

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL

FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA Y AGROINDUSTRIA

EVALUACIÓN DE UN PROCESO DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PROVENIENTES DE UNA INDUSTRIA LÁCTEA

**PROYECTO PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERO
QUÍMICO**

**MARCELO VLADIMIR LICTO IZA
(marce.licto@gmail.com)**

**DIRECTORA: ING. LUCÍA MARGARITA MONTENEGRO AGUAS, MSc.
(lucia.montenegro@epn.edu.ec)**

Quito, Septiembre 2017

© Escuela Politécnica Nacional (2017)
Reservados todos los derechos de reproducción

DECLARACIÓN

Yo, Marcelo Vladimir Licto Iza, declaro que el trabajo aquí descrito es de mi autoría; que no ha sido previamente presentado para ningún grado o calificación profesional; y, que he consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento.

La Escuela Politécnica Nacional puede hacer uso de los derechos correspondientes a este trabajo, según lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, por su Reglamento y por la normativa institucional vigente.

Marcelo Vladimir Licto Iza

CERTIFICACIÓN

Certifico que el presente trabajo fue desarrollado por Marcelo Vladimir Licto Iza, bajo mi supervisión.

Ing. Lucía Montenegro Aguas MSc.
DIRECTORA DE PROYECTO

AGRADECIMIENTOS

A mis padres, quienes han sabido guiarme y aconsejarme a lo largo de mi vida, enseñarme que todo esfuerzo tiene su recompensa y apoyarme siempre que los necesité. Gracias a sus esfuerzos y sacrificios he podido llegar a ser quien soy ahora. A mis hermanos, con quienes he compartido tantos momentos inolvidables, a pesar de las diferencias que siempre nos han caracterizado.

A mis abuelitos Amelia, Cristóbal y Rosario, las personas más buenas de este mundo. Desde que tengo uso de razón siempre estuvieron cuidándome y protegiéndome.

A mis tías Anita y Nancy por su apoyo y consejos desde siempre. A mis primos Gaby y Chris, quienes han sido como unos hermanos para mí y siempre han estado y estarán ahí cuando los necesite.

A Alexandra, por ser mi complemento, mi apoyo y mi espíritu gemelo. Porque con su amor infinito me ha permitido ser mejor cada día. Por ser esa persona con quien puedo ser tal y como soy.

A la Ingeniera Lucía Montenegro, por sus conocimientos y su ayuda en el desarrollo de este proyecto.

A mis amigos de siempre Edwin, Fredy y Bernardo quienes me han brindado su amistad incondicional, junto con buenas y malas enseñanzas que nos permitieron vivir anécdotas inolvidables. A mis amigos y compañeros Dennis, Andy, Lili, Sory, Luis y Freddy con quienes la vida universitaria se hizo mucho más llevadera a pesar de las dificultades que a diario se presentaban.

A Marnie Wendolina, quien un día llegó de la nada, me miró y supe que no hay amor más puro que el de un perro. Porque sé que para ella siempre seré la mejor persona del mundo.

DEDICATORIA

A María Grimelda, mi negrita hermosa, mi madre.

A Edgar Marcelo, mi padre.

A Amelita, Charito y Balito, mis abuelitos.

ÍNDICE DE CONTENIDO

	PÁGINA
RESUMEN	x
INTRODUCCIÓN	xii
1 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	1
1.1 Generación de efluentes en la industria láctea	1
1.1.1 Procesos de producción	1
1.1.2 Operaciones auxiliares	3
1.1.2.1 Operaciones de limpieza y desinfección	3
1.1.2.2 Generación de vapor	4
1.1.2.3 Refrigeración	4
1.1.3 Efluentes líquidos	5
1.1.3.1 Composición de los efluentes de la industria láctea	6
1.1.3.2 Parámetros de control para los efluentes de la industria láctea	6
1.1.4 Normativa ambiental vigente	8
1.2 Métodos de tratamiento de efluentes	9
1.2.1 Electrocoagulación	10
1.2.1.1 Leyes de Faraday	11
1.2.1.2 Mecanismo de la electrocoagulación	12
1.2.1.3 Factores que influyen en el proceso de electrocoagulación	14
1.2.2 Filtración	18
1.2.2.1 Filtración granular	19
1.2.2.2 Características del lecho filtrante	21
1.2.2.3 Tipos de filtración granular	23
1.2.2.4 Retrolavado de filtros granulares	24
2 PARTE EXPERIMENTAL	26
2.1 Caracterización de los efluentes de la industria productora de lácteos	26
2.1.1 Muestreo de los efluentes	26
2.1.2 Caracterización física y química de los efluentes de la industria láctea	27
2.2 Determinación de las condiciones de densidad de corriente, material de los electrodos, distancia entre electrodos y pH que permitan la mayor remoción de contaminantes en el efluente	28

2.2.1	Diseño y construcción de un sistema de electrocoagulación a escala laboratorio	28
2.2.2	Evaluación de los factores que influyen en un proceso de electrocoagulación	30
2.2.2.1	Evaluación de la densidad de corriente en los ensayos de electrocoagulación	33
2.2.2.2	Evaluación del espaciamiento entre electrodos en los ensayos de electrocoagulación	33
2.2.2.3	Evaluación del potencial de hidrogeno en los ensayos de electrocoagulación	34
2.2.2.4	Evaluación del material de los electrodos en los ensayos de electrocoagulación	34
2.3	Evaluación de un sistema de filtración de arena de sílice a escala laboratorio	35
2.3.1	Caracterización granulométrica de la arena de sílice	35
2.3.2	Determinación de la altura efectiva del filtro de arena de sílice	36
2.3.3	Determinación del tiempo de saturación del filtro de arena de sílice	38
2.4	Caracterización de los efluentes de la industria productora de lácteos luego del tratamiento de electrocoagulación y filtración	39
3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	40
3.1	Muestreo y caracterización física y química de los efluentes	40
3.1.1	Muestreo de los efluentes	40
3.1.2	Caracterización física y química de los efluentes	42
3.2	Determinación de las condiciones de densidad de corriente, material de los electrodos, distancia entre electrodos y pH que permitan la mayor remoción de contaminantes en el efluente	43
3.2.1	Reducción de la DQO	44
3.2.2	Remoción de sólidos suspendidos	56
3.3	Evaluación del sistema de filtración de arena de sílice	69
3.3.1	Determinación de la granulometría de la arena de sílice	69
3.3.2	Determinación de la altura efectiva del filtro	72
3.3.3	Determinación del tiempo de saturación del filtro	74
3.3.4	Retrolavado del filtro	77
3.4	Caracterización final de los efluentes de la industria láctea	69
4	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	82
4.1	Conclusiones	82

4.2	Recomendaciones	84
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	85
	ANEXOS	98

ÍNDICE DE TABLAS

		PÁGINA
Tabla 1.1.	Tipos de filtración según la velocidad, el medio filtrante, la dirección del flujo y la carga sobre el lecho	23
Tabla 2.1.	Número de muestras simples y frecuencia de muestreo en función del tiempo de operación del generador de la descarga	26
Tabla 2.2.	Parámetros y procedimientos empleados en la caracterización del efluente	28
Tabla 2.3.	Condiciones de densidad de corriente, espaciamento entre electrodos y pH de la muestra en los ensayos de electrocoagulación	32
Tabla 2.4.	Carga hidráulica y altura del lecho utilizadas en los ensayos de filtración	37
Tabla 3.1.	Caudales de las muestras simples en los tres días de muestreo	40
Tabla 3.2.	Volumen de cada muestra simple para formar una muestra compuesta de 50 litros por día	41
Tabla 3.3.	Caracterización física y química de los efluentes de la industria láctea	42
Tabla 3.4.	Condiciones de densidad de corriente, material de los electrodos, distancia entre electrodos y pH del efluente utilizadas en los ensayos de electrocoagulación	44
Tabla 3.5.	Resultados de la reducción de la DQO en los ensayos de electrocoagulación utilizando electrodos de aluminio para 60 minutos de experimentación	46
Tabla 3.6.	Resultados de la reducción de la DQO en los ensayos de electrocoagulación utilizando electrodos de hierro para 60 minutos de experimentación	46
Tabla 3.7.	Análisis estadístico de la influencia del material de los electrodos en la reducción de la DQO en ensayos de electrocoagulación	49
Tabla 3.8.	Valores óptimos de densidad de corriente y pH del agua residual obtenidos en la experimentación y mediante el programa STATGRAPHICS para ensayos de electrocoagulación con electrodos de aluminio y hierro.	53

Tabla 3.9.	Resultados de la reducción de la DQO en función del tiempo en los ensayos 304 con electrodos de aluminio y hierro	54
Tabla 3.10.	Resultados de la remoción de sólidos suspendidos en los ensayos de electrocoagulación utilizando electrodos de aluminio para 60 minutos de experimentación	58
Tabla 3.11.	Resultados de la remoción de sólidos suspendidos en los ensayos de electrocoagulación utilizando electrodos de hierro para 60 minutos de experimentación	59
Tabla 3.12.	Análisis estadístico de la influencia del material de los electrodos en la remoción de sólidos suspendidos en ensayos de electrocoagulación	61
Tabla 3.13.	Valores óptimos de densidad de corriente y pH del agua residual obtenidos en la experimentación y mediante el programa STATGRAPHICS para ensayos de electrocoagulación con electrodos de aluminio y hierro	65
Tabla 3.14.	Resultados de la remoción de sólidos suspendidos en función del tiempo en los ensayos 304A con electrodos de aluminio y hierro	66
Tabla 3.15.	Porcentajes de remoción de contaminantes mediante electrocoagulación (densidad de corriente = 30 mA/cm ² , pH inicial del agua residual = 4 y distancia entre electrodos = 13 mm) luego de 60 min de experimentación	68
Tabla 3.16.	Pesos retenidos en tamices de diferentes aberturas de la arena de sílice de dos distintas casas comerciales	69
Tabla 3.17.	Granulometría de la arena de sílice A, a partir de 1 kg de muestra	70
Tabla 3.18.	Granulometría de la arena de sílice B, a partir de 1 kg de muestra	70
Tabla 3.19.	Coefficientes de uniformidad de dos tipos de arena de sílice	71
Tabla 3.20.	Remoción de sólidos suspendidos a diferentes alturas de lecho filtrante utilizando una carga hidráulica de 1,5 m/día	72
Tabla 3.21.	Remoción de sólidos suspendidos a diferentes alturas de lecho filtrante utilizando carga hidráulica de 2,5 m/día	73
Tabla 3.22.	Concentración de sólidos suspendidos a diferentes tiempos de operación del filtro utilizando una carga hidráulica de 1,5 m/día	74

