



UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL NORTE
FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR
ESCUELA DE PREVENCIÓN DE RIESGOS Y MEDIOAMBIENTE

REMOCIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO Y SÓLIDOS SUSPENDIDOS
TOTALES DE RILES PROVENIENTES DE LA EMPRESA PISQUERA CAPEL
MEDIANTE EL DISEÑO DE UNA DE UNA CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN A
NIVEL LABORATORIO

Marcos Valdivia Sarmiento

Profesor Guía: Rodrigo Poblete Chávez

2017



FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR

Los miembros de esta comisión designada para revisar la tesis de Magíster de MARCOS LEONARDO VALDIVIA SARMIENTO, la han encontrado satisfactoria y recomienda que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Magíster en Gestión Ambiental

Fecha: 30 de JULIO de 2017

Aprobado Comisión de Calificación

Dr. Juan Macchiavello Armengol
Decano

Dr. Rodrigo Poblete Chávez
Profesor Guía

Dr. Ernesto Cortes Pizarro
Profesor Corrector

Dr. Norma Pérez Peláez
Profesor Corrector



UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL NORTE
FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR
ESCUELA DE PREVENCIÓN DE RIESGOS Y MEDIOAMBIENTE

REMOCIÓN DE LA DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO Y SOLIDOS SUSPENDIDOS
TOTALES DE RILES PROVENIENTES DE LA EMPRESA PISQUERA CAPEL
MEDIANTE EL DISEÑO DE UNA DE UNA CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN A
NIVEL LABORATORIO

Marcos Valdivia Sarmiento

Profesor Guía: Rodrigo Poblete Chávez

2017

RESUMEN

Con la finalidad de evaluar la efectividad del proceso de electro coagulación como estrategia de depuración de los líquidos generados por la empresa pisquera CAPEL, se diseñó un proceso electrolítico consistente en celdas estáticas con un volumen de 4 litros, utilizando electrodos de hierro con una superficie de 800 cm^2 , separados por 10 mm con agitación constante.

El estudio tiene como objetivo evaluar la remoción de demanda química de oxígeno y sólidos suspendidos totales; así como determinar las condiciones de pH, intensidad de corriente y tiempo de reacción que optimizan proceso de depuración en el RIL proveniente de la empresa pisquera CAPEL. Para validar la efectividad del método se realizaron mediciones UV/VIS para el análisis de demanda química de oxígeno y gravimetría para el parámetro sólidos suspendidos totales.

Los resultados obtenidos muestran una remoción en los parámetros estudiados de 26% para demanda química de oxígeno, sobre 90% para sólidos suspendidos totales y 92% para turbiedad, considerando un pH de 7,2, en tiempo de retención de 30 minutos y un consumo eléctrico de 5 Amperes. Si bien los resultados obtenidos en remoción están por debajo del 50% esperado, si se observan muy buenas remociones para los parámetros turbiedad y sólidos suspendidos totales.

Estos resultados demuestran, que la electrocoagulación puede ser utilizada como un sistema de tratamiento primario y de depuración de aguas. Su facilidad de operación y montaje, sumado a su bajo consumo energético validan su implementación.

ABSTRACT

In order to evaluate the effectiveness of the electrocoagulation process as a purification strategy for the fluids generated by the company CAPEL, an electrolytic process was designed consisting of static cells with a volume of 4 liters, using iron electrodes with a surface of 800 cm², separated by 10 mm with constant stirring.

The study aims to evaluate the removal of chemical demand for oxygen and total suspended solids; as well as determine the conditions of pH, current intensity and reaction time that optimize the purification process in the RIL from the piscel company CAPEL. To validate the effectiveness of the method, UV / VIS measurements were performed for chemical oxygen demand and gravimetry for the total suspended solids parameter.

The results obtained show a removal in the parameters studied of 26% for chemical oxygen demand, over 90% for total suspended solids and 92% for turbidity, considering a pH of 7.2, retention time of 30 minutes and a consumption 5 amp electric. Although the results obtained in removal are below the expected 50%, if there are very good removals for turbidity parameters and total suspended solids.

These results demonstrate that electrocoagulation can be used as a primary treatment and water purification system. Its ease of operation and assembly, coupled with its low energy consumption, validate its implementation.

AGRADECIMIENTOS

Debo agradecer de manera especial y sincera al Profesor Rodrigo Poblete Chávez por aceptarme para realizar esta tesis bajo su dirección. Su apoyo y confianza en nuestro trabajo y su capacidad para guiar las ideas han sido un aporte invaluable.

Agradezco mucho por la ayuda de nuestros maestros, compañeros y a la universidad en general por todo lo anterior en conjunto con todos los conocimientos que nos han otorgado.

Debo agradecer a mi familia, mi fuente de apoyo constante e incondicional, en forma muy especial a la mujer de mis afectos y mis tres hijos.

(Marcos Leonardo Valdivia Sarmiento)

INDICE

1.	INTRODUCCION.....	1
1.1	Justificación	4
1.2	Problema oportunidad.....	5
1.3	Usos de la electrocoagulación.....	9
1.4	Mecanismo electrocoagulación.....	13
1.4.1	Mecanismo Formación del hidróxido férrico	13
1.4.2	Mecanismo Formación del hidróxido ferroso	13
1.4.3	Mecanismo hidróxido de aluminio	14
1.5	Reactores para procesos de electrocoagulación.....	15
1.5.1	Reactores Tipo Bach.....	16
1.5.2	Reactores por el tipo de flujo.....	18
1.5.3	Reactor filtro prensa	19
1.5.4	Reactor de electrodo cilíndrico rotativo	19
1.5.5	Reactor de lecho fluidizado	20
1.6	Ventajas proceso electrocoagulación.....	21
1.7	Desventajas proceso electrocoagulación.....	22
1.8	Aplicaciones de la electrocoagulación.....	23
2.	OBJETIVOS.....	26
2.1	Objetivo General:.....	26
2.2	Objetivos Específicos:	26
3.	METODOLOGÍA EXPERIMENTAL.....	27
3.1	Investigación de los impactos ambientales asociados a la generación de RILES de la industria del pisco.....	27
3.2	Diseño y construcción de la celda de electrocoagulación.....	28
3.2.1	Electrodos	28
3.2.2	Fuente de poder.	29
3.3	Ensayo en celda de electrocoagulación.....	29
3.3.1	Toma de muestras.....	30
3.3.2	Medición de DQO.	30

3.3.3	Medición de Turbiedad.....	31
3.3.4	Medición de sólidos suspendidos	31
3.4	Ensayos de preliminares	31
3.4.1	Ensayos con agua	31
3.4.2	Caracterización físico-química del efluente.	32
3.4.3	Ensayos de laboratorio definitivos	33
3.5	Ensayos adicionales	34
3.5.1	Lodo del proceso electrocoagulación	34
3.5.2	Lodo del proceso físico químico convencional	35
3.5.2.1	Prueba de jarras	36
3.6	Evaluación de costos del proceso de electrocoagulación.	38
3.6.1	Criterio consumo energía.....	38
3.6.2	Criterio consumo de electrodos	39
3.6.3	Criterio Energía consumida por unidad de DQO	40
4.	RESULTADOS	41
4.1	Impactos ambientales asociados a la generación de RILES de la industria del pisco.41	
4.2	Evaluación del efecto de los parámetros operacionales de un proceso de electro coagulación en el tratamiento de RILES de la industria del pisco.	45
4.2.1	Evaluación de los factores que afectan el proceso de electrocoagulación	46
4.2.1.1	Efecto del pH.....	47
4.2.1.2	Densidad de corriente.....	48
4.2.1.3	Conductividad	49
4.2.1.4	Temperatura	50
4.2.1.5	Tiempo de tratamiento	50
4.3	Efecto de parámetros operacionales de un proceso de electrocoagulación en el tratamiento de RILES de la industria del pisco.	51
4.3.1	Parámetros operacionales ensayo a pH = 4,4	51
4.3.2	Parámetros operacionales ensayo a pH = 7,2	52
4.3.3	Resultados Ensayo a pH = 4,4.....	53
4.3.4	Resultados Ensayo a pH = 7,2.....	54
4.3.5	Variación de pH.....	56
4.3.6	Variación de la conductividad.	57
4.3.7	Variación de la temperatura.....	59

4.3.8	Variación de turbiedad.....	60
4.3.9	Variación solidos suspendidos	62
4.3.10	Lodo del proceso de electrocoagulación	63
4.3.10.1	Comparación de lodos obtenidos del proceso de electrocoagulación y físico químico	63
4.4	Evaluación económica del tratamiento	65
4.4.1	Calculo consumo de energía.....	66
4.4.2	Calculo consumo de electrodos	67
4.4.3	Costo proceso electrocoagulación	68
4.4.4	Costo de energía para remover un kilo de DQO	69
5.	DISCUSIÓN.....	71
6.	CONCLUSIONES.....	79
7.	BIBLIOGRAFIA	81

INDICE FIGURAS

Figura 1 Esquema funcionamiento celda de electrocoagulación. Fuente: (Molla et al., 2004)	12
Figura 2. Electrodo monopolar y bipolar. Fuente: Mollah et al., 2001.	17
Figura 3. Reactores por el tipo de flujo. Fuente: Merzouk et al., 2011.	18
Figura 4. Reactor filtro prensa. Fuente: Merzouk <i>et al.</i> , 2011.	19
Figura 5. Reactor de electrodo cilíndrico rotativo. Fuente: Restrepo, 2006.	20
Figura 6. Reactor de lecho fluidizado. Fuente: Cañizares et al., 2006.	21
Figura 7. Ensayos celda de electrocoagulación con agua.	30
Figura 8. Formación lodos proceso electrocoagulación.	35
Figura 9. Lodo obtenido mediante prueba de jarras.	38
Figura 10. Ensayos con agua residual.	52
Figura 11. Variación de la DQO en función del tiempo, la intensidad de corriente y pH = 4,4.	53
Figura 12. Porcentaje de remoción de DQO en función del tiempo, intensidad de Corriente y pH=4,4.	54
Figura 13. Variación de la DQO en función del tiempo, intensidad de corriente y pH =7,2.	55
Figura 14. Porcentaje de remoción de DQO en función del tiempo, intensidad de corriente y pH=7,2.	56
Figura 15. Variación del pH vs Tiempo a pH inicial de 4,4 y pH inicial 7,2	57
Figura 16. Variación de la conductividad vs tiempo.	58
Figura 17. Variación de la temperatura vs tiempo.	60
Figura 18. Variación de turbiedad en el tiempo	61
Figura 19. Porcentaje remoción turbiedad.	61
Figura 20. Remoción solidos suspendidos en el tiempo.	62
Figura 21. Solidos obtenidos de la prueba de jarra.	64
Figura 22. Lodos obtenidos del proceso de electrocoagulación.	64

INDICE TABLAS

Tabla N° 1 Análisis Físico Químicos del efluente	33
Tabla N° 2 Concentraciones de coagulante y floculante utilizados en la prueba de jarras	37
Tabla N° 3. Condiciones Iniciales del Efluente pH = 4,4	51
Tabla N° 4. Condiciones Iniciales del Efluente pH=7,2	52
Tabla N° 5. Resultados DQO en función a la intensidad de corriente y el tiempo pH=4,4 ..	53
Tabla N° 6. Resultados DQO en función a la intensidad de corriente y el tiempo pH=7,2 ...	55
Tabla N° 7. Valores del pH respecto al tiempo	56
Tabla N° 8. Valores de la conductividad respecto al tiempo.	58
Tabla N° 9. Valores de turbiedad en el tiempo	61
Tabla N° 10. Variación de concentración de SST en el tiempo	62
Tabla N° 11. Porcentaje de humedad de lodos obtenidos del proceso de electrocoagulación. 65	
Tabla N° 12. Parámetros operaciones para cálculo de costo.....	67
Tabla N° 13 costos coagulación química.	68
Tabla N° 14 Consumo de energía para remover un kilogramo de DQO.....	69
Tabla N° 15. Costos de tratamiento v/s porcentaje de remoción de DQO	70

1. INTRODUCCION

Diariamente, existe una alta descarga de residuos a efluentes líquidos naturales, procedentes de actividades urbanas e industriales. Por ello, se hace cada vez más urgente contar con tratamientos de aguas residuales industriales efectivos y de bajo costo (Mullah *et al.*, 2001). Algunos procesos físicos tales como la sedimentación y la filtración; procesos químicos, como la precipitación y la oxidación y procesos biológicos, tales como la biooxidación y la fermentación anaerobia, son tecnologías tradicionales ampliamente usadas a nivel industrial y que en muchos casos no eliminan en un 100% los contaminantes presentes en las aguas (Robinson *et al.*, 2001).

Dentro de las principales especies contaminantes provenientes de los procesos de la agroindustria, encontramos las partículas coloidales y las emulsiones de aceite en agua, que están presentes en numerosos efluentes urbanos y son materiales a eliminar en el tratamiento de depuración de las aguas (Moussa *et al.*, 2017)

Actualmente existe una serie de tecnologías que están basadas en procesos electroquímicos. Una de ellas es la electrocoagulación, que consiste en la generación in situ de sales de hierro y de aluminio, mediante la disolución de láminas metálicas de hierro o aluminio (electrodos) al aplicar una diferencia de potencial en la celda electroquímica donde se trata el agua contaminada (Moussa *et al.*, 2017). Este proceso se conoce también como coagulación asistida electroquímicamente y, en principio, permite un mejor

control en la dosificación de reactivos y un ahorro significativo en los costos de operación. Otra ventaja adicional que presenta esta tecnología es que la generación de gases en la superficie catódica puede ser utilizada para favorecer la mezcla del sistema (electrofloculación) y la separación de los contaminantes por flotación (electroflotación) (Moussa *et al.*, 2017).

En Chile se utilizan tecnologías convencionales para el tratamiento de las aguas residuales, basado en el uso coagulante y floculantes químicos a base de sales de hierro o aluminio. Este proceso emplea una gran cantidad de reactivos químicos, haciendo más oneroso el tratamiento, además en algunas plantas no se aplica la dosis óptima, aplicando un exceso de estos productos, lo puede llevar a una baja eficiencia en el tratamiento y/o incrementar la concentración de aluminio o hierro en el agua tratada (Cañizares *et al.*, 2005).

Este es un proceso electroquímico utilizado en el tratamiento de aguas residuales, por medio del cual se desestabilizan las partículas de contaminantes que se encuentran suspendidas, emulsionadas o disueltas en un medio acuoso, induciendo corriente eléctrica en el agua a través de placas metálicas paralelas de diversos materiales, en los que el hierro y el aluminio son los más utilizados (Bassala *et al.*, 2017).

El fundamento teórico de la electrocoagulación, consiste en una serie de reacciones redox que ocurren al interior de una celda electrolítica donde la coagulación y desestabilización de coloides ocurren simultáneamente; a diferencia de la alternativa química, que se basa en la formación de coágulos debido a la unión de coloides, formando

masas de tamaño considerable, para luego separarlas del agua mediante la adición de más químicos como el Sulfato de Aluminio, Cloruro Férrico, Polímeros, entre otros (Restrepo *et al.*, 2006).

En el proceso de electrocoagulación hay generación de coagulantes in situ por la disolución de iones de aluminio o de hierro de los electrodos de aluminio o hierro respectivamente. La generación de iones metálicos tienen lugar en el ánodo y en el cátodo hay liberación de burbujas de hidrógeno gaseoso las cuales ayudan a la flotación de las partículas floculadas, las mismas que serán retiradas posteriormente.

Es importante mencionar que el agua residual en la celda electrolítica (solución dieléctrica) está sometida a una electrólisis, la cual se ve favorecida por la presencia de sales en disolución, que posibilitan la conducción de electricidad y que están presentes en todas las aguas servidas e industriales. Esta conducción eléctrica se cuantifica a través de la Ley de Ohm, que señala que cuando una corriente eléctrica atraviesa un conductor, crea en éste una diferencia de potencial proporcional a la corriente (Restrepo *et al.*, 2006).

A esta constante de proporcionalidad se le llama resistencia, la cual se mide en Ohm, según la siguiente relación:

$$V=RxI \quad (ec.1)$$

Donde:

I: Representa la intensidad de la corriente que circula. (Amperes)

R: Representa la resistencia que ofrece el electrolito dentro de la celda.

Si bien es cierto, existe gran cantidad de información bibliográfica referente al proceso de electrocoagulación en aguas residuales, no existen específicamente estudios de la aplicabilidad de la electrocoagulación en la industria vitivinícola.

Aunque en general las características de los RILES de la industria vitivinícola son conocidas, hay variabilidad de los RILES en términos de composición, volúmenes de generación y temporalidad por lo que es difícil definir una tecnología estándar para el tratamiento de los mismos. Particularmente en el caso de CAPEL, además de vino se produce destilados (pisco) y por lo tanto los RILES generados son diferentes de acuerdo con el proceso productivo implicado.

La variabilidad de los RILES de industria vitivinícola, descrita en el párrafo anterior, hace necesario evaluar en forma particular cada uno de los factores que afectan el proceso de electrocoagulación con el objetivo de validar su aplicabilidad y eficiencia en el tratamiento de este de RIL.

