eac7192-9d88-41cf-b4f0-7b5332467901>

Restrepo Mejia, A. P., Arango Ruiz, A., & Garcés Giraldo , L. (2006):” La Electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas”. Corporación Universitaria Lasallista, 1, 1-20.

Silva, J., Torres, P., & Madera, C. (2008). Reuso de aguas residuales domésticas en agricultura. Una revisión. Agronomía Colombiana, 347-359.

Trompette, J. L. and H. Vergnes (2009). "On the crucial influence of some supporting electrolytes during electrocoagulation in the presence of aluminum electrodes." Journal of Hazardous Materials 163(2): 1282-1288.



Unda, F. (2002). Ingeniería sanitaria aplicada a saneamiento y salud pública. Mexico: Noriega Editores.

WA Badawy, FM Al-Kharafi, AS El-Azab “Comportamiento electroquímico y corrosión de Al, Al-6061 y Al-Cu en soluciones acuosas neutras”. La corrosión sci. , 41 (1999) , pp. 709 - 727.

Zhu, J., Wu, F., Pan, X., Guo, J., & wen, D. (2011). Removal of antimony from antimony mine flo-tation wastewater by electrocoagulation with aluminum electrodes. Journal of Environmental Sciences, 23,1066–1071.

Znad, H., et al. (2018). "Bioremediation and nutrient removal from wastewater by *Chlorella vulgaris*." Ecological Engineering 110: 1-7.