Tabla 3.23.	Concentración de sólidos suspendidos a diferentes tiempos de operación del filtro utilizando una carga hidráulica de 2,5 m/día	75
Tabla 3.24.	Concentración de sólidos suspendidos a diferentes tiempos de filtración, posterior a un retrolavado con un flujo de agua de 13 L/min y utilizando una carga hidráulica de 1,5 m/día	77
Tabla 3.25.	Caracterización física y química de los efluentes de la industria láctea posterior a la filtración	79
Tabla AI.1.	Límites máximos permisibles establecidos en la Ordenanza Municipal N° 138 para los parámetros sugeridos a analizar en los efluentes de una industria láctea	98

ÍNDICE DE FIGURAS

		PÁGINA
Figura 1.1.	Valoración de los impactos ambientales generados en la producción de lácteos.	2
Figura 1.2.	Representación del proceso de electrocoagulación	10
Figura 1.3.	Diagrama de Pourbaix del aluminio	17
Figura 1.4.	Diagrama de Pourbaix del hierro	17
Figura 1.5.	Mecanismos de remoción de partículas en un filtro granular	20
Figura 1.6.	Esquema de un sistema de filtración granular	21
Figura 1.7.	Dirección del flujo en un filtro (a) en operación normal y (b) con retrolavado	25
Figura 2.1.	Esquema del sistema de electrocoagulación	29
Figura 2.2.	Sistema de electrocoagulación a escala laboratorio	30
Figura 3.1.	Diagrama de Pareto para efectos estandarizados de las variables experimentales sobre la reducción de la DQO en ensayos de electrocoagulación con electrodos de aluminio	44
Figura 3.2.	Diagrama de Pareto para efectos estandarizados de las variables experimentales sobre la reducción de la DQO en ensayos de electrocoagulación con electrodos de hierro	45
Figura 3.3.	Reducción de la DQO en los ensayos de electrocoagulación con 13 mm de espaciamiento entre electrodos para dos tipos de material de electrodos	47
Figura 3.4.	Superficie de respuesta estimada de la reducción de la DQO en ensayos de electrocoagulación con electrodos de (a) aluminio y (b) hierro	50
Figura 3.5.	Superficie de respuesta estimada de la reducción de la DQO en ensayos de electrocoagulación con electrodos de (a) aluminio y (b) hierro	51
Figura 3.6.	Contornos de la superficie de respuesta estimada de la reducción de la DQO en ensayos de electrocoagulación con electrodos de aluminio	51

Figura 3.7.	Contornos de la superficie de respuesta estimada de la reducción de la DQO en ensayos de electrocoagulación con electrodos de hierro	52
Figura 3.8.	Reducción de la DQO en ensayos de electrocoagulación con electrodos de diferentes materiales (densidad de corriente = 30 mA/cm ² , pH del agua residual = 4,0 y distancia entre electrodos = 13 mm)	55
Figura 3.9.	Diagrama de Pareto para efectos estandarizados de las variables experimentales sobre la remoción de sólidos suspendidos en ensayos de electrocoagulación con electrodos de aluminio	57
Figura 3.10.	Remoción de sólidos suspendidos en los ensayos de electrocoagulación con 13 mm de espaciado entre electrodos	60
Figura 3.11.	Superficie de respuesta estimada de la remoción de sólidos suspendidos en ensayos de electrocoagulación con electrodos de (a) aluminio y (b) hierro	62
Figura 3.12.	Contornos de la superficie de respuesta estimada de la remoción de sólidos suspendidos en ensayos de electrocoagulación con electrodos de (a) aluminio y (b) hierro	63
Figura 3.13.	Remoción de sólidos suspendidos en ensayos de electrocoagulación con electrodos de diferentes materiales (densidad de corriente = 30 mA/cm ² , pH del agua residual = 4 y distancia entre electrodos = 13 mm)	67
Figura 3.14.	Fotografías del efluente sometido a electrocoagulación con electrodos de aluminio en función del tiempo (densidad de corriente = 30 mA/cm ² , pH inicial del agua residual = 4 y distancia entre electrodos = 13 mm)	68
Figura 3.15.	Granulometría de la arena de sílice A y B, a partir de 1 kg de muestra	71
Figura 3.16.	Concentración de sólidos suspendidos en función de la altura del lecho filtrante para dos distintas cargas hidráulicas	73
Figura 3.17.	Concentración de sólidos suspendidos en función del tiempo de saturación para dos distintas cargas hidráulicas	76
Figura 3.18.	Concentración de sólidos suspendidos en función del tiempo de saturación en un filtro nuevo y regenerado (carga hidráulica = 1,5 m/día)	78

ÍNDICE DE ANEXOS

	PÁGINA
ANEXO I Límites máximos permisibles establecidos en la Norma Técnica NT002 de la Ordenanza Municipal N° 138 para el control de descargas líquidas en el DMQ	98
ANEXO II Ejemplo de cálculo para la intensidad de corriente que se suministró en la electrocoagulación	99
ANEXO III Ejemplo de cálculo del coeficiente de uniformidad de la arena de sílice	101
ANEXO IV Ejemplo de cálculo del caudal de retrolavado	103

RESUMEN

El presente trabajo de investigación tuvo como principal objetivo reducir la concentración de los contaminantes presentes en los efluentes provenientes de una industria láctea mediante procesos de electrocoagulación y filtración lenta. Para el efecto, se realizó el muestreo de los efluentes que consistió en la toma de tres muestras compuestas en tres días distintos cada una conformada de seis muestras simples tomadas a lo largo de una jornada de producción.

Las muestras compuestas fueron caracterizadas física y químicamente, se determinaron los promedios de las concentraciones aceites y grasas: $118,5 \pm 44,6$ mg/L, DBO_5 : 498 ± 133 mg/L, DQO: 789 ± 266 mg/L y sólidos suspendidos: $309,2 \pm 65,0$ mg/L, los cuales superaron los límites máximos permisibles estipulados en la Norma Técnica para el Control de Descargas Líquidas NT002 para la aplicación de la Ordenanza Municipal N° 138 del Distrito Metropolitano de Quito.

Para reducir la concentración de los contaminantes se realizaron ensayos de electrocoagulación en un reactor de flujo discontinuo con capacidad para 4 L y se estudió la influencia de variables como el material de los electrodos, distancia entre electrodos, densidad de corriente y pH inicial del agua residual sobre la remoción de contaminantes, con ello se determinaron las condiciones de estas variables (electrodos de aluminio, distancia entre electrodos = 13 mm, densidad de corriente = 30 mA/cm^2 , y pH inicial = 4) que permitieron alcanzar porcentajes de disminución de la DQO y sólidos suspendidos de 90,5 % y 62,4 %, respectivamente.

Los lodos obtenidos del proceso de electrocoagulación fueron secados a $105 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 24 horas para disminuir el porcentaje de agua presente en los mismos y se obtuvo un peso promedio de $103,5 \pm 7,8$ g de sólidos secos por cada 4 L de efluente tratado.

Se utilizó un filtro de arena a escala laboratorio para reducir la concentración de sólidos suspendidos debido a que el valor de este parámetro, luego de los

ensayos de electrocoagulación, se encontró por encima del límite máximo estipulado en la Norma Técnica. El porcentaje de remoción de sólidos suspendidos alcanzado en la filtración fue de 65,5 %, el cual se obtuvo cuando la altura del medio filtrante fue de 45 cm. Además, el ciclo de filtración y el tiempo de saturación fueron de 5 y 7 días, respectivamente, utilizando una carga hidráulica de 1,5 m/día, mientras que a una carga hidráulica de 2,5 m/día, el ciclo de filtración y el tiempo de saturación fueron de 5 y 6 días, respectivamente.

El efluente tratado por electrocoagulación y filtración fue caracterizado y se obtuvieron valores promedio de aceites y grasas: 4,9 mg/L, DBO₅: 18 mg/L, DQO: 35 mg/L y de sólidos suspendidos: 36,9 mg/L que permitieron el cumplimiento de la Resolución N° SA-DGCA-NT002-2016 de la Ordenanza Municipal N° 138 al encontrarse por debajo de los límites máximos permisibles.

Mediante el sistema de tratamiento propuesto con base en electrocoagulación y filtración a escala laboratorio se alcanzaron porcentajes de disminución de los parámetros ambientales estudiados por encima del 90 %, con excepción de sólidos suspendidos cuyo porcentaje de disminución fue de 88,1 %.

INTRODUCCIÓN

La industria láctea en el Ecuador constituye uno de los principales sectores económicos del país ya que ha permitido dinamizar el comercio y generar fuentes de empleo directas e indirectas. Este sector económico busca el desarrollo constante y se ha enfocado en alcanzar estándares de calidad que coloquen a sus productos en una posición consolidada en el mercado (Mena, 2012, p. 4; Real, 2013, p. 36).