1.1 Justificación

La Cooperativa Capel se ha desarrollado a partir del concepto de innovación. Durante la década del 2000, la investigación y el desarrollo de nuevos productos fueron herramientas fundamentales para la subsistencia de la empresa. En este período se amplió la gama piscos de sour, se desarrolló la primera línea de coctelera de Pisco y Crema de Leche y se lanzaron los piscos con doble proceso de destilación.

En los últimos 5 años, CAPEL ha logrado generar un 15% de los ingresos mediante el desarrollo de nuevos productos, estableciéndose la innovación como pilar estratégico para el crecimiento de la empresa. Los desafíos actuales están relacionados con globalización de los mercados ya que actualmente los productos extranjeros de alta calidad (ron, whiskey, etc.) se pueden vender a precios competitivos en los mercados locales, obligando a las empresas nacionales productoras de pisco a realizar esfuerzos importantes no solo para superar la calidad de los productos extranjeros sino también generar aspectos diferenciadores que les permitan competir con éxito. En el mismo sentido, la aparición de mercados emergentes para el pisco tales como el mercado asiático representan una importante oportunidad para nuevos negocios pero que también depende de una mejora de la calidad del pisco nacional.

Por otra parte, por su condición de Cooperativa y la relevancia de la actividad productiva de Capel a nivel regional, el déficit hídrico que afecta a la región impacta también a Capel no solo en los aspectos económicos sino también en su rol social y su compromiso con los productores de uva de la región. En dicho contexto, la investigación y desarrollo es una herramienta valiosa para la optimización del uso de los recursos hídricos y la sustentabilidad de la producción de pisco.

1.2 Problema oportunidad

La sequía que aqueja a la cuarta región no solo ha afectado a los agricultores, quienes han vivenciado la pérdida de muchos de sus cultivos por la falta de agua, sino que también

repercute en la operación de la industria al no contar esta con el aprovisionamiento de agua suficiente para sus procesos.

Bajo esta condición CAPEL ha definido a la reducción de la huella hídrica en sus procesos como un objetivo fundamental para el desarrollo sustentable de su negocio basado en uva pisquera. Debido a que el contenido de agua de las uvas es del orden de un 80% en peso, la producción del Pisco y de jugos concentrados de uva (ambos negocios de Capel) generan grandes cantidades de residuos industriales líquidos (RILES) provenientes de la uva, del lavado de cubas o de otros procesos. Si bien estos residuos líquidos tienen el potencial de ser reutilizados en los procesos industriales de CAPEL o ser devueltos a los cauces de los ríos, su composición química particular y variable así como las dificultades logísticas asociadas a su generación, almacenamiento y tratamiento han dificultado su disposición final y reutilización.

Es así que CAPEL ha orientado una de sus líneas de investigación a la caracterización de sus residuos líquidos, identificación de usos potenciales dentro de sus procesos y al desarrollo de nuevos métodos de tratamiento de sus aguas que permitan la reutilización de las mismas o su disposición al medio ambiente en forma eficiente y a costo razonables.

Los principales residuos líquidos generados por CAPEL, provienen de la elaboración de pisco. Estos son principalmente de dos tipos:

- 1) Aguas de lavado de cubas que se generan durante todo el año.
- 2) Vinaza que se obtienen durante el proceso de destilación del vino.

Anualmente, las aguas de lavado de cubas tienen un volumen aproximado de doscientos millones de litros, mientras que el volumen de vinaza generada bordea el orden de los cuarenta y dos millones de litros. En la actualidad, las aguas de lavado son tratadas en plantas fitoterrestres (FFT) o neutralizadas. La acción del carrizo cultivado de los FFT permite reducir la carga orgánica del agua a niveles aptos para el riego del bosque de eucaliptos. Para ello Capel se basa en la Norma chilena 1333 que establece una cantidad máxima de DBO que puede recibir un bosque para riego es de 112 Kg/Há. Para cumplir esto el nivel promedio de DBO en el agua de lavado se reduce al orden de 500 mg/L.

Debido a la escasez de recursos hídricos que ha afectado a la cuarta región, CAPEL se ha propuesto en una primera etapa convertir las aguas de lavado en aguas reutilizables en los proceso industriales para luego, en etapas futuras, lograr una calidad que permita devolver las aguas a los cauces de forma segura y sin riesgo. En el marco de este proyecto, CAPEL ha establecido que los niveles de DBO para re-circulación en el sistema de lavado de cubas, deben ser del orden de 350 mg/L, mientras que si se vierte en el río, la cantidad de carga DBO, debe ser entre 300 mg/L a 35 mg/L, según lo establecido en el DS 90/2001 dependiendo del caudal del río. La disposición del agua en el río implica un rol social, sin fines de lucro, ya que puede ser utilizada por los agricultores, especialmente hoy cuando la sequía afecta de sobremanera los cultivos.

Las aguas de lavado de CAPEL tienen distintos orígenes y por lo tanto su composición es variable en su contenido de carga orgánica y solidos solubles, este aspecto otorga una complejidad mayor para los usos descritos anteriormente. Los materiales en suspensión presentes como tierras de diatomeas, levaduras, ácidos grasos y proteínas, son arrastrados

por el agua de dos maneras: en suspensión estable (disoluciones coloides); o en suspensión que solo dura mientras el movimiento del agua las arrastra. Las coloidales solo precipitan después haber sufrido coagulación floculación. Estos materiales suspendidos, sino son retirados provocan en las siguientes etapas del tratamiento saturación de los sistemas tratamiento construidos en base a filtros biológicos FFT, generación de olores molestos por formación de natas en las superficie de los estanques de acumulación, aparición de vectores, disminución de la vida útil de las bombas de impulsión, mayor periodicidad de limpieza de los estanques y cámaras, etc. Los sistemas de decantación instalados no logran sedimentar en forma eficiente los sólidos que son arrastrados por el agua y los sólidos coloidales prácticamente no son eliminados, a todo lo anterior se debe sumar, la falta de espacio físico para instalar un sistema de coagulación floculación convencional.

Un segundo aspecto que aumenta la dificultad de tratamiento es que las aguas de lavado varían en forma estacional tanto en su composición como en sus caudales, por lo tanto un sistema de tratamiento debe ser adaptable a esa realidad y condición.

Para abatir la carga orgánica de las aguas de la industria pisquera, existen diversos adelantos tecnológicos tales como; filtración, centrifugado, flotación, lodos activados, reactores anaeróbicos, etc. El principal obstáculo para utilizar estas tecnologías es el elevado costo de inversión que se requiere, su alto costo energético y en algunos casos no existe la certeza de que la DBO_5 pueda ser inferior a 35 mg/L.

Estudios realizados por CAPEL en un proyecto I+D anterior denominado “Aguas Industriales” ejecutado en el período 2014-2016, consideraron la investigación teórica de principios o sistemas de tratamiento que permitiesen depurar las aguas de lavado.

Como conclusión de estas investigaciones se pudo establecer que la tecnología de electrocoagulación, presenta eficiencias de remoción de contaminantes y materia orgánica más elevadas y con mínimos tiempos de residencia de los RILES y puede ser escalable y compatible con los sistemas de tratamiento convencionales que ya poseen las plantas de CAPEL, ello principalmente debido a que los volúmenes de agua generados en los distintos procesos son muy altos y con carga orgánica elevada, lo que facilita el crecimiento microbiano en los mismos.

1.3 Usos de la electrocoagulación

La electrocoagulación es una técnica utilizada en la remoción de contaminantes de muy diversas aguas residuales, tales como las de la industria de galvanoplastia, electroplateado metálico, fábricas de envasados, industria del papel (desperdicios de molinos de papel), peleterías, molinos de acero, efluentes con contenido de cromo, plomo o mercurio y efluentes con contenido de aceites como los generados por talleres de maquinaria, refinerías, talleres de reparación de autos, transporte, almacenamiento y distribución de aceites, efluentes de la industria alimentaria, lavanderías e industria textil, y finalmente ha sido utilizada en la remoción de los contaminantes de las aguas para consumo humano y residuales domésticas (Arango *et al.*, 2005). Aparte de las aplicaciones anteriormente mencionadas, la electroquímica es una tecnología relativamente nueva y prometedora que

incluye variantes tales como la electrocoagulación (EC), electro oxidación y electro flotación. Aunque el uso de la electricidad para aplicaciones de tratamiento de agua se remonta al siglo XIX, cuando se utilizó la EC para el tratamiento de agua en los Estados Unidos, se encontró poco práctico debido a gran capital inicial y costo eléctrico requerido (Chen *et al.*, 2004). Durante las últimas dos décadas, las tecnologías de tratamiento de aguas residuales electroquímicas comenzaron a recuperar la importancia como una opción compatible con el medio ambiente, que genera lodos mínimos, no requiere aditivos químicos y consumo mínimo sin comprometer la calidad del agua tratada (Moussa *et al.*, 2016).

En la electrólisis ocurren una serie de procesos físicos y químicos que permiten la remoción de los contaminantes. Estos procesos se pueden describir de la siguiente manera:

- En los electrodos ocurren una serie de reacciones que proporcionan iones tanto positivos como negativos. El ánodo provee iones metálicos. A este electrodo se le conoce como electrodo de sacrificio, ya que la placa metálica que lo conforma se disuelve, mientras la placa que forma el cátodo permanece sin disolverse.
- Los iones producidos cumplen la función de desestabilizar las cargas que poseen las partículas contaminantes presentes en el agua. Cuando estas cargas se han neutralizado los sistemas que mantienen las partículas en suspensión desaparecen, permitiendo la formación de agregados de los contaminantes e iniciando así el proceso de coagulación.
- Los iones que proveen los electrodos desencadenan un proceso de eliminación de contaminantes que se puede dar por dos vías: la primera por reacciones químicas y precipitación y la segunda procesos físicos de agregación de coloides, que dependiendo de

su densidad pueden flotar o precipitar. Las reacciones más importantes que pueden sufrir las partículas de contaminantes son: hidrólisis, electrólisis, reacciones de ionización y formación de radicales libres. Estas reacciones cambian las propiedades del sistema agua-contaminantes, que conlleva a la eliminación de la carga contaminante del agua.

De acuerdo con la ley de Faraday, que rige el proceso de electrocoagulación, la cantidad de sustancias formadas en un electrodo es proporcional a la cantidad de cargas que pasan a través del sistema, y el número total de moles de sustancia formada en un electrodo está relacionado por estequiometría con la cantidad de electricidad puesta en el sistema. (Restrepo, 2006).

Se considera que en el proceso de electrocoagulación intervienen tres etapas: inicialmente se forma el coagulante por oxidación electrolítica del metal del ánodo, luego se da la desestabilización de los contaminantes y emulsiones y, finalmente, se produce la formación de flóculos por agregación de partículas del contaminante o adsorción de éstas en el coagulante. (Molla et al., 2004).

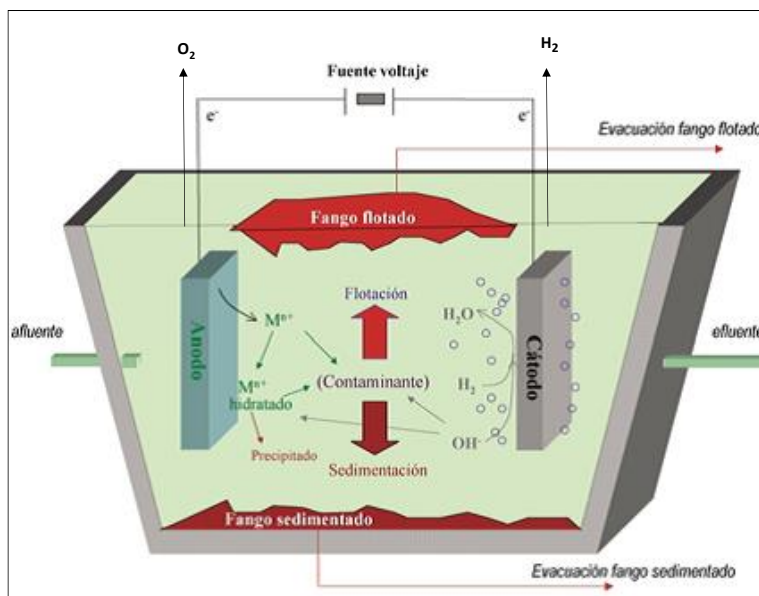


Figura 1 Esquema funcionamiento celda de electrocoagulación. Fuente: (Molla *et al.*, 2004)

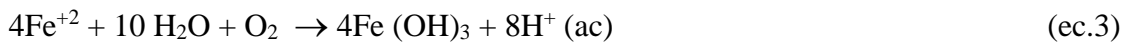
Los materiales más comúnmente utilizados como electrodos en la electrocoagulación son hierro y aluminio. Por esta razón se tratarán de manera especial las reacciones que se desarrollan manteniendo electrodos de estos metales en la celda. La bibliografía referenciada trata ampliamente estas reacciones, no sólo para hierro y aluminio, si no también aquellas reacciones que ocurren cuando los electrodos son de otros metales o materiales (Moussa *et al.*, 2016).

El proceso de electrocoagulación es afectado por diferentes factores. Entre los más importantes se encuentran la naturaleza y concentración de los contaminantes, el pH del agua residual y la conductividad. Estos factores determinan y controlan las reacciones ocurridas en el sistema y la formación del coagulante (Moussa *et al.*, 2016).

1.4 Mecanismo electrocoagulación

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

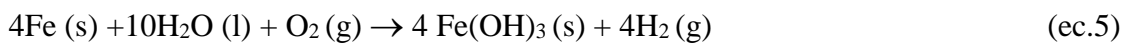
1.4.1 Mecanismo Formación del hidróxido férrico



En el cátodo ocurre la reacción:



Reacción global:



1.4.2 Mecanismo Formación del hidróxido ferroso

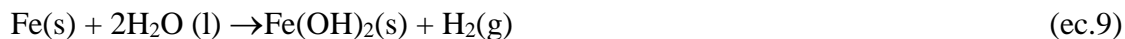
En el ánodo se dan las reacciones:



En el cátodo:



Reacción global:



Luego de la formación de los hidróxidos de hierro los coloides se aglomeran, especialmente aquellos con carga negativa, y posteriormente otras partículas de contaminantes interactúan con estos aglomerados, siendo removidos por formación de complejos o atracciones electrostáticas (Restrepo, 2006).

1.4.3 Mecanismo hidróxido de aluminio

Cuando el aluminio actúa como ánodo las reacciones son las siguientes:

En el ánodo:



En el cátodo:



Los iones Al^{+3} en combinación con los OH^- reaccionan para formar algunas especies monoméricas como Al(OH)_2^+ , $\text{Al}_2(\text{OH})_2^+$, Al(OH)_2^+ , y otras poliméricas, tales como $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$ y $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$ que por procesos

de precipitación forman el $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$, como se muestra en la reacción de ánodo. El $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$ es una sustancia amorfa de carácter gelatinoso, que expone una gran área superficial con propiedades absorbentes y que es propicia para los procesos de adsorción y atracción de las partículas contaminantes. (Mollah *et al.*, 2001).

1.5 Reactores para procesos de electrocoagulación

Los reactores para la electrocoagulación pueden clasificarse en primera instancia como reactores tipo Bach o reactores de sistema continuo. La selección de uno de estos tipos de reactor depende de las características del contaminante y de su concentración, así como de las cantidades de agua residual a tratar. (Moussa *et al.* 2016).

Una segunda clasificación de los reactores está dada en función de la flotación. Una vez que el contaminante ha sufrido el proceso de coagulación existen dos formas de separarlo del medio acuoso, a saber: flotación y sedimentación. Así pues, los reactores pueden diseñarse como reactores con sólo coagulación, o con coagulación y flotación. Son llamados reactores de sólo coagulación aquellos que no aprovechan la electrocoagulación para generar burbujas que separen los agregados (flóculos) del contaminante por flotación, mientras que los reactores en los que se aprovechan las burbujas generadas para realizar la flotación de los agregados del contaminante, reciben el nombre de reactores de coagulación y flotación.

1.5.1 Reactores Tipo Bach

El reactor tipo Bach opera con un volumen determinado de agua residual para tratar en un ciclo. Tiene como desventaja que sus condiciones cambian con el tiempo, pero tiene también la ventaja de ser simple y de bajo costo para el tratamiento localizado de aguas.

El reactor utilizado para realizar la electrocoagulación en una operación por Bach, en su forma más simple, está formado por una celda electroquímica con un ánodo y un cátodo dispuestos en forma vertical y conectada a una fuente de energía externa. El material anódico se corroe eléctricamente debido a la oxidación, mientras que el cátodo permanece pasivo. (Merzouk *et al.*, 2011).

El diseño formado por un par de electrodos no es el más adecuado a la hora del proceso ya que para obtener una adecuada disolución del metal se requiere de electrodos de gran área superficial, es por esta razón que se utilizan celdas con electrodos monopolares en paralelo o conectados en serie.

El sistema para la electrocoagulación requiere de una fuente de corriente directa, un regulador de densidad de corriente y de un multímetro para leer los valores de corriente. (Merzouk *et al.*, 2011).

- **Monopolar**

Los electrodos están conectados en paralelo y sometidos al mismo potencial, lo cual genera mayor gasto de energía.

- En Paralelo

En la disposición monopolar en paralelo la corriente eléctrica se reparte entre todos los electrodos en relación a la resistencia de las células individuales. En la figura 2, se aprecia la distribución de los electrodos.