Con el desarrollo de esta industria, la producción de lácteos como leche de larga duración, yogurt, queso, etc., ha incrementado y con ello el nivel de desechos industriales generados, principalmente las descargas de efluentes. Se estima que una planta procesadora de lácteos utiliza de cuatro a diez litros de agua para poder producir un litro de leche, lo cual representa un alto impacto al recurso agua (Centro de Actividad Regional para la Producción Limpia, 2002, p. 75), sin embargo, conforme se ha desarrollado la industria láctea, se han implementado y mejorado normativas y controles ambientales en lo referente a la descarga de desechos industriales y obligan a que las empresas productoras de lácteos destinen recursos en implementar sistemas de tratamiento (González, 2013, p. 16).

En el Distrito Metropolitano de Quito existe la Ordenanza Municipal N° 138, encargada de regular a las diferentes actividades industriales que generen residuos que afecten al medio ambiente o a las actividades que desarrollen los habitantes de la ciudad. Dentro de la Ordenanza Municipal existen normativas técnicas de acuerdo a la Resolución N° SA-DGCA-NT002-2016, que regulan los límites máximos permisibles de contaminantes según sea el tipo de residuo (Secretaría de Ambiente, 2016a, p. 3).

Los efluentes de la industria láctea en estudio presentan concentraciones promedio de aceites y grasas, DBO₅, DQO y sólidos suspendidos que sobrepasan los límites máximos permisibles (Kushwaha, Srivastava y Mall, 2010, p. 198). Por esta razón es necesario el desarrollo de un sistema de tratamiento que permita

que las descargas de los efluentes cumplan con lo estipulado en la Ordenanza Municipal N° 138 (Secretaría de Ambiente, 2016b, p. 1).

El tratamiento de los efluentes de una industria productora de lácteos mediante electrocoagulación permite una alta reducción de la concentración de contaminantes y representa una alternativa de tratamiento para este tipo de efluentes debido a que los costos de inversión y operación son relativamente bajos en relación con otros procesos de tratamiento. Además, el amplio rango de contaminantes que pueden removerse con este proceso y poder prescindir de productos químicos coloca a la electrocoagulación como uno de los procesos que presenta ventajas importantes con respecto a los sistemas de tratamiento convencionales. (Arango y Garcés, 2008, p. 182).

Una de las características de un sistema de electrocoagulación es la cantidad de lodos que se producen debido a la desestabilización de las partículas suspendidas producida por las reacciones electroquímicas (Ali y Yaakob, 2012, p. 230). Un sistema de filtración complementa al sistema de tratamiento mediante electrocoagulación ya que permite la remoción de partículas suspendidas y coloidales que estén presentes en el efluente luego de la electrocoagulación (Hamoda, Al-Ghusain y Al-Mutairi, 2004, p. 204).

Por estas razones, el presente trabajo de investigación evalúa las condiciones de operación de un sistema de electrocoagulación y de un sistema de filtración a escala laboratorio para poder disminuir la concentración de contaminantes en el efluente, cumplir con los límites máximos permisibles para la descargas de efluentes y evitar sanciones económicas de acuerdo a lo que se estipula en la Ordenanza Municipal N° 138 (Secretaría de Ambiente, 2016a, pp. 7-10).

1 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

1.1 GENERACIÓN DE EFLUENTES EN LA INDUSTRIA LÁCTEA

1.1.1 PROCESOS PRODUCTIVOS

Una planta procesadora de alimentos se caracteriza por los diferentes procesos de producción que se llevan a cabo, los mismos que dependen de los productos a obtenerse y en el caso de una procesadora de lácteos, la leche para consumo humano es el producto de mayor elaboración (Rosado y Rosado, 2013, pp. 9-10).

Los procesos que generalmente se utilizan en la elaboración de productos lácteos líquidos en una planta de producción se listan a continuación (Escuela de Organización Industrial, 2008, p. 4).

- Recepción y pretratamiento de la materia prima
- Normalización del contenido de grasa en la leche
- Homogenización de la leche
- Pasteurización y esterilización de la leche
- Envasado y almacenamiento del producto final

Para producir un litro de leche en promedio se utiliza cuatro litros de agua y del total de agua utilizada en una industria láctea se estima que el 40 % forma parte del proceso de producción, mientras que el 60 % restante se utiliza para la limpieza de las instalaciones y la maquinaria (González, 2013, p. 200; Magro, 2011, p. 2).

La descarga de efluentes es uno de los aspectos más importantes a considerar en una industria láctea, Dentro de los impactos ambientales que se generan en una planta productora de lácteos, la generación de efluentes produce el mayor nivel de impacto negativo como se observa en la Figura 1.1 (Ministerio del Ambiente, 2013, p. 57).

Por cada litro de leche producida se descargan entre 1,5 y 2,5 litros de efluente (Escuela de Organización Industrial, 2008, p. 8).

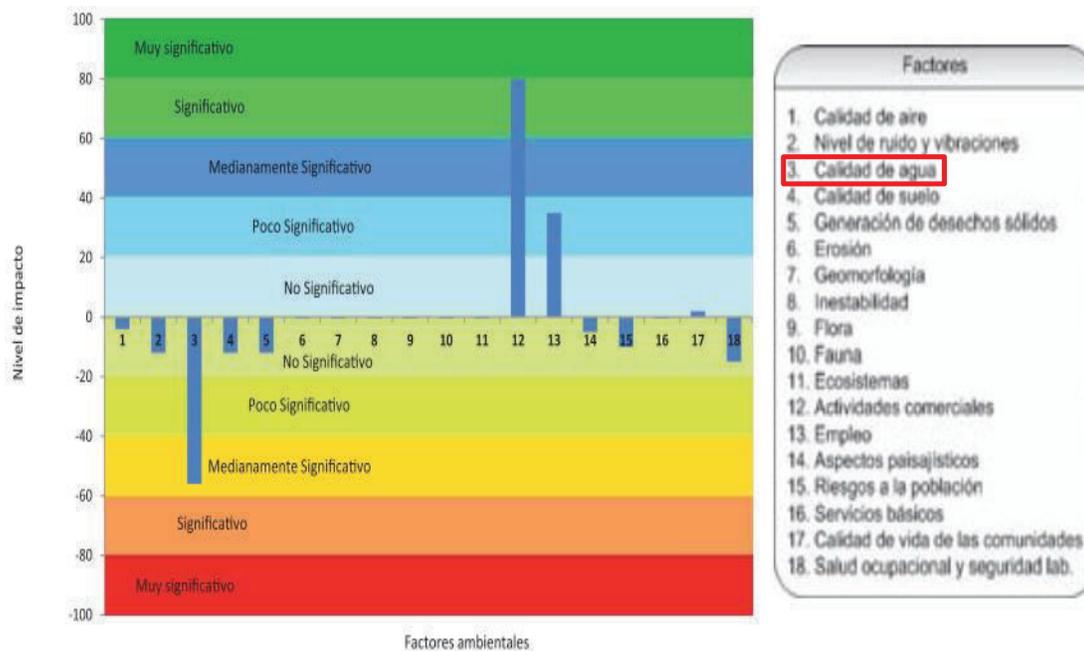


Figura 1.1. Valoración de los impactos ambientales generados en la producción de lácteos. (Ministerio del Ambiente, 2013, p. 57)

Los efluentes que se generan en los procesos de producción de lácteos se deben a los derrames y fugas que pueden existir en los equipos y líneas de conducción de leche dentro de la planta. Aproximadamente el 2 % de la leche se pierde por derrames, reboses y fugas en una planta productora de lácteos. Además, en el envasado final del producto se originan derrames debido a la rotura de envases en mal estado (Aguas Industriales, 2014; Gandarillas, Sánchez y Serrano, 2009, p. 6).

En la limpieza de la maquinaria se producen efluentes que contienen una alta concentración de sustancias químicas, principalmente ácido clorhídrico e hidróxido de sodio y una elevada cantidad de materia orgánica. Se estima que el 90 % de la DQO presente en los efluentes corresponden a las sustancias que componen la leche como son grasas, azúcares, proteínas y sales minerales como fosfatos y cloruros de calcio, potasio, magnesio y sodio (Closa, Landeta, Andérica,

Pighín y Cufre, 2003, p. 2). El restante 10 % del total de la DQO corresponde a sustancias ajenas a la leche y que en su mayoría comprenden los elementos utilizados en la limpieza y desinfección de los equipos. (Escuela de Organización Industrial, 2008, p. 9)

1.1.2 OPERACIONES AUXILIARES

Una industria láctea debe garantizar la calidad de sus productos mediante la implementación de procesos que estén sujetos a estrictas condiciones de higiene de equipos e instalaciones, condiciones que pueden alcanzarse mediante operaciones auxiliares de limpieza y desinfección las cuales se caracterizan por el alto consumo de agua (MAPAMA, 2005, p. 62). Se estima que los efluentes que provienen de las operaciones auxiliares comprenden el 80 % de las descargas totales (Britz, Van Schalkwyk y Hung, 2010, p. 635).

1.1.2.1 Operaciones de limpieza y desinfección

Las operaciones de limpieza eliminan los restos de materia prima y elementos considerados como desechos, mientras que las operaciones de desinfección eliminan microorganismos patógenos y no patógenos que pueden afectar la calidad de los productos. Estas operaciones representan la mayor parte del consumo de agua, energía y productos químicos, produciendo una elevada cantidad de efluentes (Centro de Actividad Regional para la Producción Limpia, 2002, p. 68)

Los métodos de limpieza y desinfección utilizados pueden ser de carácter físico y químico, e intervienen de manera conjunta en la limpieza de tanques de almacenamiento, tanques de mezcla, intercambiadores de calor, equipos de tratamiento térmico, etc. Generalmente, la limpieza y desinfección de los equipos comprende los siguientes aspectos (Escuela de Organización Industrial, 2008, p. 9):

- Eliminación de residuos de leche utilizando agua fría o agua caliente.
- Limpieza de la grasa acumulada en la superficie de los equipos utilizando una solución alcalina (solución de hidróxido de sodio) y aditivos anticorrosión.
- Eliminación de sólidos adheridos o incrustados en la maquinaria mediante la limpieza con una solución ácida (soluciones de ácido clorhídrico, ácido nítrico o ácido fosfórico) y aditivos anticorrosión.