- En Serie

La disposición electrodos monopolares en serie se observa que cada par de electrodos de sacrificio " está conectado internamente uno con el otro, y no tiene interconexiones con los electrodos externo. Esta disposición de electrodos monopolares con celdas en serie es eléctricamente similar a una única célula con muchos electrodos e interconexiones. En disposición en serie de electrodos, se requiere una diferencia de potencial más alto se requiere para una corriente dada porque las células conectadas en serie tienen una mayor resistencia (Mollah *et al.*, 2001).

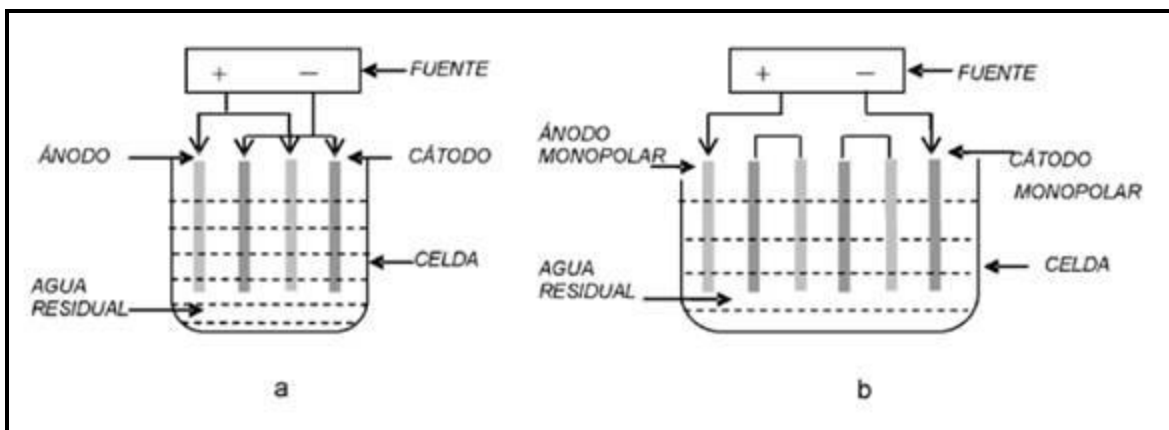


Figura 2. Electrodos monopolares y bipolares. Fuente: Mollah *et al.*, 2001.

1.5.2 Reactores por el tipo de flujo

Los reactores se pueden clasificar en unidades de flujo horizontal y vertical. Esta disposición puede tener importancia cuando se pretende aprovechar el movimiento provocado por el oxígeno y el hidrógeno generados en los procesos anódicos y catódicos de oxidación y reducción del agua, respectivamente. Además, en función del modo de circulación del agua a tratar entre los electrodos, se pueden encontrar celdas de canales múltiples o bien de un sólo canal, tal y como se observa en la siguiente figura 3. La ventaja de las celdas de canales múltiples se encuentra en la sencillez de su disposición. Sin embargo, debido al pequeño caudal de electrolito en cada uno de los canales, esta disposición puede favorecer el fenómeno de pasivación de los electrodos, que consiste en la acumulación de sólidos en los electrodos, disminuyendo su capacidad de interacción con el medio (Merzouk *et al.*, 2011).

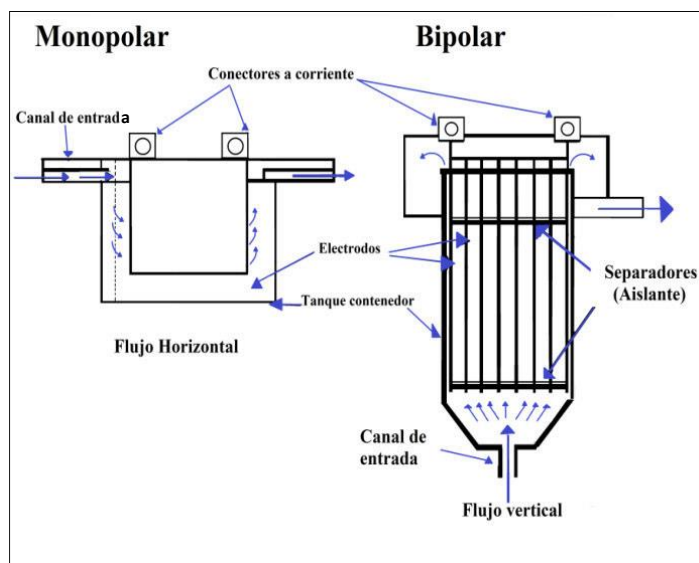


Figura 3. Reactores por el tipo de flujo. Fuente: Merzouk *et al.*, 2011.

1.5.3 Reactor filtro prensa

Uno de ellos es el tipo filtro prensa, constituido por un par de marcos. Uno de ellos soporta el ánodo y el otro el cátodo en forma de placas, de manera que su acople forma una cámara. El agua a ser tratada entra por la parte lateral a la cámara y es inducida a flujo turbulento, para incrementar la eficiencia del proceso. Este sistema hace que su operación y mantenimiento sean relativamente simples (Merzouk *et al.*, 2011).

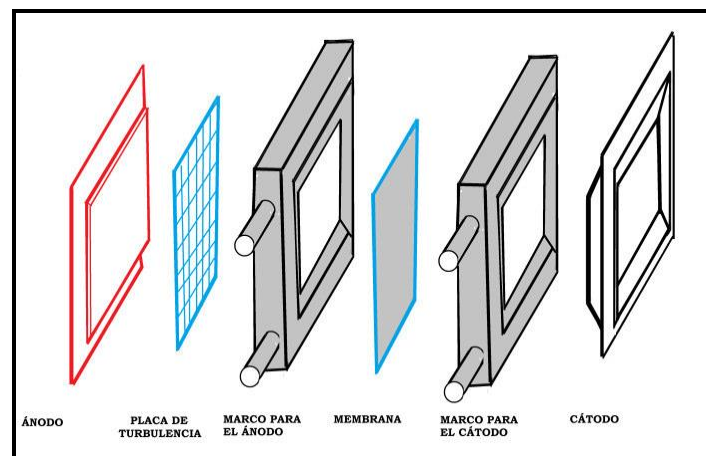


Figura 4. Reactor filtro prensa. Fuente: Merzouk *et al.*, 2011.

1.5.4 Reactor de electrodo cilíndrico rotativo

Para la remoción de metales se usa el reactor de electrodo cilíndrico rotativo en el cual el cátodo gira en el centro de la celda y el ánodo se encuentra fijo. Esta disposición permite aumentar la transferencia de masa en los electrodos y remover partículas de metal del cátodo. (Restrepo, 2006).

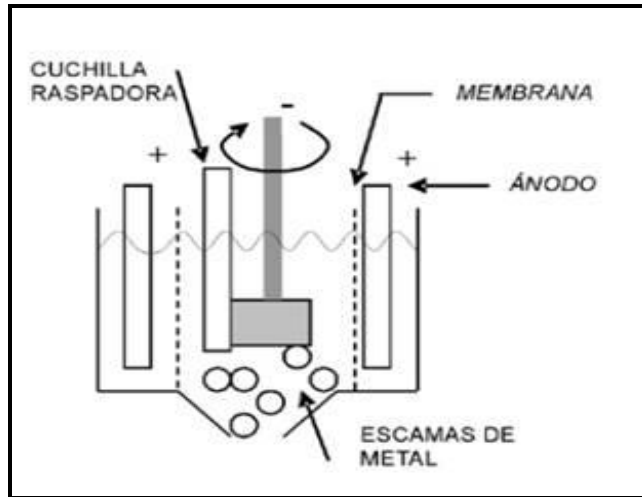


Figura 5. Reactor de electrodo cilíndrico rotativo. Fuente: Restrepo, 2006.

1.5.5 Reactor de lecho fluidizado

Finalmente, también es usado para la remoción de metales, un reactor de lecho fluidizado mostrado en la Figura 6. Este permite aumentar el área específica superficial mejorando la eficiencia del proceso. Los materiales usados en el ánodo deben ser dimensionalmente estables, por ejemplo, como el acero que se utiliza en los reactores para la recuperación de metales. Los electrodos más modernos son fabricados de titanio con una pequeña capa de óxidos de metales nobles. Sin embargo, el material más comúnmente utilizado es el aluminio. El cátodo puede ser de metal, grafito, fibras de carbón, acero o titanio (Cañizares *et al.*, 2006).

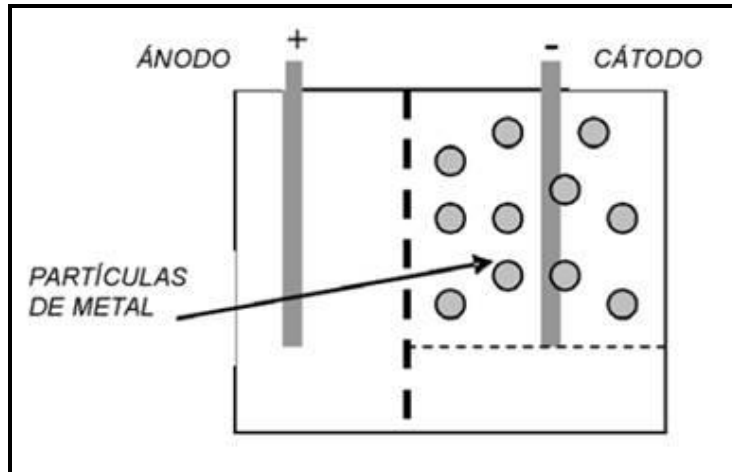


Figura 6. Reactor de lecho fluidizado. Fuente: Cañizares *et al.*, 2006.

1.6 Ventajas proceso electrocoagulación

Son muchas las ventajas de la electrocoagulación. Entre las más relevantes están:

- Los costos de operación son menores comparativamente con los de procesos convencionales usando polímeros.
- Requiere de equipos simples y de relativamente fácil operación.
- Elimina requerimientos de almacenamiento y uso de productos químicos.
- Genera lodos más compactos y en menor cantidad, lo que representa una ventaja respecto de disposición final de lodos.
- Produce flóculos más grandes que aquellos formados en la coagulación química y contienen menos agua ligada.
- Alta efectividad de remoción en un amplio rango de contaminantes.
- Purifica el agua y permite su reciclaje.
- El paso de la corriente eléctrica favorece el movimiento de las partículas de contaminante más pequeñas, incrementando la coagulación.

- Reduce la contaminación en los cuerpos de agua.
- El agua tratada por electrocoagulación contiene menor cantidad de sólidos disueltos que aquellas tratadas con productos químicos, situación que disminuye los costos de tratamiento de estos efluentes en el caso de ser reusados.
- Puede generar aguas potables, incoloras e inodoras.
- Los contaminantes son arrastrados por las burbujas a la superficie del agua tratada, donde pueden ser removidos con mayor facilidad. (Cañizares et al. 2006).

1.7 Desventajas proceso electrocoagulación

- Es necesario reponer los electrodos de sacrificio.
- Los lodos contienen altas concentraciones de hierro y aluminio, dependiendo del material del electrodo de sacrificio utilizado.
- Puede ser un tratamiento costoso en regiones en las cuales el costo de la energía eléctrica sea alto.
- No es efectivo en la remoción de DBO soluble, proveniente de solventes y anticongelantes.
- El óxido formado en el ánodo puede, en muchos casos, formar una capa que impide el paso de la corriente eléctrica, disminuyendo de esta forma la eficiencia del proceso. (Cañizares *et al.*, 2006).

1.8 Aplicaciones de la electrocoagulación.

Se ha aplicado la electrocoagulación para la remoción de diversas aguas residuales. En muchos casos se hace una combinación de esta técnica con flotación promovida también por electrólisis (electroflotación), cuya finalidad es aumentar la eficiencia de remoción del contaminante. Esto se realiza en un proceso en la misma celda, o en celdas consecutivas. Una de las aplicaciones más conocidas ha sido el tratamiento de aguas residuales de la industria de galvanoplastia y electroplateado metálico, proceso que busca remover la carga de metales solubles en las descargas de una industria por demás contaminante (Merzouk *et al.*, 2011).

Un ejemplo exitoso en cuanto al uso de la electrocoagulación lo constituye la industria metalúrgica, específicamente la de producción de cromo, las curtiembres y la industria de fertilizantes, que utilizan en sus procesos cromo, elemento de una alta toxicidad. Las descargas de cromo son muy reguladas a nivel mundial y para su remoción se utilizan métodos convencionales que incluyen adsorción, precipitación química y degradación biológica, entre otros. La electrocoagulación combinada con electroflotación ha sido probada como alternativa para la remoción del cromo. Este tratamiento ha permitido obtener aguas tratadas con concentraciones de cromo por debajo de 0,5 ppm (Merzouk *et al.*, 2011).

Otro ejemplo es la industria mecánica, las refinerías, los talleres de reparación automotriz, el transporte y la distribución y almacenamiento de aceites, que producen aguas

residuales con altos contenidos de elementos propiamente aceitosos y grasos, que se caracterizan por presentar una gran estabilidad química de sus emulsiones aceite-agua. Esto representa una problemática ambiental importante. La electrocoagulación ha mostrado alta efectividad en desestabilizar dichas emulsiones y la consecuente remoción de los aceites y grasas (Restrepo, 2006).

La electrocoagulación también ha sido utilizada en el tratamiento de las aguas residuales de la industria alimentaria, estas aguas se caracterizan por altos contenidos de DBO y DQO (demanda química de oxígeno), además de altos porcentajes de grasas. Una investigación realizada con las aguas residuales de los restaurantes de la ciudad de Hong Kong, las cuales fueron tratadas por electrocoagulación y electro flotación, mostró remociones de 99 y 88 % en grasas y DQO respectivamente (Bassala *et al.*, 2006).

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

La electrocoagulación también ha sido probada en la potabilización de aguas. Es importante resaltar que el paso de la corriente eléctrica a través del agua a tratar tiene efecto desinfectante en cuanto que destruye, en porcentajes por encima del 99%, los microorganismos presentes en el agua, en esta misma aplicación se ha venido estudiando la electrocoagulación con buenos resultados en el tratamiento de aguas para consumo humano contaminadas con arsénico (Bassala *et al.*, 2006).

Otras posibles aplicaciones de la electrocoagulación están dadas en la remoción de nitratos en aguas superficiales y subterráneas contaminadas por nitratos lixiviados, procedentes de los fertilizantes artificiales usados en los cultivos. Finalmente, la electrocoagulación también ha sido probada en el tratamiento de aguas cuyos contaminantes son materia orgánica, como DBO en aguas residuales domésticas y efluentes de la industria de los colorantes. (Restrepo, 2006).

Hoy en día es necesario generar nuevas alternativas, las cuales puedan optimizar los costos y la eficiencia para tratar los residuos líquidos. Una alternativa moderna de bajo costo de implementación y fácil operación son los procesos electroquímicos, particularmente al electrocoagulación, que en su conjunto pueden ser usados como sistema de pretratamiento para abatir sólidos suspendidos y turbiedad o como sistema de tratamiento para abatir algún contaminante específico, lo cual genera una maximización de costos y una eficiencia en el tratamiento de los residuos líquidos.

En esta tesis se estudió la eliminación de la demanda química de oxígeno, sólidos suspendidos totales y turbiedad utilizando electrodos de hierro. Se determinaron las condiciones óptimas de operación, mediante el estudio del pH inicial de la solución, la densidad de corriente aplicada y el tiempo de funcionamiento del proceso, en una celda electrolítica de laboratorio, lo que permite proyectar las variables operacionales para la construcción de un sistema de electrocoagulación a nivel industrial.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo General:

- Evaluar la eficiencia de proceso electroquímico a escala laboratorio en el tratamiento de RILES de aguas de lavado de la industria del pisco.

2.2 Objetivos Específicos:

1. Investigar los impactos ambientales asociados a la generación de RILES de aguas de lavado de la industria del pisco.
2. Evaluar el efecto de los parámetros operacionales de un proceso de electrocoagulación en el tratamiento de RILES de aguas de lavado de la industria del pisco.
3. Estimar de los costos de operación de la electrocoagulación.

3. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

3.1 Investigación de los impactos ambientales asociados a la generación de RILES de la industria del pisco.

Para poder obtener conocimientos sobre la situación actual de la generación de residuos líquidos de la industria del pisco, se consideró la cantidad de residuos orgánicos generados, los aspectos ambientales involucrados a estos residuos orgánicos y los aspectos legales medioambientales aplicados.

Se determinó las características físicas y químicas iniciales de un RIL generado por la empresa pisquera CAPEL, comparando los resultados obtenidos con información bibliográfica de la industria del vino o pisco. Se realizó un estudio bibliográfico en publicaciones presentes en revistas científicas y libros, por medios de plataformas digitales como Science Direct, además de estudios en procesos de publicación que mencionan las características fisicoquímicas de este.

Se evaluó las variables que inciden para obtener la mejor eficiencia en remoción de DQO, sólidos suspendidos totales y turbiedad, para finalmente extrapolar la información recopilada tanto in-situ, como bibliográfica, para obtener los costos asociados el proceso de electrocoagulación. Para obtener datos referenciales de la humedad de lodo electrocoagulado, se colocó un volumen de lodo en una capsula para observar sus características principales, para luego llevarlo a una estufa para su secado y determinar su porcentaje de

agua. En este método la muestra se calienta a 105 °C bajo condiciones controladas y la pérdida de peso de la muestra se utiliza para calcular el contenido de humedad de la misma

3.2 Diseño y construcción de la celda de electrocoagulación

Para determinar la eficiencia del sistema de tratamiento se realizó una evaluación de una celda electrolítica que permita proyectar los consumos eléctricos por metro cúbico de RIL a tratar.