1.1.2.2 Generación de vapor

Los procesos de pasteurización y de esterilización son procesos térmicos en los que se eleva la temperatura de la leche, para lograr este aumento de temperatura se utilizan intercambiadores de calor. El requerimiento de calor se cubre mediante la utilización de agua caliente o vapor el cual es producido en calderos y distribuido a través de tuberías que cuenten con un aislante térmico para evitar pérdidas importantes de calor (González, 2013, p. 19).

El agua utilizada para la producción de vapor en calderos generalmente es recirculada y reutilizada, sin embargo se producen vertidos que provienen de las purgas de los calderos (González, 2012, p. 6).

1.1.2.3 Refrigeración

En la industria láctea es necesaria la refrigeración de la leche o de sus productos en distintos procesos, para el almacenamiento de materias primas o productos y para la climatización de diferentes áreas. El método más común de refrigeración es la utilización de máquinas frigoríficas de compresión, sin embargo también se utilizan procesos de intercambio de calor. El agua de enfriamiento utilizada en estos procesos es recirculada para producir vapor y evitar descargas innecesarias (Centro de Actividad Regional para la Producción Limpia, 2002, p. 72; Rosado y Rosado, 2013, p. 97).

1.1.3 EFLUENTES LÍQUIDOS

La industria láctea, como otras industrias alimenticias, se caracteriza por la gran cantidad de agua que se utiliza en la elaboración de sus productos. Se estima que llegan a utilizarse hasta diez litros de agua por cada litro de leche procesada, lo que convierte a este sector productivo en uno de los más contaminantes con respecto al volumen de efluentes generados (Bazrafshan, Moein, Kord Mostafapour, y Nakhaie, 2012, p. 1)

Aunque se utilizan sistemas de recirculación que permiten su ahorro, la mayor parte del agua empleada tanto en el proceso como en las operaciones auxiliares es descargada en los sistemas de recolección de los efluentes. Estos efluentes se caracterizan por el elevado contenido de materia orgánica lo cual implica altas concentraciones de aceites y grasas, DBO₅ y DQO (Demirel, Yenigun y Onay, 2004, p. 2583).

Derrames y pérdidas de materia prima en los procesos, junto con los restos de leche arrastrados por el agua en las operaciones de limpieza representan las fuentes que contribuyen al aumento de la carga orgánica en los efluentes. En una planta de producción automática cerca del 2 % de la leche que ingresa a la línea de producción se pierde por derrames y se estima que el 90 % de la DQO de los efluentes corresponde a los componentes de la leche. (Centro de Actividad Regional para la Producción Limpia, 2002, pp. 78 y 79; Gil, Najul y Pacheco, 2004, p. 2).

Los efluentes en la industria láctea se pueden clasificar en tres tipos (Rodríguez, 2010, p. 14):

- Agua de producción: Interviene en el procesamiento de lácteos
- Agua de servicio: Se utiliza en el funcionamiento de calderos para la generación de vapor y en equipos de refrigeración
- Agua de limpieza: Se emplea en la limpieza y desinfección de equipos e instalaciones

1.1.3.1 Composición de los efluentes de la industria láctea

La leche es el elemento principal que se encuentra en los efluentes de la industria láctea por lo cual presentan las siguientes características (Demirel et al, 2004, p. 2584; Escuela de Organización Industrial, 2008, p. 9; Rodríguez, 2010, pp. 16-17):

- Alto contenido orgánico debido a los principales componentes de la leche (la DBO₅ puede hallarse entre 1 000 y 3 000 mg/L y la DQO entre 1 800 y 4 000 mg/L)
- Niveles elevados de aceites y grasas
- Variaciones de pH entre 5 y 11 debido a las sustancias ácidas y alcalinas utilizadas en la limpieza de equipos
- Sólidos totales, suspendidos y disueltos
- Amplios rangos de temperatura debido a la descarga de vapor condensado y agua de refrigeración
- Alto contenido de nitrógeno y fósforo, presentes en los productos de limpieza y desinfección

1.1.3.2 Parámetros de control para los efluentes de la industria láctea

Aceites y grasas

Los aceites y las grasas son compuestos de carbono, hidrógeno y oxígeno que son insolubles en agua y solubles en ciertos compuestos orgánicos no polares, estos compuestos se encuentran sobre las superficies de los efluentes y alteran la actividad biológica en las aguas superficiales ya que forman emulsiones que impiden el intercambio de gases con el medio. Estos compuestos se consideran de gran estabilidad a la descomposición bacteriana y su presencia en el agua puede destruir algas y plancton lo que provoca una alteración en la vida acuática (Crites y Tchobanoglous, 2000, p. 42; Ramos, Sepúlveda y Villalobos, 2003, pp. 93 y 94)

Las descargas con alto contenido de aceites y grasas provocan alteraciones al medio ambiente ya que afectan a la actividad biológica e impiden el intercambio de gases al encontrarse sobre la superficie del agua (Ramos et al, 2003, p. 95)

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

La demanda bioquímica de oxígeno determina la cantidad de oxígeno que se necesita para oxidar la materia orgánica biodegradable presente en el agua de manera aeróbica. Generalmente se utiliza la DBO₅ como criterio de control y calidad del agua y significa la medida de DBO al quinto día de incubación a 20 °C (Orozco, 2005, p. 17).

La DBO₅ se utiliza como criterio de calidad del agua debido a que el tiempo que toma la degradación por completo de la materia orgánica es aproximadamente veinte días. Se estima que en cinco días de incubación a 20 °C el 75 % de la materia orgánica se ha degradado (Ramalho, Jiménez y de Lora, 2003, p. 38).

Los efluentes de la industria láctea se caracterizan por la elevada concentración de la DBO₅ debido al aporte de materia orgánica que representan los componentes de la leche principalmente carbohidratos como la lactosa (Thakur, 2006, p. 464).

Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La demanda química de oxígeno es un parámetro que determina la cantidad de oxígeno que se necesita para oxidar la materia orgánica que puede oxidarse ante la presencia de un agente fuertemente oxidante, como el permanganato o dicromato de potasio, en medio ácido (Orozco, 2005, p. 25; Ramalho et al, 2003, p. 29). La DQO generalmente presenta un valor mayor a la DBO₅ debido a que una mayor cantidad de compuestos son susceptibles de ser oxidados químicamente antes que biológicamente (Ramalho et al, 2003, p. 29).

Compuestos orgánicos como las proteínas y las grasas son difíciles de degradar bioquímicamente por lo que su presencia en los efluentes aporta a la concentración de la DQO (Thakur, 2006, p. 464). Además, los ácidos y bases que se utilizan en las actividades de limpieza de la maquinaria y las instalaciones de la industria láctea también son una fuente importante de la DQO en los efluentes (Escuela de Organización Industrial, 2008, p. 9).

Sólidos totales, suspendidos y disueltos

Los sólidos comprenden la materia orgánica e inorgánica que se encuentra suspendida o disuelta en el agua. Analíticamente, los sólidos totales están representados por la materia sólida restante de una muestra que haya quedado en un recipiente después de evaporar el agua a 105 °C. Los sólidos totales están compuestos por los sólidos suspendidos (tamaño mayor a 1 µm) y los sólidos disueltos (tamaño entre 0,001 y 1 µm), y se encuentran en el efluente debido a la abrasión o arrastre de la materia por donde circula, siendo responsables de la conductividad, turbidez y color aparente del agua (APHA, 2012, p. 2-78; Ramos et al, 2003, pp. 85-87; Sainz, 2005, p. 38).

Los restos de leche coagulada, las proteínas y las sales minerales de la leche presentes en el efluente comprenden los compuestos que elevan la concentración de sólidos suspendidos y sólidos disueltos (Thakur, 2006, p. 464).

1.1.4 NORMATIVA AMBIENTAL VIGENTE

El Ministerio del Ambiente es la principal autoridad ambiental en el Ecuador y las regulaciones ambientales y normativas técnicas emitidas por esta entidad rigen para cada una de las actividades que se desarrollen dentro del país. De acuerdo al Código Orgánico de Ordenamiento Territorial, Autonomía y Descentralización, la prevención y control de la contaminación ambiental es una de las funciones de los gobiernos autónomos descentralizados, siempre que se encuentren

acreditados por el Ministerio del Ambiente como organismos cooperativos en materia ambiental. Por esta razón, el Municipio del Distrito Metropolitano de Quito, al estar acreditado por el Ministerio del Ambiente, ha establecido una normativa ambiental propia con base en la Constitución y en la Ley de Gestión Ambiental que rige dentro de su jurisdicción (Secretaría del Ambiente, 2016b, pp. 1-2).

En el Distrito Metropolitano de Quito (DMQ), la Ordenanza Municipal N° 138 se encuentra vigente desde el año 2016. En esta Ordenanza se establece que los proyectos, obras y actividades que se desarrollen dentro de la jurisdicción territorial del DMQ, en este caso la industria láctea en estudio, debe cumplir con las normas que han sido establecidas por el Sistema de Manejo Ambiental para la prevención, regularización, seguimiento y control ambiental con base en las políticas ambientales expedidas por el Ministerio del Ambiente (Secretaría del Ambiente, 2016a, p. 3).

Junto con la Ordenanza Municipal N° 138 se establecen las Normas Técnicas que establecen los límites permisibles para el control de emisiones a la atmósfera, descargas líquidas, contaminación por ruido y del recurso suelo. Para el control de descargas líquidas se utiliza la Norma Técnica NT002 que establece los límites máximos permisibles de las concentraciones de los contaminantes que se encuentran en las descargas de origen industrial, comercial y de servicios y que se vierten a los sistemas de alcantarillado de la ciudad o a un cauce de agua, por lo que los efluentes de la industria láctea en estudio deben presentar concentraciones por debajo de estos límites para que puedan ser vertidos (Secretaría de Ambiente, 2016a, pp. 2-3). Los límites máximos estipulados en esta Norma Técnica se presentan en el Anexo I.

1.2 TRATAMIENTO DE EFLUENTES INDUSTRIALES

La necesidad por reducir los niveles de contaminación generados por la descarga de efluentes ha permitido el desarrollo de nuevas tecnologías para el tratamiento de efluentes industriales (Ali y Yaakob, 2012, p. 227).

Tecnologías con base en procesos electroquímicos se han convertido en alternativas eficientes y de bajo costo para el tratamiento de efluentes. Entre los procesos electroquímicos más utilizados en la descontaminación de efluentes se encuentra la electrocoagulación (Chen, 2004, p. 12).

1.2.1 ELECTROCOAGULACIÓN

La electrocoagulación es un proceso electroquímico que ha sido ampliamente utilizado como una alternativa para el tratamiento de efluentes industriales y que presenta altos porcentajes de remoción de contaminantes. Este proceso emplea intensidad de corriente para producir especies in situ que actúan como coagulantes mediante reacciones electroquímicas entre los electrodos y el medio acuoso como se muestra en la Figura 1.2. Los coagulantes producidos aglomeran las partículas suspendidas y coloidales para que puedan sedimentar por acción de la gravedad. (Ali y Yaakob, 2012, p. 230; Mollah, Schennach, Parga, y Cocke, 2001, p. 31)

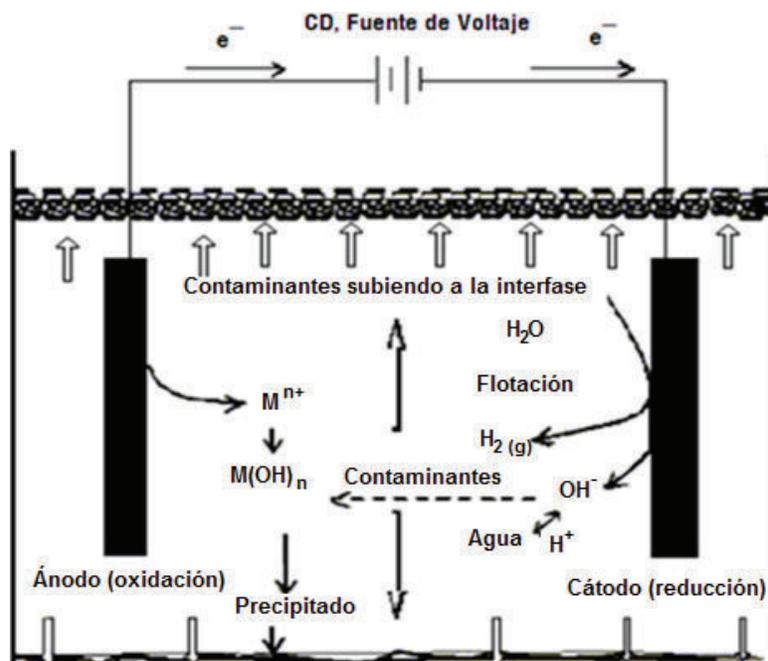


Figura 1.2. Representación del proceso de electrocoagulación (Herrera y Múzquiz, 2013, p. 39)

1.2.1.1 Leyes de Faraday

La electrocoagulación es un proceso electroquímico, por lo tanto se encuentra gobernada por las leyes de Faraday las cuales permiten establecer una relación cuantitativa entre la masa liberada y la carga eléctrica utilizada en el proceso (Bottani, Odetti, Pliego y Villareal, 2006, p. 478).

Primera ley de Faraday

La primera ley de Faraday establece que en un proceso electroquímico la cantidad de un elemento que se libera o se deposita en un electrodo es directamente proporcional a la cantidad de corriente eléctrica que pasa a través del electrolito, como se observa en las Ecuaciones 1.1 y 1.2 (Lower, 2004, p. 37).

$$m \propto Q \quad [1.1]$$

$$m = E \cdot Q \quad [1.2]$$

Donde:

m: masa liberada o depositada en el proceso

E: constante de equivalencia electroquímica (g/C)

Q: cantidad de electricidad o carga eléctrica (C)

Segunda ley de Faraday

La segunda ley de Faraday establece que la masa de los elementos liberados en el proceso es proporcional a su equivalente químico cuando la cantidad de corriente eléctrica utilizada es constante (Gómez de León y Alcaraz, 2004, p. 16).

De acuerdo a estas relaciones, se ha establecido que la cantidad de corriente eléctrica que se necesita para que se libere un equivalente gramo de un

determinado elemento es igual a 96 500 culombios que corresponde a la constante de Faraday (Burbano, Burbano y Gracia, 2003, p.465).

1.2.1.2 Mecanismo de la electrocoagulación

La electrocoagulación presenta tres etapas: la formación de coagulantes por la oxidación química del ánodo, la desestabilización de partículas suspendidas, disueltas y coloidales, y la unión de las partículas desestabilizadas para formar flóculos. (Mollah, Morkovsky, Gomes, Kesmez, Parga y Cocke, 2004, p. 200)

Según Mollah et al (2004) la desestabilización de las partículas suspendidas que contienen los efluentes se lleva a cabo teniendo en cuenta los siguientes principios (p. 200):

- La compresión de la doble capa difusa en las especies cargadas debido a las interacciones de los iones que se producen por las reacciones de oxidación que ocurren en el ánodo. Según Vásquez (2015), la doble capa difusa comprende la región entre el electrodo y el electrolito en donde se produce una distribución de cargas (p.1).
- La neutralización de los iones presentes en el agua debido a la disolución electroquímica del ánodo para poder reducir la repulsión electrostática y favorecer las fuerzas de atracción que dan lugar a la coagulación.
- La aglomeración de las partículas como consecuencia de la coagulación producida.

Las reacciones de oxidación y reducción que se llevan a cabo en el proceso de electrocoagulación ocurren en el ánodo y en el cátodo liberando iones metálicos que intervienen en la remoción de los contaminantes presentes en los efluentes. Las reacciones que producen estos iones ocurren conjuntamente con la hidrólisis del agua y como consecuencia se produce oxígeno e hidrógeno en forma de pequeñas burbujas las cuales se adhieren a los flóculos ocasionando la flotación de los mismos (Liu, Zhao y Qu, 2010, p. 246).

Para electrodos de un mismo material metálico [M], las reacciones de oxidación y reducción, así como la hidrólisis del agua se presentan en las Ecuaciones 1.3 a 1.6 (Mollah et al, 2004, pp. 201-202):

En el ánodo (oxidación):



En el cátodo (reducción):



Los iones $M_{(aq)}^{n+}$ reaccionan espontáneamente con los iones hidroxilo ($OH_{(aq)}^{-}$) para formar las especies que actúan como coagulantes. Las especies formadas suelen ser polihidróxidos metálicos que presentan afinidad por las partículas suspendidas produciendo la coagulación de las mismas (Mollah et al, 2004, p. 202).

Cuando se utilizan electrodos de hierro se producen las reacciones que se presentan en las Ecuaciones 1.7 y 1.8 (Malakootian y Yousefi, 2009, p.132):



Los iones $Fe_{(aq)}^{2+}$ y $Fe_{(aq)}^{3+}$ reaccionan de manera espontánea con los iones $OH_{(aq)}^{-}$ para producir especies como el hidróxido ferroso y el hidróxido férrico (Mollah et al, 2004, p. 202).

Al utilizar electrodos de aluminio se producen las reacciones que se presentan en las Ecuaciones 1.9 a 1.11 (Malakootian y Yousefi, 2009, p.132):



El ion $Al_{(aq)}^{3+}$ reacciona con los iones hidroxilo para dar lugar a especies poliméricas de la forma $Al_n(OH)_{3n(s)}$ que corresponden a hidróxidos de aluminio tanto monoméricos como poliméricos (Mollah et al, 2004, p. 202).

1.2.1.3 Factores que intervienen en el proceso de electrocoagulación

En el proceso de electrocoagulación existen factores que intervienen en la eficiencia de remoción de contaminantes en el agua residual y las condiciones de estos factores dependen de las características del efluente. A continuación se describen los factores más relevantes en el proceso (Piña et al, 2011, p.265; Restrepo, Arango y Garcés, 2006, pp. 70-71):

Densidad de Corriente

La densidad de corriente es el factor más relevante ya que se puede variar y controlar directamente. La eficiencia en la remoción de contaminantes está directamente relacionada con la densidad de corriente utilizada ya que, de acuerdo a la Ecuación 1.2, influye en la cantidad de iones que se producen y que actúan como coagulantes, en el tamaño y forma de los flóculos y en la producción de burbujas que intervienen en la transferencia de masa (Bayramoglu, Kobya, Can y Sozbir, 2004, p. 118; Katal y Pahlavanzadeh, 2010, p. 202).

Un incremento en la densidad de corriente en el proceso generalmente ocasiona un aumento en la remoción de contaminantes, sin embargo es importante encontrar un valor óptimo que pueda equilibrarse con los costos operativos del sistema. Valores de densidad de corriente por encima del valor óptimo significan consumos elevados de energía eléctrica y producen un mayor desgaste en los electrodos (Cañizares et al, 2010, p. 140).

Autores como Kushwaha et al (2010) y Un y Ozel (2013) han encontrado que, en el tratamiento de los efluentes de industrias lácteas, al utilizar valores de densidad de corriente entre 5 y 30 mA/cm² se obtienen porcentajes de disminución de DQO superiores al 80 % (p. 199; p. 388).

Conductividad

La conductividad eléctrica influye en la cantidad de electricidad que se debe aplicar al sistema para que puedan removerse los contaminantes del agua residual (Arango, 2012, p. 63).