La evaluación de la celda de electrocoagulación, está basado en un sistema batch, con una capacidad de 4 litros de agua a tratar. El material utilizado corresponde a acrílico transparente, con forma de paralelepípedo rectangular, en la cual se instaló un sistema de peines con ranuras, que permite ajustar los electrodos de hierro o aluminio los cuales son de forma cuadrada.

3.2.1 Electroodos

Los electrodos utilizados corresponden a hierro, los cuales según la bibliografía consultada entregan muy buenos resultados, además son baratos y fáciles de conseguir. Las dimensiones de los electrodos son 10 cm de largo y 10 cm de ancho con un espesor de 2 mm. El espaciamiento entre electrodos se determinó mediante pruebas considerando una distancia de separación de 20 mm y 10 mm, siendo esta última con la cual se obtuvieron los mejores resultados.

3.2.2 Fuente de poder.

Se consideró utilizar una fuente marca QJS modelo PS3010, con una capacidad de 30 V y 10 A, los cuales se podían regular mediante el sistema digital del equipo. Se utilizó un sistema de corriente continua, conectando los electrodos mediante cable eléctrico y pinzas.

Para realizar los ensayos se utilizó agua destilada para diluir, además de Hidróxido de sodio 0,1 N y Ácido sulfúrico 20 %, con el objetivo modificar el pH y evaluar su efecto y un termómetro digital marca HANNA con precisión de 0,1 °C.

3.3 Ensayo en celda de electrocoagulación

Una vez construida y conectada la celda se realizaron muestras con agua potable para comprobar el sello hidráulico de la celda, funcionamiento de la fuente de poder y tomador de muestra. Se comprobó la correcta transferencia de corriente hacia los electrodos por formación de burbujas de gas hidrógeno.

Paralelamente, se comprobó las distancias de los electrodos en el peine de soporte construidos para tal efecto.



Figura 7. Ensayos celda de electrocoagulación con agua

3.3.1 Toma de muestras.

Las muestras de agua de lavado fueron proporcionadas por la empresa pisquera CAPEL, ubicada en Ovalle.

Las muestras una vez sometidas al proceso de electrocoagulación, fueron recogidas por el tubo de recolector y almacenadas en botellas de plástico de 250 ml. La temperatura y pH fueron medidas in situ.

3.3.2 Medición de DQO.

Finalizado el proceso de tratamiento, cada muestra se envió a laboratorio, el cual contó con un medidor de DQO y fotómetro Multiparámetro marca HANNA modelo HI 83214, y un calentador de probetas DQO con capacidad para 25 viales marca HANNA modelo HI 839800 COD Reactor.

3.3.3 Medición de Turbiedad.

Se determinó la turbidez a distintos tiempos de electrólisis, analizando las muestras en un medidor de turbiedad marca HACH 2100N.

3.3.4 Medición de sólidos suspendidos

Se determinó la concentración de sólidos suspendidos totales, a distintos tiempos de electrólisis por el método gravimétrico establecido en la NCh 2313/3 95.

3.4 Ensayos de preliminares

3.4.1 Ensayos con agua

Una vez construida la celda de electrocoagulación se realizaron pruebas con agua potable de la red pública para observar el comportamiento hidráulico de la celda, permitiendo revisar si se presentan fugas de agua al momento de cargar al reactor, así como verificar el buen funcionamiento del tomador de muestras. Otro aspecto muy importante es la buena transferencia de corriente de la fuente de poder a los electrodos, esto se ve reflejado en la formación de burbujas hidrógeno y oxígeno, así como la aparición los hidróxidos de hierro en el ánodo.

3.4.2 Caracterización físico-química del efluente.

El agua residual seleccionada para las pruebas de laboratorio definitivas fue agua de lavado proveniente de una industria de Pisquera, la cual fue monitoreada en la misma planta de tratamiento de la empresa.

El efluente presenta a simple vista un color oscuro con una alta DQO aproximadamente de 35.000 mg/L, evidenciando su alto grado de contaminación. También se puede apreciar una alta turbiedad y sólidos suspendidos totales, ver Tabla 2.

Con respecto al pH y conductividad que son 2 variables que influyen en el proceso de electrocoagulación, el pH es 4,4 que es un valor ácido y según bibliografía se recomienda que se debe acondicionar a un valor cercano a 7. La conductividad tiene un valor de 3.250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ siendo un valor aceptable por lo cual no fue necesario agregarle cloruro de sodio (NaCl) para modificar su valor en las pruebas.

Según los datos recogidos en el lugar de monitoreo el efluente es básicamente de tipo industrial, proveniente de las descargas de los procesos de lavado de cubas, equipos y pisos comunes de la empresa. Luego del monitoreo en planta se envió la muestra del efluente crudo a un laboratorio para la realización de los análisis físicoquímicos y biológicos para establecer las condiciones iniciales del efluente, estos resultados se indican a continuación en la siguiente tabla:

Tabla N° 1 Análisis Físico Químicos de agua de lavado a tratar

Parámetro	Unidad	Valor
DQO Total	mg/L	35.000
DQO soluble	mg/L	30.000
Turbiedad	NTU	900
SST	mg/L	3100
Conductividad	uS/cm	3250
pH	Unidad	4,4

3.4.3 Ensayos de laboratorio definitivos

Luego de realizar el análisis físico químico del agua residual industrial monitoreada, se inició la etapa de pruebas con un efluente real con la perspectiva de hallar la eficiencia del tratamiento electroquímico planteado en los objetivos de la presente investigación. Para esto se hicieron una serie de corridas de tratamiento, en los cuales al inicio se mantuvo las condiciones iniciales del efluente y solo se varió la intensidad de corriente entre valores de intensidades: 3, 5 y 8 Amperes.

En una segunda etapa se varió el pH de su estado inicial a un medio básico y un medio ácido, esto servirá para evaluar una de las variables más importantes del proceso de electrocoagulación.

Por ser un efluente industrial y con la finalidad de cumplir el objetivo planteado en esta investigación, se evaluó el porcentaje de remoción de la Demanda Química de Oxígeno DQO, es decir se midió la DQO inicial y luego del tratamiento la DQO final, esta se tomó a los 10, 20, 30, 45 y 60 minutos de tratamiento a tres intensidades de corriente 3, 5 y 6 Amperes.

3.5 Ensayos adicionales

3.5.1 Lodo del proceso electrocoagulación

La bibliografía y estudios anteriores indican que el lodo del proceso de electrocoagulación es más seco y compacto, más fácil de manejar y su disposición final es más económico debido a un menor volumen.

Se realizaron pruebas con el agua residual industrial utilizada en esta investigación, sometiéndola a las condiciones óptimas de tratamiento con un amperaje de 5 Amperes y un tiempo de 15 min de tratamiento. Luego de esto se caracterizó el lodo residual, para pasar a determinar sus características principales y realizar una comparación con el lodo físico químico.

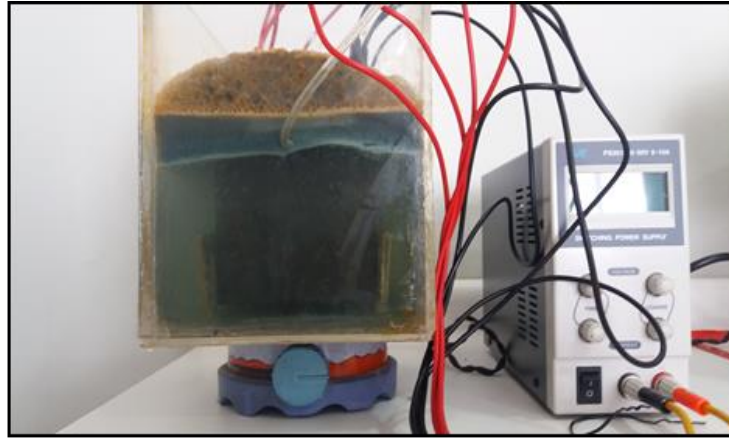


Figura 8. Formación lodos proceso electrocoagulación.

3.5.2 Lodo del proceso físico químico convencional

Una de las principales desventajas del tratamiento físico químico es la mayor cantidad de lodos que se produce al utilizar un coagulante como el cloruro férrico el sulfato de aluminio, tanto en términos volumétricos como en términos másicos. Estos contienen altos porcentajes de agua por cual hay que tratarlos para extraerles el agua y estabilizarlos por lo cual requieren un tratamiento adicional.

Los procesos físico-químicos son utilizados generalmente en el tratamiento de soluciones coloidales, las cuales se presentan con frecuencia en muchas industrias como son: metal-mecánica, pinturas textil, lavandería, alimenticia, automotriz, petrolera, química, petroquímica, minera, galvanoplastia, agropecuaria y otras más.

Por este motivo en este proyecto se realizó un tratamiento físico químico convencional con prueba de jarras para darnos una idea de las condiciones de este y hacer una comparación con el lodo producido en la electrocoagulación.

3.5.2.1 Prueba de jarras

La prueba de jarras representa un tratamiento físico químico convencional a escala laboratorio, para el caso de esta investigación se agregó como agente coagulante sulfato de aluminio y un floculante catiónico, los cuales se mezclaron a diversas gradientes de velocidad, formando flóculos y precipitando y de esta manera se logró clarificar el efluente.

Para la realización de la prueba de jarras, se trabajó con el mismo efluente industrial utilizado en el proceso de electrocoagulación, para obtener una comparación válida.

El método para determinar la clarificación en aguas residuales, consistió en realizar previamente una coagulación, mediante el acondicionamiento con un agente específico de coagulación.

Para clarificar el RIL se agitó la muestra en los vasos de precipitado, y se añadió el agente coagulante Sulfato de aluminio $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 18 \text{H}_2\text{O}$, en concentraciones crecientes, manteniendo una velocidad de agitación entre 150 a 200 rpm, que se mantuvo por un periodo de 10 minutos.

A continuación se añade el agente floculante catiónico en concentraciones crecientes y la disolución se agitó rápidamente durante un período de unos 2 minutos. Posteriormente el régimen de agitación se redujo a 35 – 60 rpm, con el fin de obtener una “maduración” o “crecimiento flocular”. Esta última fase duro y 10 minutos, pasados los cuales se desconecta el agitador.

Los flóculos se decantaron en los vasos, de donde se extrajo el agua clarificada de dichos vasos, con una pipeta. Una vez que se realizó este proceso, se procedió a determinar la turbidez remanente utilizando medidor de turbiedad marca HACH 2100N. En la tabla N° 2, se muestran la concentración de coagulante y floculante utilizadas y las turbiedades obtenidas después de la sedimentación

Tabla N° 2 Concentraciones de coagulante y floculante utilizados en la prueba de jarras

Turbiedad inicial	Numero de muestra	Cocentración Coagulante mg/L	Concentración Floculante mg/L	NTU Final	Tamaño floculos
900 NTU	1	100	50	300	Mediano
	2	200	50	210	Mediano
	3	250	50	180	Mediano
	4	250	50	410	Mediano
	5	250	70	350	Mediano
	6	250	100	160	Mediano
	7	250	120	140	Mediano
	8	250	150	120	Buen tamaño



Figura 9. Lodo obtenido mediante prueba de jarras.

3.6 Evaluación de costos del proceso de electrocoagulación.

A continuación se describe la metodología empleada para realizar la evaluación de los costos asociados al proceso de electrocoagulación:

3.6.1 Criterio consumo energía

El consumo de energía por la celda de electrocoagulación se halló utilizando la relación formulada por Ramesh que mostramos a continuación (Martínez *et al.*, 2009; Pajootan *et al.*, 2012; Salazar *et al.*, 2011):

$$E = \frac{V * I * t}{Q * 1000} \quad (\text{ec.14})$$

Dónde:

E: Energía consumida por volumen de efluente tratado en KW/m³

V: Voltaje aplicado, en V

I: Corriente aplicada, en A.

t: Tiempo de tratamiento, en h.

Q: Volumen del efluente tratado, en m³.

1000: Coeficiente para conversión de W a KW.

3.6.2 Criterio consumo de electrodos

Para el cálculo del consumo del electro por metro cubico se utilizó la siguiente formula que se muestra a continuación (C. Martínez-Huitile *et al.*, 2009)

$$CE = \frac{M * I * t}{Z * F * V} \quad (\text{ec.15})$$

Dónde:

CE: consumo de electrodo de hierro Kg Fe/m³

V: Volumen, en m³.

I: Corriente aplicada, en A.

t: Tiempo de tratamiento, en h.

F: constante de Faraday, en C/mol.

Z: Numero de electrones transferidos.

M: peso molecular del hierro, en g/mol

3.6.3 Criterio Energía consumida por unidad de DQO

Para el cálculo del consumo de energía para remover un kilogramo de DQO, se utilizó la siguiente formula (Salazar *et al.*, 2011):

$$EC = \frac{1000 * V * I * t}{(\Delta DQO) * v} \quad (\text{ec.16})$$

Dónde:

EC: energía consumida por kilogramo de DQO removida kW/kg DQO

V: Voltaje aplicado, en V

I: Corriente aplicada, en A.

t: Tiempo de tratamiento, en h.

v: Volumen del efluente tratado, en m³.

Δ DQO: Diferencia entre concentración DQO inicial y DQO final

1000: Coeficiente para conversión de g a kg

4. RESULTADOS

4.1 Impactos ambientales asociados a la generación de RILES de la industria del pisco.

Los principales impactos ambientales asociados a la generación de RILES de la industria del pisco, no sólo están referidos al uso del agua, de hecho, el cultivo de uvas de vino, la producción de vino y su posterior destilación para convertirlo en alcohol pisco, también están asociados con un gran número de problemas ambientales. (National Land & Water Resources Audit, 2002- 2008).

Las fuentes de preocupación potenciales incluyen la contaminación de las fuentes de agua superficial y subterránea (aumento de la salinidad y niveles de nitratos), problemas generados por la disposición de aguas residuales pobremente tratadas (Barber *et al.*, 2009, Lansbury *et al.*, 2005, Marshall *et al.*, 2005, Musee *et al.*, 2007). Este último aspecto es especialmente preocupante, debido a la composición potencialmente dañina de este tipo de residuo líquido (Musee *et al.*, 2007).

La evidencia internacional basada en la práctica, sugiere que el 70% del total de agua utilizada en el proceso, está destinada a convertirse en aguas residuales (Knowles *et al.*, 2001). La composición de las aguas residuales de la industria del pisco hace que sea especialmente difícil de manejar. Las aguas residuales producidas tiene pH bajo, altas concentraciones de sulfuros y sodio y con un alto contenido orgánico (Knowles *et al.*, 2001; Mosse *et al.*, 2011; Taylor, 2006). Además, la eliminación de las aguas residuales de

la industria pisquera en tierra o en cursos de agua sin un tratamiento adecuado conlleva riesgos medioambientales significativos (Gabzdylova *et al.*, 2009; Knowles *et al.*, 2001).

Las principales fuentes de contaminación de las aguas residuales dentro de las instalaciones de elaboración de vino o pisco, incluyen residuos químicos (principalmente de operaciones de limpieza) y pérdidas de producto (jugo de uva y vino) (Mosse *et al.*, 2011). Por ejemplo, se ha sugerido que muchas pisqueras, aparentemente no tienen conocimiento de cuánto producto se pierde para las aguas residuales dentro de la propia bodega (O'Brien *et al.*, 2008). Las estimaciones aproximadas reportadas de Australia en la industria de la producción de vinos, sugieren que el valor acumulado de dicha pérdida puede llegar a millones de dólares por instalación por año (Mosse *et al.*, 2011).

Las aguas de las industrias del pisco, consisten principalmente en aguas de lavado que contribuyen en volumen y carga orgánica, aunque hay componentes menores que usualmente contribuyen al volumen de flujo y a la variabilidad de carga. Entre estos componentes se encuentran los efluentes de la limpieza (bajo en volumen aunque la carga orgánica puede ser de alrededor de 5.000 mg DQO/ L), condensados, agua de enfriamiento, etc. (Robles-González, 2011; Duarte *et al.*, 1997). Dado que el agua de enfriamiento puede representar un alto flujo pero esencialmente una carga contaminante muy baja, se recomienda su segregación

Estos RILES generalmente contienen altas concentraciones de sólidos disueltos;

hasta el 50% de este parámetro pueden ser azúcares reductores (Sangave *et al.*, 2007), compuestos no volátiles procedentes del caldo de fermentación, compuestos fenólicos y polifenólicos (Sales *et al.* 1987; Capasso *et al.*, 1992; Robles-González *et al.*, 2010), concentraciones relativamente altas de sales minerales que reflejan en una alta conductividad eléctrica (250-300 dS/m). Los vinos son ácidos, con un pH que normalmente oscila entre 3,5 y 5,0 de color oscuro marrón, atribuido a la presencia de melanoides) (García *et al.*, 1997; Jiménez *et al.*, 2003; Coca *et al.*, 2005). La carga de contaminantes orgánicos es muy alta, con valores extremadamente elevados de demanda bioquímica de oxígeno (15.000-20.000 mg O₂/L) y demanda química de oxígeno (30.000-40.000 mg / L).

Los índices de biodegradabilidad en el rango de 0,2-0,5 DBO₅/DQO son muy comunes (Robles-González *et al.*, 2010, Nandy *et al.*, 2002, Sangave *et al.*, 2007, Madejón *et al.* 2001). Dado este perfil, las aguas de la industria del vino son efluentes muy agresivos y recalcitrantes, cuya descarga directa a los cuerpos de agua y al suelo puede causar un impacto ambiental severo.

La descarga de RILES de la industria del vino o pisquera en los suelos puede afectar negativamente su calidad. Por ejemplo, el alto contenido de sales solubles puede conducir a aumentar la salinidad y sodicidad del suelo (Tejada *et al.*, 2009; Shojaosadati *et al.*, 1999). Esto, a su vez, puede deteriorar seriamente la estructura del suelo, la porosidad y la fertilidad (Tejada y González, 2005). El pH bajo puede asociarse a la remobilización de metales pesados en suelos (García *et al.*, 1997).

Las altas cargas de sólidos suspendidos obstruyen los poros en los suelos, lo que conduce al desarrollo de condiciones anaeróbicas que no sólo son perceptibles estéticamente, sino que también pueden contribuir a disminuir el pH del suelo y la remobilización de los metales pesados mencionados anteriormente (Jiménez García *et al.*, 2005) y fitotoxicidad a cultivos debido a la acumulación de una variedad de sustancias generadas en la fermentación de estas aguas, tales como ácido acético, ácido láctico, glicerol y nitrógeno amoniacal (Yavuz, 2007). Además, los compuestos fenólicos y polifenólicos presentes en los vinos, pueden inhibir la germinación de las semillas y dañar varios cultivos, así como afectar negativamente la actividad microbiana del suelo (Díaz *et al.*, 2002, Kannabiran y Pragasam, 1993, Mattiazzo Y de Glorie, 1987). Si estos RILES, son eliminados en cuerpos de agua, debido a su alta carga orgánica, pueden disminuir el oxígeno disuelto por debajo de su nivel crítico para la supervivencia de la flora y fauna acuática (Jiménez *et al.*, 2005 Mane *et al.*, 2006). Por otro lado, la turbidez y el color asociados a los sólidos en suspensión y melanoidinas, respectivamente, pueden perjudicar la penetración de la luz y los procesos fotosintéticos asociados y afectar gravemente la vida acuática (Fitzgibbon *et al.*, 1995). Las concentraciones relativamente altas de nutrientes fósforo y nitrógeno pueden causar eutrofización en cuerpos de agua, reservorios y canales (Vlyssides *et al.*, 1997). Además, la presencia de compuestos orgánicos putrescibles como el indol, el 3-metil indol y otras sustancias que contienen azufre se asocian a serios problemas estéticos y posibles toxicidades (Pant y Adholeya, 2007a).

Actualmente, varios países han promulgado normas más estrictas para la descarga

de efluentes de las destilerías de alcohol. Por ejemplo, en 2005, las autoridades ambientales indias tomaron la decisión de convertir la industria de la destilería en una industria de descarga cero en pocos años (Pant y Adholeya, 2007b). Este enfoque se basa en una especie de esquema de "riñón", incluyendo el tratamiento en planta de efluentes, reutilización y reciclaje similar a las fábricas de celulosa de descarga cero que están operando en Europa (Asghar et al., 2008; Gavrilesco y Puit, 2007, Ritchlin y Johnston, 1998).

4.2 Evaluación del efecto de los parámetros operacionales de un proceso de electrocoagulación en el tratamiento de RILES de la industria del pisco.

La coagulación eléctrica pertenece a una rama de la electroquímica, siendo ésta la encargada de estudiar las reacciones químicas que producen los efectos eléctricos y los fenómenos químicos causados por la acción de las corrientes o voltajes en medios acuosos (solución). Estos medios acuosos deben cumplir con una característica fundamental, ser conductores eléctricos.

La coagulación se produce en la primera etapa, dando inicio al post-tratamiento, siendo, además, la etapa más importante. Este sistema tiene como protagonista principal una componente llamada "Celda de Electrocoagulación", la que está compuesta por electrodos atacables o solubles inmersos en un dieléctrico y una fuente de poder de corriente continua. (Restrepo, 2006).

La coagulación se produce en esta etapa, específicamente al interior de la celda electrolítica con la desestabilización y coagulación simultánea de los coloides producto de

la aplicación de una diferencia de potencial, a través de pares de electrodos atacables o solubles (cátodo/ánodo) de Aluminio o Fierro comercial sumergidos en un dieléctrico y conectados a una fuente de poder, siendo el ánodo (+) el que aporta la especie catiónica como Fe^{+3} o Al^{+3} (agentes coagulantes) dependiendo del caso, el que se unirá por enlaces iónicos a los coloides cargados opuestamente (Restrepo, 2006).

En pocas palabras, la coagulación se produce gracias a un fenómeno llamado electrólisis, el cual genera reacciones de óxido-reducción en sus ánodos y cátodos respectivamente, producto de la energía eléctrica externa aplicada al conjunto de placas dispuestas alternadamente (+ - +) al interior de la celda de electrocoagulación.

Dentro de esta celda de electrocoagulación los electrodos están expuestos al “Ataque Electrolytico”, lo que trae como consecuencia, el desgaste de estos electrodos, producto de la migración de especies catiónicas al cátodo por diferencias de potencial. (Restrepo, 2006).

4.2.1 Evaluación de los factores que afectan el proceso de electrocoagulación

Son muchos los factores que intervienen en el proceso de electrocoagulación y algunos de estos factores tienen mayor influencia sobre el proceso. A continuación, discutiremos aquellos que se relacionan más directamente con la eficiencia del mismo.

4.2.1.1 Efecto del pH

El pH influye sobre la eficiencia de la corriente en el proceso de solubilidad del metal para formar hidróxido. Se ha observado en diferentes investigaciones que el pH varía durante el proceso de electrocoagulación, y esta variación es dependiente del material de los electrodos y del pH inicial del agua a tratar. El pH durante el proceso puede incrementarse para aguas residuales ácidas, efecto atribuido a la generación de hidrógeno molecular que se origina en el cátodo. En contraposición, en aguas residuales alcalinas el pH puede decrecer y, dependiendo de la naturaleza del contaminante, el pH influye sobre la eficiencia del proceso.

Se ha determinado en algunos casos que la mayor eficiencia en la remoción de un contaminante se da dentro de un rango específico de pH, e incluso este rango puede ser amplio (Barrenechea, 2004).

En términos generales las mejores remociones se han obtenido para valores de pH cercanos a 7. Ejemplos de esta situación se pueden ver en la remoción de arsénico en aguas de consumo, donde el mayor porcentaje de remoción de arsénico se da en pH entre 6 y 8, y las mejores remociones de turbiedad y DQO en las aguas de la industria textil se dan en un pH de 7 (Barrenechea, 2004).

Las reacciones que se dan durante el proceso de electrocoagulación le dan al medio acuoso capacidad buffer. Especialmente en aguas residuales alcalinas, esta propiedad

previene grandes cambios de pH con lo cual son menores las dosificaciones de sustancias químicas para regular el pH (Barrenechea, 2004).

4.2.1.2 Densidad de corriente

Como las variables eléctricas en el proceso de electrocoagulación son los parámetros que más influyen en la remoción del contaminante de un agua residual y están ligados a factores económicos, se debe prestar mayor atención a su estudio. (Restrepo, 2006).

La eficiencia en la remoción y el consumo de energía se incrementan con el aumento en la densidad de corriente. Para algunas conductividades del medio acuoso el consumo de energía se incrementa proporcionalmente con los aumentos de conductividad, lo que conlleva a un consumo mayor de energía. Para altos consumos de energía se presentan pérdidas por la transformación de energía eléctrica en calórica debido al efecto Joule, produciéndose un aumento en la temperatura del medio acuoso (Chen *et al.*, 2002).

El suministro de corriente al sistema de electrocoagulación determina la cantidad de iones de aluminio Al^{+3} o hierros Fe^{+2} , liberados por los respectivos electrodos (Chen *et al.*, 2002).

Es necesario tener en consideración que una densidad de corriente demasiado grande produciría una disminución significativa en la eficiencia. La selección de la

densidad de corriente podría realizarse teniendo en cuenta otros parámetros de operación, como pH y temperatura. (Restrepo, 2006).

La energía eléctrica que se suministra a la celda electroquímica puede ser realizada mediante corriente alterna (CA) o bien como corriente directa (CD). Las características propias del paso de cada una de las corrientes a través del medio acuoso generan diferentes respuestas electroquímicas entre las placas y el agua residual tratada. Cuando se suministra corriente directa se produce en el cátodo una impermeabilización, lo que causa una menor eficiencia en la remoción. (Restrepo, 2006). Como desventaja se observa que al aumenta la corriente también aumentan los costos operacionales, debido a un mayor consumo de energía eléctrica.

4.2.1.3 Conductividad

Un incremento en la conductividad eléctrica genera a su vez un incremento en la densidad de corriente. Cuando se mantiene constante el voltaje alimentado a la celda de electrocoagulación y adicionalmente el incremento de la conductividad, manteniendo la densidad de corriente constante, se puede producir una disminución del voltaje aplicado. (Restrepo, 2006).

La adición de algunos electrólitos tales como NaCl o CaCl₂ genera un aumento en la conductividad del agua residual. Además, se ha encontrado que los iones de cloruro pueden reducir los efectos adversos de iones como HCO₃⁻ y SO₄⁼, pues la presencia de iones carbonatos o sulfatos pueden conducir a la precipitación de Ca⁺² y Mg⁺² produciendo una

capa insoluble depositada sobre los electrodos que aumentaría el potencial entre éstos, decreciendo así la eficiencia de la corriente. Se recomienda, sin embargo, que para un proceso de electrocoagulación normal se mantengan cantidades de Cl^- alrededor del 20% (Restrepo, 2006).

4.2.1.4 Temperatura

A pesar de que no se ha investigado a profundidad el efecto de la temperatura en la EC, se ha encontrado que la eficiencia de la corriente aplicada para el aluminio se incrementa hasta los 60°C , efecto que se atribuye a la destrucción de la película de óxidos de aluminio que se forma en la superficie de los electrodos Chen (2004), Tsouris (2001).

4.2.1.5 Tiempo de tratamiento

Algunos autores indican que el tiempo de residencia, determina que, a mayor valor, mayor es la cantidad de sólidos formados, debido a que se favorece tanto los procesos de electrodos como la floculación y precipitación de los sólidos. Se producen más gases, que, al ascender, llevan las partículas de óxido a la superficie en forma de espuma y a su vez promueve el crecimiento de los flóculos y su posterior precipitación. Un pequeño cambio del tiempo representa una gran influencia en la cantidad de sólidos obtenidos. Sin embargo, estos mismos autores señalan que sus variaciones resultan estadísticamente menos significativas que las variaciones de pH, ya que éste, está muy vinculado a la constante del producto de solubilidad (K_{ps}) la cual debe de disminuir al elevarse el mismo, lo que

significa que los sólidos son más insolubles y por tanto se obtiene una mayor precipitación de los mismos en la medida que el pH aumenta (Prieto, 2012)

4.3 Efecto de parámetros operacionales de un proceso de electrocoagulación en el tratamiento de RILES de la industria del pisco.

El indicador evaluado para determinar la eficiencia fue la DQO, esto para obtener un porcentaje de materia orgánica en el efluente después del tratamiento. Otro parámetro importante fue la turbiedad y sólidos suspendidos totales, los cuales fueron medidos al igual que la DQO, en distintos tiempos de contacto 10, 20, 30, 45 y 60 minutos del proceso para obtener el porcentaje de remoción.

4.3.1 Parámetros operacionales ensayo a pH = 4,4

En este ensayo de laboratorio se planteó trabajar con las condiciones iniciales del efluente, variando solo la intensidad de corriente en 3, 5 8 Amperes y midiendo la DQO a los 10 ,20, 30, 45 y 60 minutos del proceso para obtener un porcentaje de remoción.

Tabla N° 3. Condiciones Iniciales del Efluente pH = 4,4

Intensidad de corriente	3A , 5A ,8A
pH unidad	4,4
Conductividad (μS/cm)	3.250
DQO (mg/l)	35.000
Turbiedad (UNT)	900
Solidos suspendidos totales (mg/l)	3.100

4.3.2 Parámetros operacionales ensayo a pH = 7,2

En esta segunda etapa se aumentó el pH hasta un medio neutro pH= 7,2, realizando pruebas sucesivas variando la intensidad de corriente eléctrica en 3, 5 y 8 Amperes y midiendo la DQO a los 10, 20, 30, 45 y 60 minutos del proceso para obtener un porcentaje de remoción.

Tabla N° 4. Condiciones Iniciales del Efluente pH=7,2

Intensidad de corriente	3A , 5A ,8A
pH unidad	7,2
Conductividad (μS/cm)	3.250
DQO (mg/l)	35.000
Turbiedad (UNT)	900
Solidos suspendidos totales (mg/l)	3.100

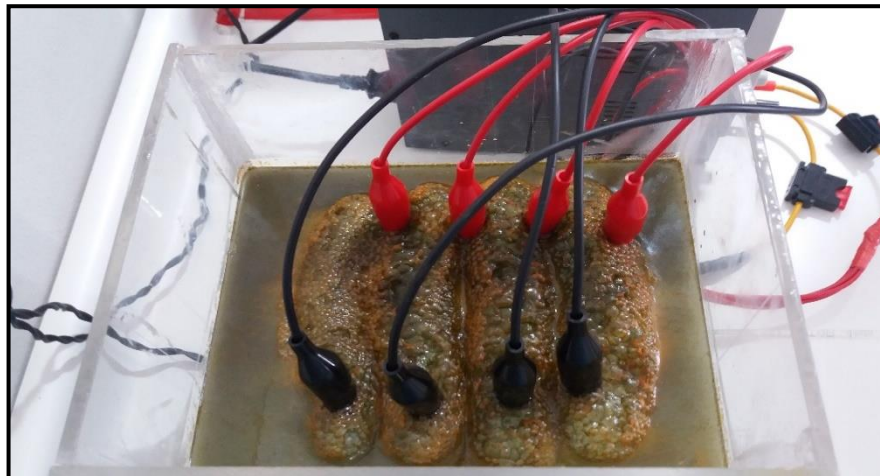


Figura 10. Ensayos con agua residual.

4.3.3 Resultados Ensayo a pH = 4,4

De acuerdo con los resultados obtenidos y como se aprecia en el tabla N° 4 y figura N° 11, se puede concluir que la mejor eficiencia en la remoción de DQO manteniendo las condiciones de pH= 4,4 y I= 5 A, se obtiene una eficiencia del 26% a un tiempo de contacto de 60 minutos. Se puede apreciar que la DQO disminuye de 35.000mg/L a 25.900 mg/l, lo cual es un buen indicativo en la disminución de los contaminantes en el efluente.

Tabla N° 4. Resultados DQO en función a la intensidad de corriente y el tiempo pH=4,4

Condiciones iniciales del efluente			
pH= 4,4	Conductividad 3.250 uS/cm	DQO 35.000 mg/L	
Tiempo (min)	DQO Final mg/L		
	Intensidad de Corriente (amperios)		
	3A	5A	8A
0	35.000	35.000	35.000
10	34.200	33.200	34.010
20	33.800	31.450	32.760
30	32.100	29.100	30.700
45	31.400	27.700	28.600
60	29.400	25.900	26.500

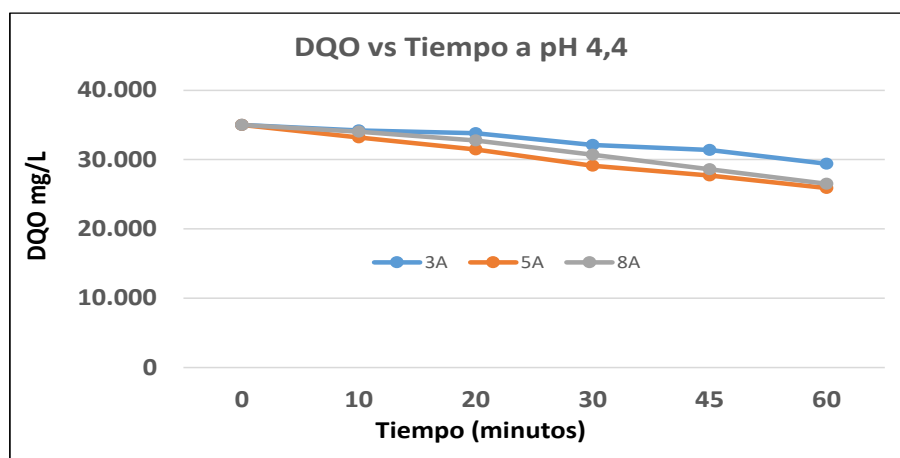


Figura 11. Variación de la DQO en función del tiempo, la intensidad de corriente y pH = 4,4.

De los datos obtenidos en la tabla N°5, hallamos la eficiencia en remoción de DQO para cada intensidad de corriente a distintos tiempos de contacto, lo cual se resume en la figura N° 12.