Un incremento de la conductividad eléctrica significa un incremento en la densidad de corriente que se utiliza en un sistema que mantiene el voltaje constante. Por otro lado, si se mantiene la densidad de corriente constante, un aumento de la conductividad permitirá que disminuya el voltaje aplicado al sistema (Arango, 2012, p. 63).

Si el efluente presenta valores bajos de conductividad eléctrica por lo general se adicionan sales como cloruro de sodio o sulfato de sodio para elevar la conductividad del electrolito debido a los iones formados por la electrólisis (Liu et al, 2010, p. 253).

Cuando la conductividad de los efluentes es menor a 2 000 μ S/cm, se recomienda la adición de estas sales que permita elevar la conductividad eléctrica (Yavuz, Öcal, Koparal y Öğütveren, 2011, p. 967).

Material de los electrodos

Diferentes elementos metálicos como el hierro, aluminio, cobre e incluso aleaciones como el acero han sido utilizados como electrodos en un sistema de electrocoagulación y su capacidad para depurar un efluente depende de la concentración y el tipo de contaminantes presentes en el agua residual (Ojeda, Hing y González, 2012, p. 115).

Estos materiales se utilizan como electrodos debido a su resistencia química y a sus propiedades electroquímicas. La elección del material de los electrodos también está asociada a los costos de cada uno de estos materiales, al ser electrodos de sacrificio estos deben ser repuestos. (Arango y Garcés, 2007, p. 52; Chen, 2004, p. 19)

De acuerdo a la ley de Faraday los electrodos producen especies iónicas debido a la acción de la corriente eléctrica que se utiliza. Existen elementos como el aluminio o el hierro, cuyas especies iónicas presentan mejores resultados al actuar como coagulantes, por lo que es importante la elección correcta del material del electrodo (Piña et al, 2011, p.265).

Potencial de hidrógeno

Durante la electrocoagulación el electrolito cambia su pH dependiendo de la acidez o alcalinidad del agua. El pH del electrolito influye en la formación de las especies que actúan como coagulantes por lo tanto afecta directamente a la eficiencia de remoción de contaminantes (Arango y Garcés, 2007, p. 62; Chen, 2004, p. 18).

Los diagramas de Pourbaix muestran los compuestos que son susceptibles de formarse en función del potencial electroquímico y el pH estableciendo zonas y condiciones específicas en las que ocurren determinadas reacciones para cada elemento metálico (Garcés, Climent y Zornoza, 2008, p. 42).

Dependiendo del material utilizado como electrodo se pueden obtener diferentes especies iónicas a diferentes valores de pH, cada una con diferente capacidad coagulante. En las Figuras 1.3 y 1.4 se presentan los diagramas de Pourbaix para el aluminio y el hierro, respectivamente, en estos se observan las distintas especies iónicas que pueden actuar en la remoción de contaminantes (Gómez de León y Alcaraz, 2004, p. 38).

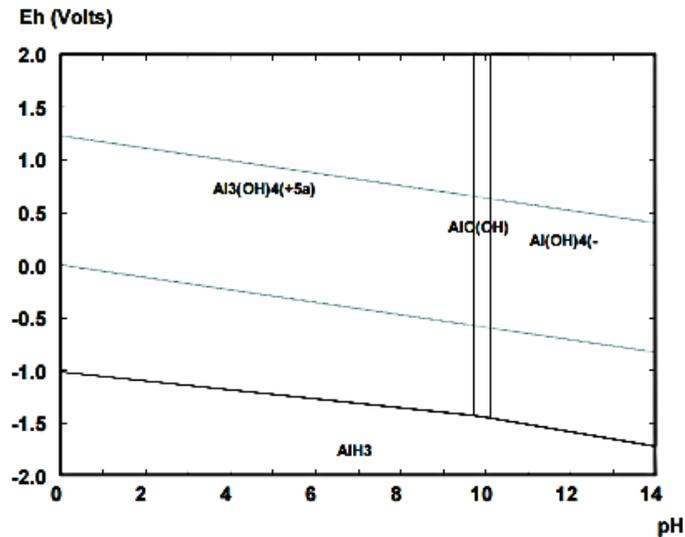


Figura 1.3. Diagrama de Pourbaix del aluminio
(Vepsäläinen, 2012, p. 29)

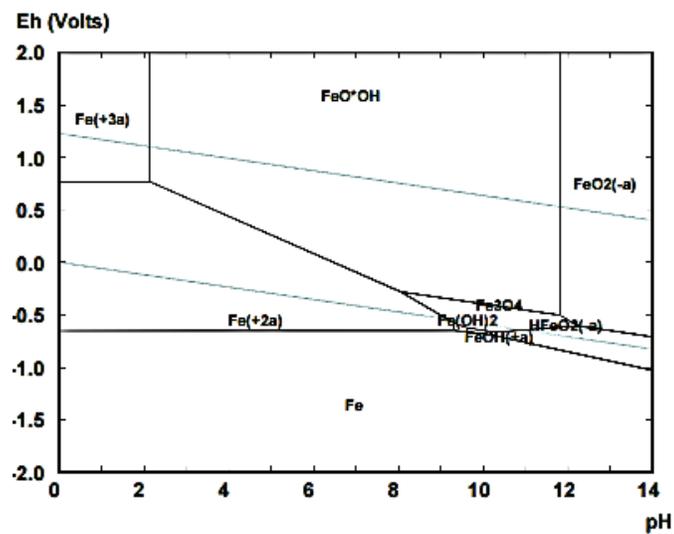


Figura 1.4. Diagrama de Pourbaix del hierro
(Vepsäläinen, 2012, p. 28)

Cuando se utilizan electrodos de aluminio, las Ecuaciones 1.12 a 1.15 muestran las especies que se forman a partir del ion Al^{3+} en donde el pH del electrolito determinará la especie predominante (Azarian, Mesdaghinia, Vaezi, Nabizadeh y Nematollahi, 2007, p. 58)



Espaciamiento entre electrodos

El espaciamiento entre electrodos es un factor importante en la electrocoagulación ya que distancias cortas representan una menor resistencia al paso de la corriente eléctrica y por lo tanto una mayor eficiencia de remoción de contaminantes, mientras que al incrementar el espaciamiento las interacciones entre iones y los contaminantes, y por consiguiente la eficiencia de remoción, se reducen (Daneshvar, Ashassi-Sorkhabi y Tizpar, 2003, p. 159; Phalakornkule, Polgumhang y Tongdaung, 2009, p. 496).

En la mayoría de experimentos en los que se utiliza la electrocoagulación para el tratamiento de efluentes se han empleado valores de distancias entre electrodos entre 0,5 y 4 cm (Piña et al, 2011, pp. 260-263)

1.2.2 FILTRACIÓN

La filtración es un proceso físico que consiste en la separación de la materia suspendida del agua. Esta separación ocurre cuando el agua pasa a través de un

medio poroso en donde las partículas suspendidas quedan retenidas en el volumen del lecho mientras el agua atraviesa el sistema. Este medio filtrante generalmente está formado por membranas semipermeables o lechos granulares. Para remover la materia retenida en el medio filtrante se realiza un retrolavado que consiste en utilizar flujos de agua o de aire a presión y en contracorriente (American Water Works Association, 2010, p. 105; Cheremisinoff, 2002, p. 62).

Aparte de la materia suspendida propia de los efluentes, en la filtración se retienen los flóculos que se forman luego de procesos de coagulación y floculación en un proceso de tratamiento convencional (American Water Works Association, 2010, p. 106).

En estos procesos de tratamiento generalmente se usan filtros abiertos, en los cuales el efluente atraviesa el medio debido a la acción de la gravedad, y filtros cerrados, en los que el efluente se aplica a presión para que pueda atravesar el filtro cuando la acción de la gravedad no es suficiente (Cheremisinoff, 2002, p. 74).

Existen dos tipos de filtración dependiendo del medio que se utiliza para la retención del material suspendido: filtración *torta* que utiliza una membrana porosa que impide el paso de las partículas y forma una capa con los sólidos retenidos, y la filtración granular que utiliza un lecho poroso que atrapa las partículas entre los intersticios del medio y sobre su superficie (McCabe, Smith y Harriott, 2007, p. 1056).

1.2.2.1 Filtración Granular

El medio poroso se compone de un material granular en el que se retienen las partículas suspendidas en el agua con un tamaño entre 1 y 100 μm , tanto en la superficie de los granos como en los espacios formados por los mismos como se observa en la Figura 1.5. (Crittenden, Rhodes, Hand, Howe, Tchobanoglous, 2012, p. 737).

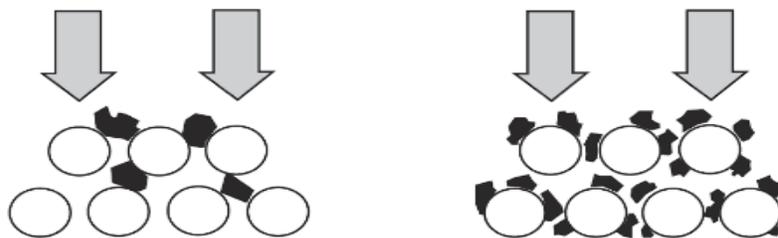


Figura 1.5. Mecanismos de remoción de partículas en un filtro granular
(American Water Works Association, 2010, p. 106)

Arena, antracita o carbón activado son los materiales más usados en estos sistemas y las propiedades de estos materiales como la forma y tamaño de los granos, densidad, dureza o área superficial influyen en su capacidad de remover contaminantes del agua (Suárez, Jácome y Ures, 2015, p. 2). Un filtro puede contener uno o varios medios filtrantes de distinto material, tamaño del lecho y tamaño de las partículas del lecho. La elección de la configuración del filtro dependerá de la concentración de sólidos suspendidos presentes en el efluente a tratar. Los filtros que contienen un solo medio filtrante de arena y que operan debido a la acción de la gravedad son los sistemas más utilizados (Romero, 2001, pp. 662-663).