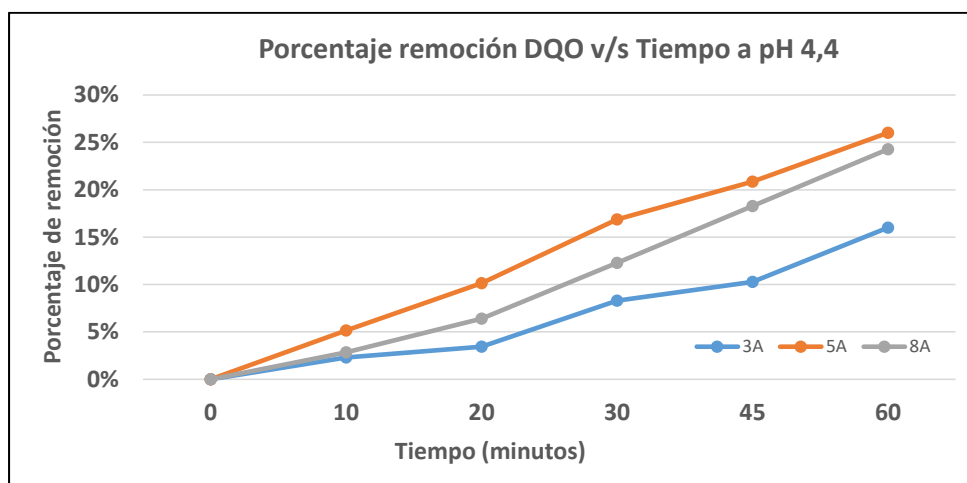


Figura 12. Porcentaje de remoción de DQO en función del tiempo, intensidad de Corriente y pH=4,4.

4.3.4 Resultados Ensayo a pH = 7,2

En estos ensayos para tener una mejor evaluación del efecto del pH en la eficiencia del tratamiento con electrocoagulación se decidió aumentarlo hasta llegar a un de pH=7,2 esto se consiguió agregando hidróxido de sodio diluido al 5%, la conductividad y concentración del efluente se mantuvieron constantes.

De acuerdo con los resultados obtenidos y como se puede apreciar en el tabla N° 6 y figura N° 13, que la mejor eficiencia en la remoción de DQO fue del 28% aproximadamente, a partir de una intensidad de corriente de $I= 5 \text{ A}$ en un tiempo de 60 minutos. A partir de los 30 minutos, se comienza a observar una remoción de DQO de 25%.

Tabla N° 5. Resultados DQO en función a la intensidad de corriente y el tiempo pH=7,2

Condiciones iniciales del efluente			
pH= 7,2	Conductividad 3.250 uS/cm		DQO 35.000 mg/L
Tiempo (min)	DQO Final mg/L		
	Intensidad de Corriente (amperios)		
	3A	5A	8A
0	35.000	35.000	35.000
10	33.500	31.700	31.300
20	32.400	28.250	29.300
30	30.250	26.100	27.200
45	29.500	26.300	26.950
60	29.100	25.200	26.100

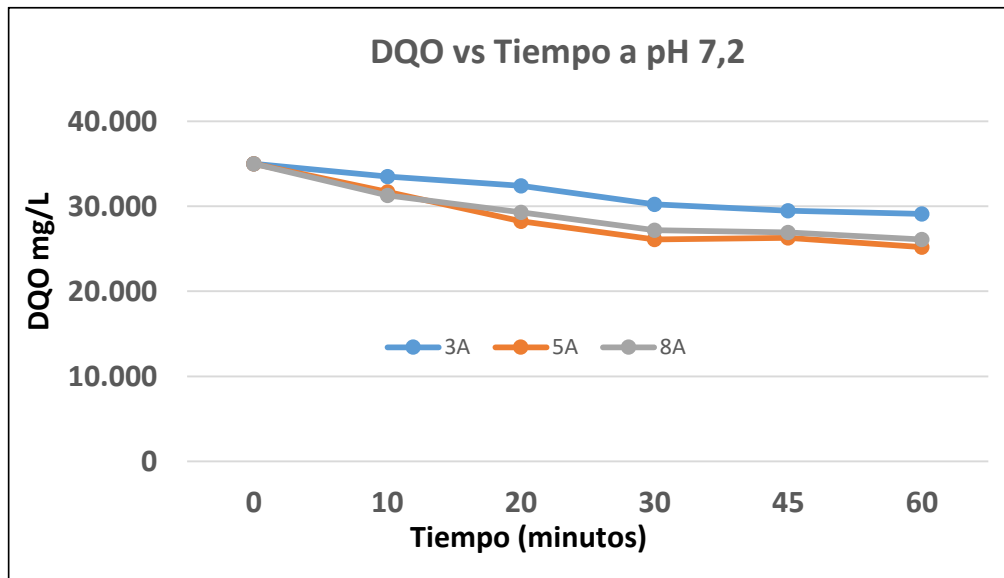


Figura 13. Variación de la DQO en función del tiempo, intensidad de corriente y pH =7,2.

De los datos obtenidos en la tabla 6, se calculó la eficiencia para cada intensidad de corriente la cual se resume en la figura 14.

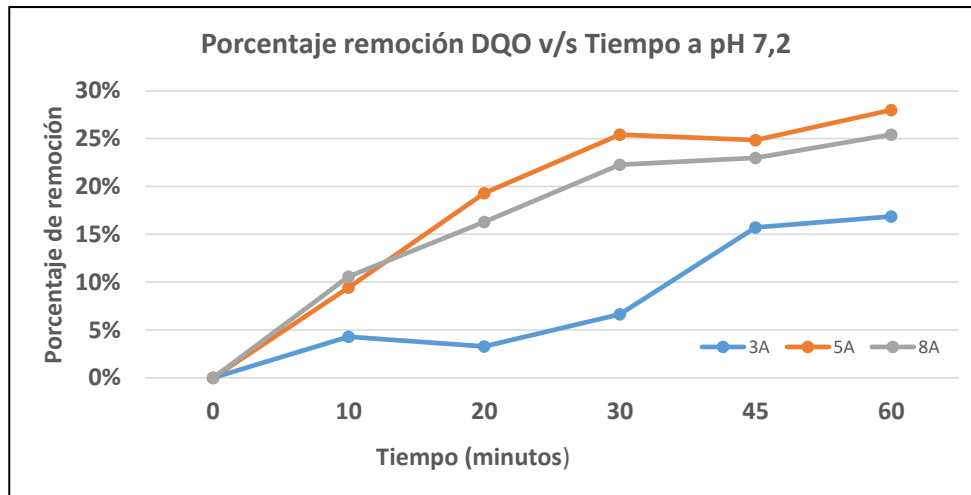


Figura 14. Porcentaje de remoción de DQO en función del tiempo, intensidad de corriente y pH=7,2.

4.3.5 Variación de pH

Los valores óptimos de pH según estudios anteriores para este tipo de tratamiento son valores cercanos a 7. Según Arango (2005), se sabe que este influye sobre la eficiencia de la corriente en el proceso de solubilidad del metal para formar un hidróxido

Tabla N° 6. Valores del pH respecto al tiempo

pH= 7,2 I=5A		pH= 4,4 I=5A	
Tiempo Min	pH	Tiempo Min	pH
0	7,2	0	4,4
10	7,4	10	5,0
20	7,8	20	5,4
30	8,4	30	5,8
45	8,8	45	6,0
60	9,1	60	6,5

En la tabla N° 7, se puede observar que partiendo con un pH inicial de 7,2 y una intensidad de corriente de 5 A, un incremento paulatino del pH, el cual depende

directamente del tiempo de contacto. Esto es, mayor tiempo de contacto, mayor es el valor de pH alcanzado en la solución. Para tiempos por sobre 60 minutos, se obtienen valores de pH mayores 9, por lo que se debe incurrir en gastos de químicos para ajustar el pH y cumplir con las normas de emisión de efluentes de este tipo. Para el caso del pH inicial de 4,4, se observa un incremento hasta alcanzar un valor de 6,5.

La figura 15 muestra la evolución del pH respecto al tiempo dentro del reactor de electrocoagulación, estas mediciones se hicieron con las mejores condiciones de operación. (Tabla N°7).

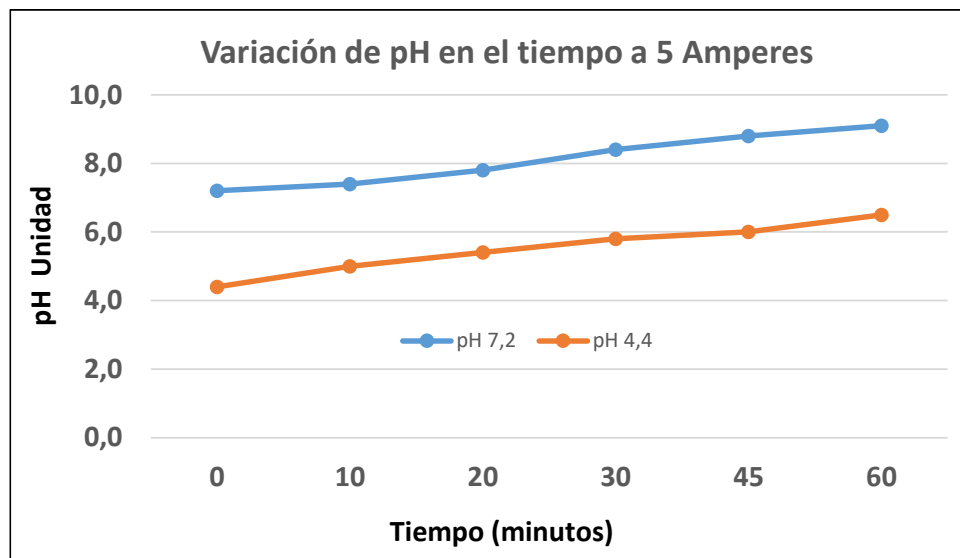


Figura 15. Variación del pH vs Tiempo a pH 4,4 y pH 7,2

4.3.6 Variación de la conductividad.

La conductividad es uno de los parámetros que influye en la eficiencia de la electrocoagulación, un incremento de esta genera un aumento en la densidad de corriente.

En este estudio en particular la conductividad inicial del efluente presentó un valor de 3.250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Tabla 2), el cual es aceptable y en las pruebas preliminares se observó una buena conducción de la corriente. Según la bibliografía en algunos casos es necesario agregar cloruro de sodio para mejorar la conductividad del efluente, en el caso de nuestro proyecto no fue necesario por lo indicado anteriormente.

Tabla N° 7. Valores de la conductividad respecto al tiempo.

pH= 7,2		I= 5A	
Tiempo (Min)	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		
0	3.250		
10	3.210		
20	3.100		
30	3.100		
45	3.080		
60	3.068		

A continuación se presenta en la figura 16 la evolución de la conductividad respecto al tiempo dentro del reactor de electrocoagulación. Las mediciones se hicieron con las mejores condiciones de operación (Tabla N° 8).

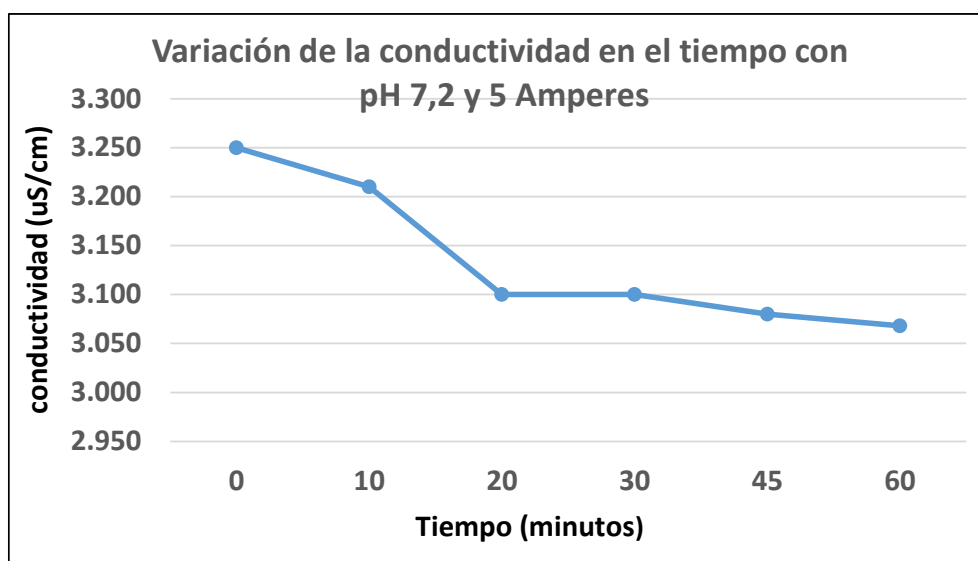


Figura 16. Variación de la conductividad vs tiempo.

4.3.7 Variación de la temperatura

Un incremento de temperatura aumenta la velocidad de la reacción, independientemente de que ésta sea exotérmica o endotérmica. La velocidad de la reacción se duplica por cada 10°C de aumento de temperatura. Esto hace de suponer que podría ser beneficioso para el proceso, sin embargo, un incremento de temperatura en el proceso de electrocoagulación lleva a la dispersión de los agregados formados durante el proceso.

Por todo esto se realizó pruebas para determinar la variación de la temperatura en la solución con respecto al tiempo de la solución sometido a electrocoagulación observándose que aumento de un 2°C por cada 60 minutos de tratamiento, con esto se evidencia el paso de la corriente en la solución tratada.

Estas mediciones se realizaron con las mejores condiciones de operación de la celda, como se indica en el siguiente cuadro.

La figura 17 muestra la evolución de la temperatura respecto al tiempo dentro del reactor de electrocoagulación, estas pruebas fueron realizadas con electrodos de fierro.

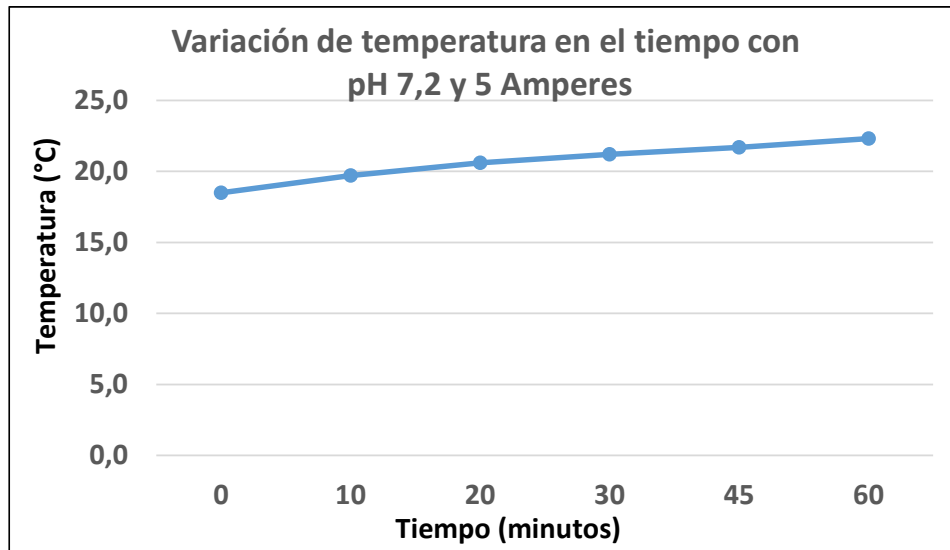


Figura 17. Variación de la temperatura vs tiempo.