Existen varios mecanismos que influyen en la retención de la materia suspendida en un filtro granular. Estos mecanismos se relacionan con el transporte y fijación de las partículas a la superficie del lecho y se describen a continuación (Tejero, Suárez, Jácome y Temprano, 2011a, p. 2):

- El medio granular actúa como un conjunto de tubos en los que ocurre una decantación laminar o tubular
- Debido a las características de un lecho granular, el agua atraviesa el medio siguiendo una trayectoria curvilínea y debido a la acción de fuerzas centrífugas las partículas chocan y se aglomeran
- Las partículas entran en contacto con el medio filtrante y quedan atrapadas en su superficie
- Las partículas quedan adheridas a la superficie del material granular mediante fenómenos de adsorción e interacción electrostática

En la Figura 1.6 se muestra la operación de un filtro granular y su sistema de retrolavado utilizado en el tratamiento de efluentes.

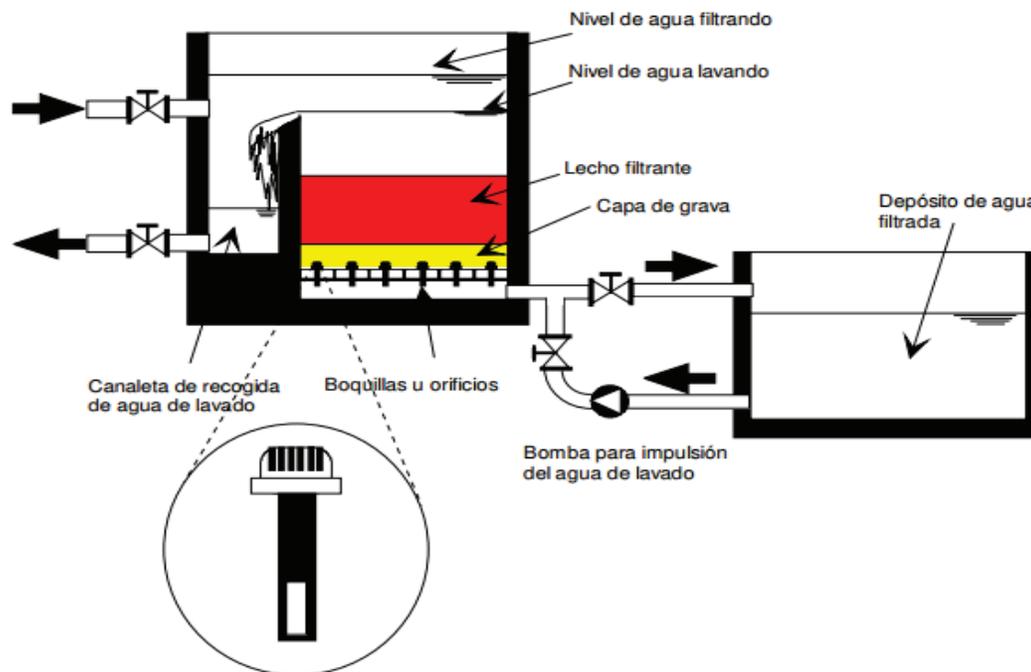


Figura 1.6. Esquema de un sistema de filtración granular
(Tejero, Suárez, Jácome y Temprano, 2011b, p. 3)

1.2.2.2 Características del lecho filtrante

Granulometría del lecho filtrante

La granulometría del lecho filtrante se establece a partir de dos parámetros: el tamaño de partícula y el coeficiente de uniformidad del lecho. El tamaño de las partículas que conforman el lecho filtrante determina el espacio que existirá entre las partículas y se lo obtiene mediante una caracterización granulométrica de la arena en la que se determina el peso de muestra que queda retenido en un juego de tamices (Suárez et al, 2015, p. 5).

La caracterización granulométrica permitirá obtener parámetros como el d_{10} y el d_{60} que corresponden al tamaño de malla de los tamices en los que pasan el 10 %

y el 60 % del material, respectivamente (Tejero et al, 2011a, p. 3), estos parámetros permiten determinar el coeficiente de uniformidad de acuerdo a la Ecuación 1.16, el cual establece la diversidad del tamaño de partícula que puede presentar una muestra de arena de sílice a utilizarse como material filtrante (Fair; Geyer y Okun, 2002, p. 228).

$$Cu = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad [1.16]$$

Donde:

Cu : coeficiente de uniformidad (unidades)

d_{60} : tamaño de partícula al cual pasa el 60 % de la muestra (mm)

d_{10} : tamaño de partícula al cual pasa el 10 % de la muestra (mm)

El d_{10} representa el tamaño efectivo de la partícula y, para arenas de sílice comerciales que se emplean como lecho filtrante, este parámetro varía entre 0,5 y 2,5 mm, mientras que el coeficiente de uniformidad presenta un valor usual de 1,8, (Suárez et al, 2015, p. 5).

Para que una muestra de arena de sílice se pueda utilizar como material del medio filtrante su coeficiente de uniformidad debe ser menor a 2,5 (Fair et al, 2002, p. 228).

Atacabilidad

Esta propiedad determina el nivel de degradación que puede presentar el material del lecho filtrante debido a la acción de sustancias como el $CO_{2(g)}$ disuelto en el agua y se determina mediante la reducción de peso que una muestra presente al ser tratada con ácido sulfúrico al 5 % durante 24 horas. Para que se pueda considerar a determinado material como lecho de filtración esta pérdida de peso debe ser menor al 2 % (Degrémont, 2015, p. 391)

1.2.2.3 Tipos de filtración granular

En la filtración granular se distinguen diferentes tipos de acuerdo a las características del proceso y las propiedades de sus materiales. En la Tabla 1.1 se muestran varios tipos de filtración

Tabla 1.1. Tipos de filtración según la velocidad, el medio filtrante, la dirección del flujo y la carga sobre el lecho

Velocidad de filtración	Medio filtrante utilizado	Dirección del flujo	Carga sobre el lecho
Rápida	Lecho simple o mixto	Ascendentes	Por presión
		Descendentes	Por gravedad o por presión
Lenta	Lecho simple	Descendentes	Por gravedad

(Tejero et al, 2011a, p.2)

Filtros lentos

Los filtros más utilizados en el tratamiento de efluentes industriales son los filtros lentos en los que se emplea arena de sílice como medio filtrante, el agua se alimenta por la parte superior y atraviesa el lecho por acción de la gravedad, estos filtros poseen un lecho de grava en el fondo que actúan como soporte de la arena para que no se pierda al ser arrastrada por el agua residual (Romero, 2001, p. 663).

En estos filtros el agua circula con velocidades menores a 0,125 m/h y pueden ser construidos de concreto o acero y su forma puede ser rectangular, cuadrada o circular. Filtros rectangulares construidos de concreto suelen ser los más utilizados (GE Power and Water, 2016).

Para el diseño de este tipo de filtros se toman en cuenta las siguientes consideraciones (Romero, 2001, pp. 663-665):

- El tipo de agua a tratar: se recomienda que la concentración de sólidos en el efluente no exceda los 90 mg/L para evitar pérdidas de carga en el filtro.
- El tipo de material filtrante: factores como el costo, el tiempo de saturación o capacidad de retención de contaminantes deben ser considerados cuando se elige el material del lecho filtrante.
- La altura efectiva del lecho: permite determinar el nivel del lecho al cual se alcanza la máxima capacidad de retención de sólidos en el filtro. En filtros lentos de arena el lecho filtrante presenta alturas entre 30 y 75 cm.
- Las pérdidas de carga en el filtro: ocasionadas principalmente por el atrapamiento de partículas en los espacios entre granos. Los valores para pérdidas de carga en filtros lentos de arena suelen encontrarse en un rango entre 0,9 y 1,8 m.
- El tiempo de operación: consiste en el período que puede trabajar el filtro antes de que sea necesario el lavado del mismo. Este período varía de 15 a 30 días para filtros lentos de arena.

1.2.2.4 Retrolavado de filtros granulares

En la filtración las partículas suspendidas ocupan la superficie del lecho hasta que el lecho pierde su capacidad de retención de las mismas debido a una pérdida de carga en el sistema o porque no existen espacios en su superficie para que puedan adherirse el material suspendido. Una vez que se ha saturado el filtro es necesario realizar un lavado del mismo para poder reestablecer su capacidad de filtración (Cheremisinoff, 2002, p. 243).

Para el lavado de un filtro se utilizan caudales de agua o aire en contracorriente que permitan una expansión en el medio filtrante. La velocidad del flujo de agua o aire que se utilice debe alcanzar la velocidad de fluidización del lecho para que pueda expandirse, sin embargo no debe exceder la velocidad crítica de fluidización debido a que los granos serán arrastrados por el fluido. (Carbotecnia, 2014, p. 2, Martínez, 2001, p. 10). El tiempo de retrolavado del filtro generalmente se encuentra entre uno y dos minutos (Romero, 2001, p. 675).

La velocidad de fluidización está dada por la velocidad del flujo de agua o aire que permita que el lecho se expanda y se fluidifique, mientras que la velocidad crítica de fluidización representa la velocidad del flujo de agua o aire a la cual las partículas que conforman el lecho son arrastradas por el fluido (Jiménez, 2005, p. 220).

La Figura 1.7 muestra el esquema de un filtro provisto de un sistema que permite realizar el retrolavado del mismo.