4.3.8 Variación de turbiedad

En esta etapa se evaluó la remoción de turbiedad, considerado dos valores de pH de 4,4 y 7,2 a una intensidad de corriente de 5 Amperes. Los mejores resultados se obtuvieron a pH 7,2, llegando a reducir la turbiedad hasta 76 NTU en un tiempo de 60 minutos. La eficiencia promedio obtenida con el proceso de electrocoagulación fue del 91% en la remoción de turbiedad. A partir de los 30 minutos, se comienzan a observar valores de turbiedad cercanos al 87%. Adicionalmente se midió la concentración de hierro total contenida en el RIL tratado mediante espectroscopia de absorción atómica en laboratorio de análisis de planta Vicuña, obteniendo una concentración de 2,3 mg/L, valor que está por debajo de los 5,0 mg/L establecidos en la NCh 1333/78 “Norma Chilena sobre requisitos de la calidad del agua para diferentes usos”

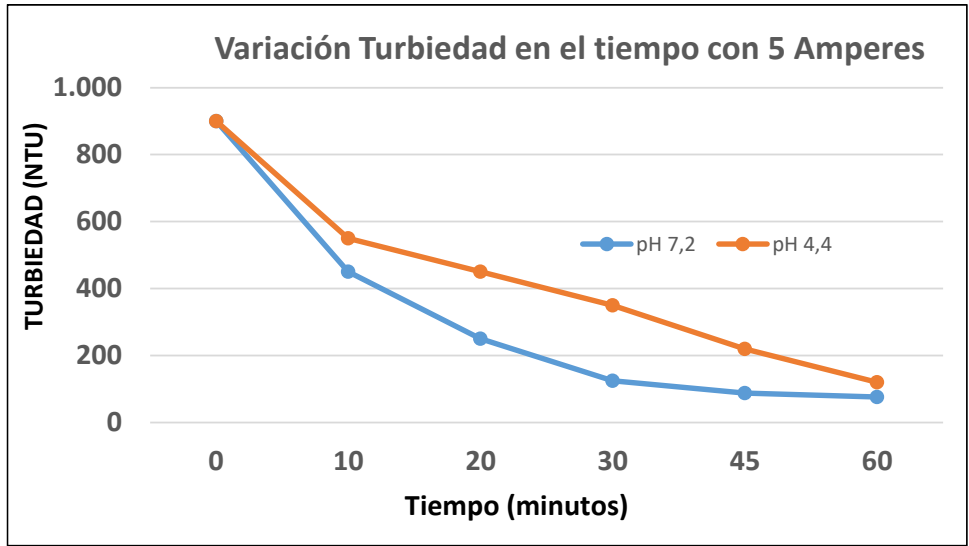


Figura 18. Variación de turbiedad en el tiempo

Tabla N° 8. Valores de turbiedad en el tiempo

pH=7,2 I=5		pH=4,4 I=5	
Tiempo (Min)	Turbiedad (NTU)	Tiempo (Min)	Turbiedad (NTU)
0	900	0	900
10	450	10	550
20	250	20	450
30	125	30	350
45	88	45	220
60	76	60	120

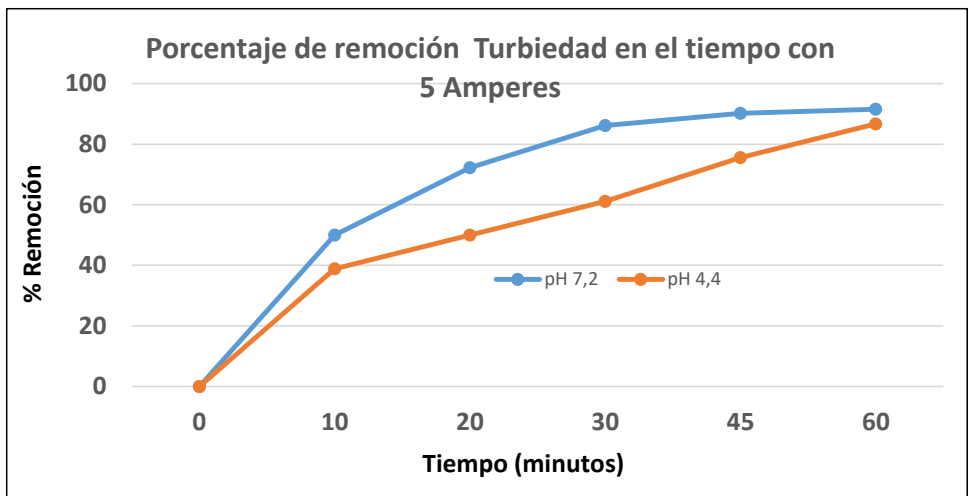


Figura 19. Porcentaje remoción turbiedad

4.3.9 Variación solidos suspendidos

En esta etapa se evaluó la remoción de solidos suspendidos totales, considerado dos valores de pH de 4,4 y 7,2 a una intensidad de corriente de 5 Amperes. Los mejores resultados se obtuvieron a pH 7,2, logrando obtener una concentración de 98 mg/L en un tiempo de 60 minutos. La eficiencia promedio obtenida con el proceso de electrocoagulación fue del 97% en la remoción de solidos suspendidos. A partir de los 30 minutos, la remoción de solidos suspendidos es de 95%.

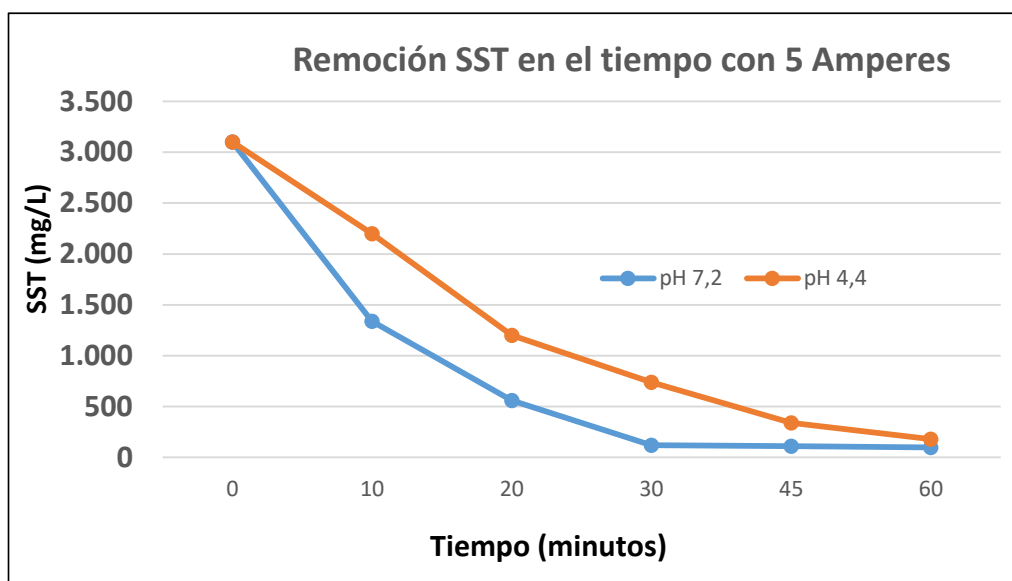


Figura 20. Remoción solidos suspendidos en el tiempo

Tabla N° 9. Variación de concentración de SST en el tiempo

pH= 7,2 I=5A		pH= 4,4 I=5A	
Tiempo (Min)	SST (mg/L)	Tiempo (Min)	SST (mg/L)
0	3.100	0	3.100
10	1.340	10	2.200
20	560	20	1.200
30	120	30	740
45	110	45	340
60	98	60	180

4.3.10 Lodo del proceso de electrocoagulación

4.3.10.1 Comparación de lodos obtenidos del proceso de electrocoagulación y físico químico

El lodo residual extraído de los procesos de tratamiento de las aguas residuales, ya sean biológicos o fisicoquímicos, generalmente suele ser un líquido o líquido semisólido con gran contenido en agua en sólidos. La producción de lodo residual en los tratamientos de aguas residuales es muy alta, por lo cual se convierte en un problema muy complejo ya que son costosos y difíciles de tratar. Este lodo proveniente del tratamiento de aguas es un muy difícil de manejar por su alto contenido de agua, por lo cual requiere un tratamiento adicional para secarlo y estabilizarlo, con diversos tipos de tratamiento, luego de esto al reducir el volumen se procede a su disposición final, que generalmente es un vertedero de residuos peligrosos.

Los lodos pueden ser de dos tipos:

- a) Lodo residual doméstico: este lodo tiene mayor contenido de materia orgánica y por provenir de un tratamiento biológico contiene mayor cantidad de agua.
- b) Lodo residual industrial: este lodo se obtiene al tratar los efluentes de todos los procesos industriales, generalmente proviene de un tratamiento físico químico, conteniendo una menor cantidad materia orgánica y un alto de porcentaje de agua en su composición. En el caso de esta investigación, trabajaremos con este tipo de lodo ya que es un efluente de una agroindustria.

Los lodos formados por electrocoagulación son similares a los obtenidos mediante procesos químicos. No obstante, los lodos obtenidos mediante electrocoagulación retienen menos agua y son más estables, por lo tanto, se pueden separar más rápidamente mediante filtración.

A continuación se muestra imágenes de los lodos obtenidos en los dos procesos comprobándose que el lodo físico químico contiene mucha más cantidad de agua, en cambio el lodo por electrocoagulación presenta mejores características para su posterior tratamiento y disposición final.



Figura 21. Sólidos obtenidos de la prueba de jarra.

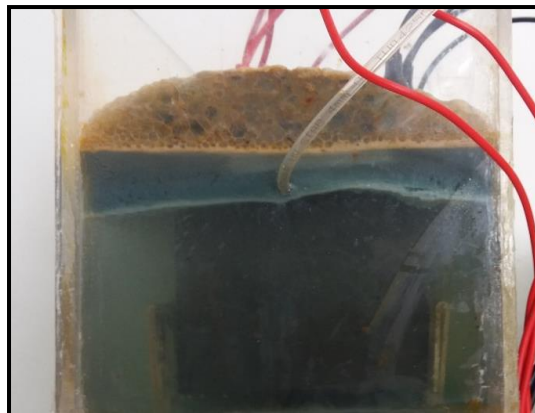


Figura 22. Lodos obtenidos del proceso de electrocoagulación.

Los resultados de la Tabla N° 11, describen el porcentaje de humedad de lodos del efluente industrial tratado con electrocoagulación, que corresponden a las pruebas realizadas con las condiciones óptimas de tratamiento.

Tabla N° 10. Porcentaje de humedad de lodos obtenidos del proceso de electrocoagulación.

Muestra N°	Electrocoagulación	Coagulación química
	% Humedad lodos	
1	94,4	97,1
2	93,4	98,1
3	95,2	97,3

En la figuras N° 21 y 22, se aprecia que el lodo del proceso de electrocoagulación es mucho más compacto y con menos cantidad de agua que el lodo físico químico obtenido en la prueba de jarra.

Las imágenes comparativas que se presentan y los valores de porcentaje de humedad, nos indican que obtenemos un lodo de muy buenas características de compactación y humedad, las cuales son referenciales para futuras investigaciones, en particular para los RILES provenientes de la agroindustria, debido a su potencial como abono orgánico.

4.4 Evaluación económica del tratamiento

El costo de tratamiento en el proceso de electrocoagulación está asociado a dos factores principales que son el consumo de corriente eléctrica y la reposición de los electrodos después de su deterioro.

Según la bibliografía (Moussa, *et al.*, 2017) los costos para implementar el tratamiento con la electrocoagulación es viable económicamente, el consumo de energía es menor que el tratamiento físico químico y los electrodos de sacrificio son baratos.

En esta investigación se instaló una fuente de poder que mide amperaje y la corriente continua y adicionalmente un medidor de corriente alterna el cual nos permite obtener el consumo de energía de la red pública a la cual está conectada la fuente de poder para realizar el proceso de electrocoagulación con la celda. Para lo cual se realizó mediciones de amperaje y se tomaron valores de costo por kWh suministrado por la empresa de energía COLBUN. Otro aspecto a considerar es la reposición de los electrodos de hierro, el cual se cambian generalmente después de 6 meses y son de un bajo costo en el mercado.

4.4.1 Calculo consumo de energía

El costo de tratamiento por electrocoagulación es menor que el convencional no solo por el consumo de energía, si no también que no necesita adición de coagulantes y polímeros sintéticos, estos en un tratamiento convencional incrementan los costos de tratamiento.

La Tabla N° 12 presenta los valores óptimos de operación obtenidos en el tratamiento del efluente de industria pisquera. Es bueno acotar que se eligió estos valores ya que la diferencia de porcentajes de remoción era mínima, optando por un amperaje de 5 amperios, dejando de lado utilizar 8 amperios ya que implicaría mayor consumo de

energía.

Tabla N° 11. Parámetros operaciones para cálculo de costo.

Parámetros	Valores
Voltaje (V)	6
Amperios(A)	5
Tiempo (min)	30
Volumen (L)	4.0

Luego reemplazando los valores obtenidos en la (ec.14) y realizando la conversión para el reemplazo en la fórmula del tiempo y volumen tenemos $t= 0.5$ horas y $V= 0.004$ m³, se obtiene el siguiente valor:

$$\text{Energía consumida} = 3,75 \text{ kWh/m}^3$$

Si asumimos la tarifa cobrada por una de las empresas eléctricas que es \$ 36 por kWh, nos arrojaría un costo de 135 \$/ m³.

4.4.2 Cálculo consumo de electrodos

Los electrodos utilizados como el aluminio y el fierro sufren un desgaste por disolución de los mismos en el proceso de electrocoagulación, el electrodo de sacrificio que en este caso fue el de hierro sufre una mayor pérdida de peso.

Para el cálculo del consumo del electrodo por metro cubico se utiliza la (ec.15)

La Tabla N° 12 presenta los valores óptimos de operación obtenidos en el tratamiento del efluente de industria pisquera

Luego realizando la conversión para el reemplazo en la fórmula del tiempo y volumen tenemos $t = 0.5$ horas y $V = 0.004 \text{ m}^3$, se obtiene el siguiente valor:

$$\text{Consumo electrodo} = 0,14 \text{ Kg/m}^3$$

$$\text{Valor referencial del kilo de hierro} = \$ 325$$

$$\text{Costo consumo de electrodo de hierro} = 0,46 \text{ \$/m}^3$$

4.4.3 Costo proceso electrocoagulación

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

$$\text{Costo operación} = \text{costo de energía} + \text{costo consumo de electrodo}$$

$$\text{Costo operación} = 135 \text{ \$/m}^3 + 0,46 \text{ \$/m}^3$$

$$\text{Costo operación} = 136,5 \text{ \$/m}^3$$

En la tabla N° 13. Se muestran los resultados obtenidos del proceso de coagulación química resultantes de la prueba de jarras realizada en este estudio.

Tabla N° 12 costos coagulación química.

Producto	Químico	Costo kilogramo \$ o bien \$/kg	Concentración aplicada	Costo \$/m ³	Costo total \$/m ³
Coagulante	Sulfato de aluminio	1.950	250 ppm	487,5	525
Floculante	Catiónico	2.500	150 ppm	37,5	

De acuerdo a los resultados obtenidos la electrocoagulación es 3,8 veces más barata que la coagulación química.

4.4.4 Costo de energía para remover un kilo de DQO

Para el cálculo del consumo de energía para remover un kilogramo de DQO se utilizó la (ec. 16). Los resultados obtenidos se muestran en la tabla N° 14.

Tabla N° 13 Consumo de energía para remover un kilogramo de DQO

pH 7,2		5 A			
Tiempo	DQO inicial mg/L	DQO Final mg/L	% remoción	Energía consumida DQO KWH/Kg	Costo \$/Kg DQO
10	35000	31700	9%	3,9	139,1
20	35000	28250	19%	3,7	132,0
30	35000	26100	25%	4,2	151,7
45	35000	26300	25%	6,5	232,8
60	35000	25200	28%	7,7	275,5
pH 4,4		5 A			
Tiempo	DQO inicial mg/L	DQO Final mg/L	% remoción	Energía consumida DQO KWH/Kg	Costo \$/Kg DQO
10	35000	33200	5%	7,1	255,0
20	35000	31450	10%	7,0	251,0
30	35000	29100	17%	6,4	228,8
45	35000	27700	21%	7,7	277,4
60	35000	25900	26%	8,2	296,7

Tabla N° 14. Costos de tratamiento v/s porcentaje de remoción de DQO

pH 7,2		5A		8A		
Tiempo	KWh/m³	\$/ m³	% remoción	KWh/m³	\$/ m³	remoción
10	1,28	46	9%	2,04	73	11%
20	2,48	89	19%	3,96	143	16%
30	3,75	135	25%	6,00	216	22%
45	5,63	203	25%	9,00	324	23%
60	7,50	270	28%	12,00	432	25%
pH 4,4		5A		8A		
Tiempo	KWh/m³	\$/ m³	% remoción	KWh/m³	\$/ m³	remoción
10	1,28	46	5%	2,04	73	3%
20	2,48	89	10%	3,96	143	6%
30	3,75	135	17%	6,00	216	12%
45	5,63	203	21%	9,00	324	18%
60	7,50	270	26%	12,00	432	24%

5. DISCUSIÓN

El tratamiento de los RILES de la industria del pisco en Chile, no sólo se debe basar en brechas que presentan las empresas, sino también en las oportunidades para resolver sus necesidades y mejorar su competitividad. Las brechas o aspectos críticos de estas empresas contemplan comúnmente la necesidad de mitigar olores, de mejorar el manejo de residuos sólidos bajo un enfoque preventivo, de optimizar el consumo energético, de fortalecer la calidad del empleo, de mejorar la satisfacción al cliente, de rescatar la identidad cultural y de fortalecer las capacidades del capital humano en materia de sustentabilidad.

La industria vitivinícola así como la de los destilados, generan residuos orgánicos que resultan altamente contaminantes para el medio ambiente, por eso, la legislación obliga a tratar este tipo de desechos antes de liberarlos en el suelo o en las aguas. Además, los científicos tratan de buscar nuevos sistemas que permitan descontaminar con mayor eficacia y menor costo. En el caso de las aguas residuales de la industria del vino, lo más importante es que tienen un contenido de materia orgánica muy alto y un pH muy ácido, de manera que pueden afectar seriamente la calidad del suelo o las aguas superficiales y subterráneas.

En esta industria hay que tener en cuenta que la mayoría de los equipos funcionan en forma estacional, durante la vendimia, el resto del año permanecen fuera de uso o el requerimiento de los mismos es mínimo, como por ejemplo en el caso de los equipos de

refrigeración y de las actividades de esta industria. Durante este periodo se producen picos de consumo de agua y energía fundamentalmente. Se registran mayor consumo de agua de limpieza de equipos, sanitarios (debido al requerimiento de empleados estacionales) y agua de refrigeración. Esto aumenta la cantidad de efluentes líquidos, si este caudal de agua no es regenerado (como es el caso del último enjuague de los tanques que puede pasarse a través de filtros de membrana y utilizarse en cualquier etapa del proceso) y/o reutilizado, o en el caso de la refrigeración, no pertenecen a un circuito cerrado. El consumo indiscriminado y sin programación aumenta los costos del tratamiento de estos efluentes debido a su mayor carga orgánica y/o volumen.

En el caso los residuos, la mayor producción de los mismos es durante la vendimia y la mayor proporción de éstos son orgánicos propios del proceso de elaboración. Existen varias alternativas para su reutilización como es el compostaje, obtención de alcohol etílico, enzimas, carbón activado, taninos, extracción de aceites, extracción de color, aprovechamiento como celulosa en la industria del papel y utilización como alimento para ganado o combustible.

Para este proyecto, se aplicó el método de Electrocoagulación a una muestra de RIL proporcionada por una Industria Cooperativa Agrícola Pisquera Elqui Limitada CAPEL. Este RIL es generado por los procesos de recepción y molienda de uva y almacenamiento de jugo pisquero.

Para la aplicación de la técnica de electrocoagulación, se trabajó con dos muestras de RIL manteniendo constante los valores iniciales de DQO, sólidos suspendidos totales,

conductividad y turbidez, variando el pH inicial y la intensidad de corriente a distintos tiempos de electrolisis.

En ambos casos, el porcentaje de remoción de DQO en la electrocoagulación para un tiempo de 60 minutos y una intensidad de corriente de 5 Amperes es muy similar, 28% y 26%, para ambos valores de pH. Valores similares se obtuvieron con intensidad de corriente de 8 amperes, sin embargo, esta condición es poco recomendable debido un incremento en los costos de tratamiento por electrocoagulación al aumentar el consumo de energía. (Moussa *et al.*, 2017).

En la tabla N° 15, se muestra la relación de aumento en costo energético versus la remoción de DQO. La condición de intensidad de corriente en 3 Amperes se descarta debido a los bajos porcentaje de remoción de DQO obtenidos.

De acuerdo a los resultados obtenidos y realizando un análisis técnico-económico, la mejor condición ocurre a un pH de 7,2 con un tiempo de electrolisis de 30 minutos y una intensidad de corriente de 5 Amperes, obteniendo una remoción de DQO del 25%. Los resultados obtenidos están por debajo del 50% de remoción de DQO esperado para este tipo de RIL, situación que se debe fundamentalmente que la materia orgánica soluble resistente, principalmente de tipo alcohólico y fenólico. (Chen, *et al.*, 2004)

Se estudió también la turbidez, la cual mostró los mejores porcentajes de remoción con una intensidad de corriente de 5 Amperes y un pH de 7,2. A los 60 minutos de electrolisis se obtuvo una remoción del 98%, sin embargo, el porcentaje obtenido a las 30

minutos del 86%, también resulta atractivo desde el punto de vista económico y de la remoción de turbiedad. Para una intensidad de corriente de 5 Amperes y un pH de 4,4, se evidencia que la mejor remoción se obtiene a los 60 minutos con un porcentaje de 86%.

Estos resultados indican que la muestra de 4 litros al estar fluyendo constantemente por los electrodos de hierro, los contaminantes sean arrastrados por las corrientes de flujo que se forman dentro de la celda y las burbujas de H_2 (g) que se originan en el cátodo y arrastran al contaminante a la superficie del agua tratada, para ser removido fácilmente por los flóculos haciendo más eficiente la remoción del material coloidal que enturbia y colorea la solución. (Vepsalainen *et al.*, 2012)

Posteriormente, en este estudio se midió la concentración de sólidos suspendidos resultantes, la cual mostro los mejores porcentajes de remoción con una intensidad de corriente de 5 Amperes y un pH de 7,2. A los 60 minutos de electrolisis se obtuvo una remoción del 97%, sin embargo, el porcentaje obtenido a las 30 minutos del 96%, resulta muy atractivo desde el punto de vista económico y de la remoción de solidos suspendidos totales. Se puede observar que a partir del lapso de tiempo de 20 a 30 minutos, la remoción de solidos suspendidos totales comienza un aumento que va desde al 82% al 98%, situación que se debe a la formación de hidróxidos metálicos y sus especies monómeras actuando como coagulantes facilitando la remoción de solidos suspendidos (Jiang et al., 2002). Para la condición de pH 4,4 e intensidad de corriente de 5 Amperes, se observan porcentajes de remoción cercanos al 90%, a partir de los 45 minutos, situación que se explica por el incremento de pH cercan a 6,0, favoreciendo la formación de flóculos más grandes, los cuales son removidos las burbujas de H_2 (g) que se originan en el cátodo.

(Jiang et al., 2002).

Otro parámetro analizado corresponde al pH, el cual mostro un incremento a medida que el tiempo de electrolisis aumentaba. En la tabla N° 7, se muestra la variación de pH en el tiempo, que para el caso del pH inicial 4,4, se observa que a partir de los 30 minutos alcanza valores de pH=5,8 y se mantiene hasta los 60 minutos alcanzado valores de pH=6,5, ambos valores son compatibles con las norma de emisión. Para el caso del pH 7,2, se observa que partir de los 30 minutos y hasta los 60 minutos de electrolisis alcanza valores que están muy cerca y en algunos casos superan los valores permitidos para norma de emisión, lo que implicaría en gastos adicionales en químicos para realizar el proceso de neutralización, por lo que se recomienda para el pH 7,2, trabajar con un tiempo de electrolisis no mayor a 30 minutos. Se observó que el pH influye sobre la eficiencia de la corriente en el proceso de solubilidad del metal para formar los hidróxidos respectivos (Koby et al., 2003). Se ha observado en diferentes investigaciones que el pH varía durante el proceso de electrocoagulación y esta variación es dependiente del material de los electrodos y del pH inicial del agua a tratar (Pajootan et al., 2014).

Se ha determinado en algunos casos que la mayor eficiencia en la remoción de un contaminante se da dentro de un rango específico de pH debido a la concentración de especies monoméricas de Fe o Al que se van formando a medida que este aumenta (Merzouk *et al.*, 2011). En términos generales las mejores remociones se han obtenido para valores de pH cercanos a (Zouboulis *et al.*, 2000).

Con respecto al parámetro temperatura, experimento un aumento de 2 °C al término de los 60 minutos de electrolisis para las condiciones de pH 4,4 y 7,2 con una intensidad de corriente de 5 Amperes, este incremento no afecta significativamente el rendimiento del proceso, ya que un incremento de temperatura en el proceso de electrocoagulación lleva a la dispersión de los agregados formados durante el proceso (García *et al.*, 2013).

Para finalizar el estudio de la aplicación de la técnica de electrocoagulación a una muestra de RIL, se calculó la energía consumida en función del porcentaje de carga orgánica removida en la electrocoagulación, mediante demanda química de oxígeno.

En la tabla N° 15, se muestran los costos asociados al porcentaje de remoción de carga orgánica expresada en DQO. De acuerdo a los cálculos obtenidos, donde se obtiene una mayor remoción de DQO de 28%, corresponde a la muestra con pH de 7,2 y una intensidad de 5 Amperes con un costo de 270 \$/m³ considerando un tiempo de 60 minutos de electrolisis, sin embargo bajo esta condición, el pH obtenido al final de tratamiento alcanza valores cercanos a 9,0, situación que obligaría a incurrir en gastos adicionales para neutralizar. Considerando la condición límite del pH al final del tratamiento y el porcentaje de remoción de DQO de 25%, la mejor condición técnica-económica se da a pH 7,2 y con una intensidad de 5 Amperes, con un tiempo de electrolisis de 30 minutos a un costo de 135 \$/m³.

Cuando se utiliza la intensidad de corriente de 8 Amperes, el mejor resultado en remoción de DQO de 25%, se da para ambas muestras con pH 4,4 y 7,2 con un tiempo de electrolisis de 60 minutos a un costo de 432 \$/ m³, situación que no es recomendable por el alto costo del tratamiento, considerando que también se puede obtener una remoción de DQO del 25% a un costo 3,2 veces menor.

En la tabla N° 13, se muestran los costos de la coagulación química para la muestra con pH de 7,2. De acuerdo a los resultados obtenidos, el proceso de electrocoagulación tiene un costo de 135 \$/m³ y la coagulación química 525 \$/m³, por lo que electrocoagulación económicamente resulta ser una tecnología viable aun costo 3,8 veces menor.

La literatura publicada carece de la optimización y evaluación de los costos de operación electrocoagulación donde sólo unos cuantos estudios analizaron el costo de electrocoagulación.

Bayramoglu et Alabama. (2007) realizaron un análisis económico para el tratamiento de aguas residuales textiles por electrocoagulación. El costo total de operación incluyendo el consumo de energía, material de electrodos, mano de obra, manejo de lodos, el mantenimiento y los costos de amortización para una planta de tratamiento químico de 1.000 m³/día de aguas residuales, se calculó para diferentes materiales de electrodos (Fe o Al) diferentes modos de conexión, tiempo de funcionamiento, pH y densidad de corriente. Los resultados mostraron que la conexión en paralelo monopolar con electrodos de hierro

en 30 A / m² densidad, tiempo de operación 7 y 15 min fue la opción más rentable con 0,25 USD / m³. Los autores también compararon el costo de electrocoagulación y química de coagulación para el tratamiento de las mismas de aguas residuales y se encontró que el costo de la coagulación química fue 3,2 veces más alta que la electrocoagulación. (Moussa, *et al.*, 2017)

Khaled et Alabama (2009). Investigaron los efectos de diversos parámetros de diseño de un reactor en eficiencia y costo de operación de una celda de electrocoagulación para eliminar cadmio de las aguas residuales. Los parámetros investigados fueron distancia entre los electrodos, el modo de conexión del electrodo, velocidad de agitación, relación de superficie a volumen y la temperatura inicial. El costo de operación en este estudio fue definido como el costo de electrodos (de aluminio), la energía eléctrica y el coste de productos químicos añadidos para ajustar el pH. La investigación reveló que el 100% de eliminación de cadmio se logró con muy bajo consumo de energía y costo de operación mínimo de 0.116 USD. Los autores también reportaron el costo de coagulación química del mismo proceso con un costo de 2.1 USD, lo que muestra que la electrocoagulación es mucho más rentable. (Moussa, *et al.*, 2017)

Koby y Demirbas (2015) evaluaron el efecto de diferentes parámetros en la eficiencia y el costo de funcionamiento de la una celda de electrocoagulación para tratar aguas residuales. En las mejores condiciones de funcionamiento entregaron una densidad de corriente 20 A, operando 40 min y modo de conexión utilizando electrodos de aluminio paralelas monopares, se encontró que el costo de operación por m³ fue de 0,41 USD, incluyendo el de la energía consumida (Moussa, *et al.*, 2017).

6. CONCLUSIONES

- Las buenas prácticas de manufactura, la optimización del uso del agua y de la energía, disminuyen los costos de producción, generando un menor volumen de RILES y con menor carga orgánica, disminuyendo los costos de tratamiento.
- Se determinó que las variables de mayor incidencia en el proceso de electrocoagulación son la intensidad de corriente, tiempo de retención y pH. Con respecto a la conductividad estuvo en un valor óptimo, permitiendo una adecuada densidad de corriente en el efluente tratado.
- Las pruebas realizadas en laboratorio, permiten concluir que no se obtuvo una remoción aceptable del parámetro DQO de acuerdo a lo esperado, mayor al 50%. Para lograr una mejor remoción, esta tecnología se podría complementar con otras tecnologías de oxidación.
- Se logró determinar que las mejores condiciones para obtener una eficiencia de remoción de DQO del 25 %, son a pH de 7,2, una intensidad de corriente de 5 amperios y un tiempo de 30 minutos.
- Es importante señalar que al utilizar intensidades de corriente de 8 Amperes con pH =7,2 se observó la mejor remoción de un 28% en la DQO, siendo esta diferencia mínima comparada con la remoción obtenida a 5 Amperes de 26%. Se descartó la opción de 8 Amperes, ya que se aumentan los costos por el gasto de energía y aditivos para

disminuir el pH.

- Esta tecnología, presenta una alta eficiencia en la remoción de sólidos suspendidos totales y turbiedad por sobre el 95%.
- La calidad de los lodos producidos en el tratamiento de electrocoagulación, tienen un mayor consistencia y menor humedad, confirmándose lo dicho en la bibliografía que son muchos más compactos y secos que un lodo físico químico o biológico, permitiendo así una mejor disposición de los mismos.
- El costo de operación para tratar un efluente por el proceso de electrocoagulación es un tercio menor que el proceso de coagulación con productos químicos, debido a un bajo consumo de energía y al poco desgaste de los electrodos de sacrificio, los generalmente deben ser reemplazados dos veces al año.
- El tratamiento de aguas residuales industriales con electrocoagulación es un proceso efectivo para la remoción de contaminantes, siendo una alternativa viable para su aplicación en los RILES de la industria pisquera.
- Las aguas generadas en la producción del vino poseen contaminantes que al entrar en contacto con el medio ambiente pueden generar impactos asociados al aumento de salinidad en el suelos, condiciones anoxias en cursos de aguas superficiales, contaminación de napas subterráneas y generación de olores molestos a la comunidad.

7. BIBLIOGRAFIA

1. M. Y. Mollah, P. Morkovsky, J.A. Gomes, M. Kesmez, J. Parga, D.L. Cocke, Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation, *Journal of Hazardous Materials B114* (2004) 199-210
2. S.H. Kang, C.H. Liao, M.C. Chen, Pre-oxidation and coagulation of textile wastewater by the Fenton process, *Chemosphere* 46 (2002) 923-928.
3. T. Robinson, G. McMullan, R. Marchant, P. Nigam, Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative, *Bioresource Technol.* 77 (2001) 247-255.
4. C.J. Chin, S. Yiacoymi, C. J. Tsouris, Shear-Induced Flocculation of Colloidal Particles in Stirred Tanks, *Colloid Interface Sci.* 206 (1998) 532-545.
5. Metcalf & Eddy. (1996). *Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización.* (3a. ed). México: Mc Graw Hill.
6. Restrepo, A., Arango, A. & Garcés, gL. (2006). La Electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas. *Producción Limpia*, 1 (2), 58-77.
7. Arango, A. (2005). La electrocoagulación: una alternativa para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Lasallista de Investigación.* 1(2), 49-56.
8. Mollah, M. & Yousuf, A. (2001). Electrocoagulation (EC) Science and applications: *Journal of Hazardous Materials.* 84(1), 29-41.
9. M. Bayramoglu, M. Kobya, O.T. Can, M. Sozbir, Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater, *Sep. Purif. Technol.* 37 (2004) 117-125.

10. Barrenechea, A. (2004). Tratamiento de agua para consumo humano Plantas de filtración rápida Manual I, Capitulo 1-4, CEPIS, Lima.
11. S. Do, M.L. Chen, Decolorization of dye-containing solutions by electrocoagulation, *J. Appl. Electrochem.* 24 (1994) 785-790.
12. M. Vepsäläinen, M. Pulliainen, M. Sillanpää, Effect of electrochemical cell structure on natural organic matter (NOM) removal from surface water through electrocoagulation (EC), *Separation and Purification Technology* 99 (2012) 20–27.
13. J.Q. Jiang, N. Graham, C.A. André, G.H. Kelsall, N. Brandon, Laboratory study of electro-coagulation-flotation for water treatment, *Water Res.* 36 (2002) 4064-4078.
14. H. Bergmann, A. Rittel, T. Iourtchouk, K. Schoeps, K. Bouzek, Electrochemical treatment of cooling lubricants, *Chem. Eng. Process.* 42 (2003) 105-119.
15. A.I. Zouboulis, A. Avranas, Treatment of oil-in-water emulsions by coagulation and dissolved-air flotation, *Colloid Surf. A* 172 (2000) 153-216.
16. M. Koby, O.T. Can, M. Bayramoglu, Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes, *J. Hazard. Mater.* 100 (2003) 163-178.
17. E. Pajootan, M. Arami, N. M. Mahmoodi, Binary system dye removal by electrocoagulation from synthetic and real colored wastewaters, *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* 43 (2012) 282–290.
18. J. Zhu, F. Wu, X. Pan, J. Guo, D. Wen, Removal of antimony from antimony mine flotation wastewater by electrocoagulation with aluminum electrodes, *Journal of Environmental Sciences* 23(7) (211) 1066–1071.
19. . García, F., Callejas, J., Reyes, V. & Marmolejo Y. (2012). Electrocoagulation: una alternativa para depuración de lactosuero residual. *Revista AIDIS de Ingeniería y*

Ciencias Ambientales.

20. Dina T. Moussa, Muftah H. El-Naas, Mustafa Nasser, Mohammed J. Al-Marri, A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges (2017).
21. P. Cañizares, F. Martínez, J. Lobato, M.A. Rodrigo, Break-up of oil-in-water emulsions by electrochemical techniques, *Journal of Hazardous Materials* 145 (2007) 233–240.
22. Honoré Dieudonné Bassala, Gustave Kenne Dedzo, Charles Baudouin Njine Bememba Patrick Marcel Tchekwagep Seumo, Joel Donkeng Dazie, Charles Péguy Nanseu-Njiki, Emmanuel Ngameni; Investigation of the efficiency of a designed electrocoagulation reactor: Application for dairy effluent treatment.
23. Martínez-Huitle, E. Brillas, Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods: A general review, *Applied Catalysis B: Environmental* 87 (2009) 105-145.
24. R. Salazar, S. Garcia-Segura, M.S. Ureta-Zañartu, E. Brillas, Degradation of disperse azo dyes from waters by solar photoelectro-Fenton, *Electrochimica Acta*. 56 (2011) 6371-6379.
25. The National Land & Water Resources Audit Final Report: 2002-2008 Building capability to assess the condition of Australia's natural resources.