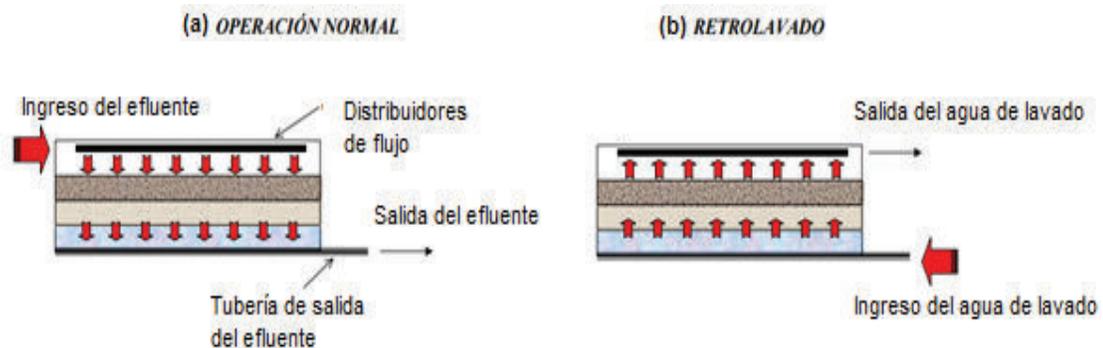


Figura 1.7. Dirección del flujo en un filtro (a) en operación normal y (b) con retrolavado (Festa-Hidrogel, 2015, p. 1)

La limpieza del lecho filtrante ocurre cuando los granos entran en contacto o chocan unos con otros al fluidificar el medio, la materia que está adherida a la superficie de las partículas del lecho se libera y es arrastrada por el flujo ascendente de aire o agua. Para el lavado del filtro se puede utilizar agua limpia o el agua filtrada (Jiménez, 2005, p. 221; Suárez et al, 2015, p. 16).

2 PARTE EXPERIMENTAL

2.1 CARACTERIZACIÓN DE LOS EFLUENTES DE UNA INDUSTRIA PRODUCTORA DE LÁCTEOS

2.1.1 MUESTREO DEL EFLUENTE

La planta opera 17 horas al día, por lo que se realizó un muestreo compuesto que permita obtener una muestra representativa de los efluentes de la industria láctea. El número de muestras simples que se requieran para conformar una muestra compuesta se determinó mediante los criterios de muestreo establecidos en el numeral 6.5 de la Norma Técnica NT002, que se presentan en la Tabla 2.1 (Secretaría de Ambiente, 2016b, p. 8)

Tabla 2.1. Número de muestras simples y frecuencia de muestreo en función del tiempo de operación del generador de la descarga

Tiempo que opera el proceso generador de la descarga (horas)	Muestras simples necesarias	Intervalo entre toma de muestras simples (horas)	
		Mínimo	Máximo
Hasta 8	4	1	2
Más de 8 y hasta 16	4	2	3
Más de 16 y hasta 24	6	3	4

(Secretaría de Ambiente, 2016b, p. 8)

Para conformar una muestra compuesta se tomaron 6 muestras simples diarias durante 3 días. Las muestras simples fueron recolectadas con intervalos de 3 horas en jornadas desde las 06:00 hasta las 21:00. Además, cada muestra fue tomada considerando las técnicas de muestreo descritas en la norma NTE INEN 2176:2013 (Instituto Ecuatoriano de Normalización, 2013b, pp. 2-7).

En cada muestreo simple se determinó el caudal instantáneo mediante el tiempo que se demoró en llenar un recipiente de 20 litros medido con un cronómetro

(Villavicencio y Villablanca, 2010, p.1). El tiempo de recolección de cada muestra simple para formar una muestra compuesta se determinó con la Ecuación 2.1 (Romero, 2001, p. 76).

$$\text{Tiempo de Recolección (s)} = \frac{\text{Volumen de muestra compuesta (L)}}{\text{flujo promedio de las mediciones} \times \# \text{ de mediciones}} \quad [2.1]$$

Se procedió a mezclar porciones de cada muestra simple hasta conformar una sola muestra de acuerdo a lo que sugiere Romero (2001) para obtener una muestra compuesta que sea representativa, utilizando el tiempo de recolección obtenido. Los volúmenes de cada muestra simple se calcularon mediante la Ecuación 2.2 (p. 76).

$$\text{Volumen de muestra simple (L)} = \text{Tiempo de Recolección (s)} \times \text{caudal (L/s)} \quad [2.2]$$

Cada muestra fue identificada con la fecha del muestreo y preservada hasta su transporte al laboratorio considerando la norma NTE INEN 2169:2013 para el manejo y conservación de muestras (Instituto Ecuatoriano de Normalización, 2013a, pp. 2-6)

2.1.2 CARACTERIZACIÓN FÍSICA Y QUÍMICA DE LOS EFLUENTES DE LA INDUSTRIA LÁCTEA

Luego de haber efectuado el muestreo compuesto de los efluentes de la industria láctea se realizaron los análisis de los parámetros físicos y químicos de la descarga. Los parámetros que se analizaron fueron escogidos con base en la Tabla N° A5 de la Norma Técnica NT002 para el Control de Descargas Líquidas que orienta a cada actividad industrial sobre los parámetros que debe analizar (Secretaría de Ambiente, 2016b, p. 18).

Los parámetros considerados para la caracterización del efluente y los procedimientos utilizados para su determinación se presentan en la Tabla 2.2.

Tabla 2.2. Parámetros y procedimientos empleados en la caracterización del efluente

Parámetro	Procedimiento APHA utilizado
Aceites y grasas	5520B
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	5210B
Demanda química de oxígeno (DQO)	5220C
Sólidos sedimentables	2540F
Sólidos suspendidos	2540D

(American Public Health Association, 2005, pp. 2-83, 2-86, 5-2, 5-12 y 5-48)

2.2 DETERMINACIÓN DE LAS CONDICIONES DE DENSIDAD DE CORRIENTE, MATERIAL DE LOS ELECTRODOS, DISTANCIA ENTRE ELECTRODOS Y PH QUE PERMITAN LA MAYOR REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EL EFLUENTE

2.2.1 DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE UN SISTEMA DE ELECTROCOAGULACIÓN A ESCALA LABORATORIO

Para la construcción del sistema de electrocoagulación se utilizaron los siguientes materiales y equipos:

- Recipiente rectangular de acrílico
- Placas rectangulares de hierro y de aluminio
- Conectores eléctricos
- Fuente de poder de corriente continua, ARKSEN, 30 V - 30 A, 0,1 V - 0,1 A

Con base en los estudios realizados por Bazrafshan et al (2012), la celda de electrocoagulación fue diseñada como un reactor discontinuo con una capacidad para tratar un volumen de 4 L de efluente. La celda fue construida en acrílico y

sus dimensiones fueron 25×15×15 cm de largo, ancho y altura, respectivamente (p. 3).

En las paredes laterales de la celda se colocaron dos soportes para las placas metálicas que actuaron como electrodos de tal manera que estas placas quedaron situadas a 2,5 cm tanto de la base de la celda (Arango y Garcés, 2007, p. 62). De igual manera, los soportes fueron contruidos de acrílico y fueron provistos de divisiones de 5 mm que permitieron colocar electrodos a distancias fijas (Arango y Garcés, 2007, p. 64). Esta disposición permitió establecer las zonas de sedimentación, reacción y flotación que se presenta en la Figura 2.1.

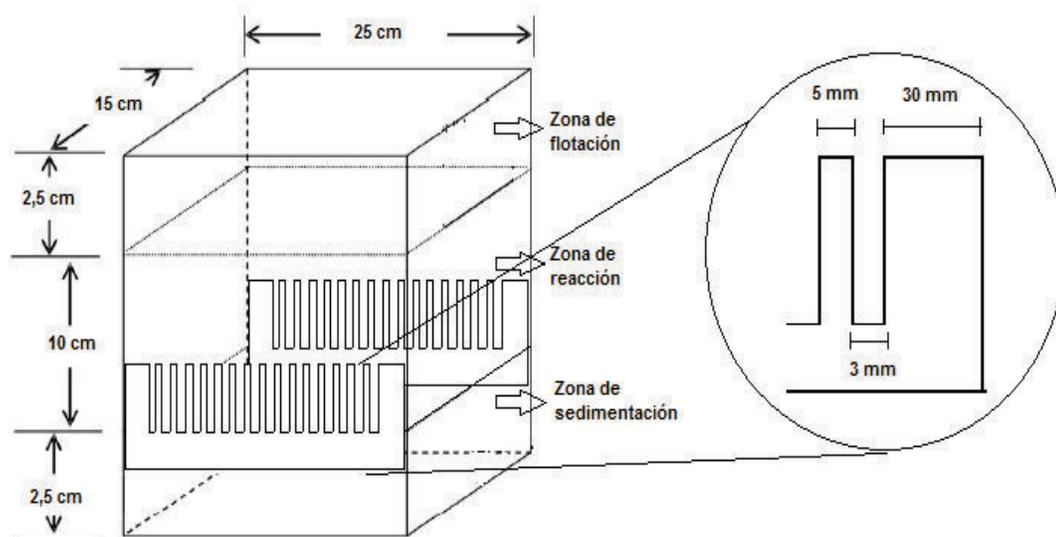


Figura 2.1. Esquema del sistema de electrocoagulación

Los materiales de los electrodos que se utilizaron en la celda de electrocoagulación fueron aluminio y hierro, los cuales se diseñaron como placas rectangulares de 100, 150 y 3 mm de alto, ancho y espesor, respectivamente. El número de electrodos a utilizarse se determinó mediante la Ecuación 2.3 que relaciona las dimensiones de la celda y los espaciamentos del soporte en donde se colocaron los electrodos (Arango y Garcés, 2007, p. 64). El cálculo del número de electrodos se presenta en el Anexo II.

$$\text{Número de electrodos} = \frac{(\text{ancho de celda}) - 2 (\text{dist. electrodos cara lateral})}{(\text{dist. máxima entre electrodos} + \text{espesor de placa})} \quad [2.3]$$

Mediante un sistema de ocho acoples eléctricos, los electrodos se conectaron a una fuente de poder de corriente continua marca ARKSEN que suministró la energía necesaria para el proceso. Se conectaron 4 electrodos en el polo positivo y 4 electrodos en el polo negativo (Bazrafshan et al, 2012, p. 3).

En la Figura 2.2 se presenta el sistema de electrocoagulación implementado en el laboratorio.

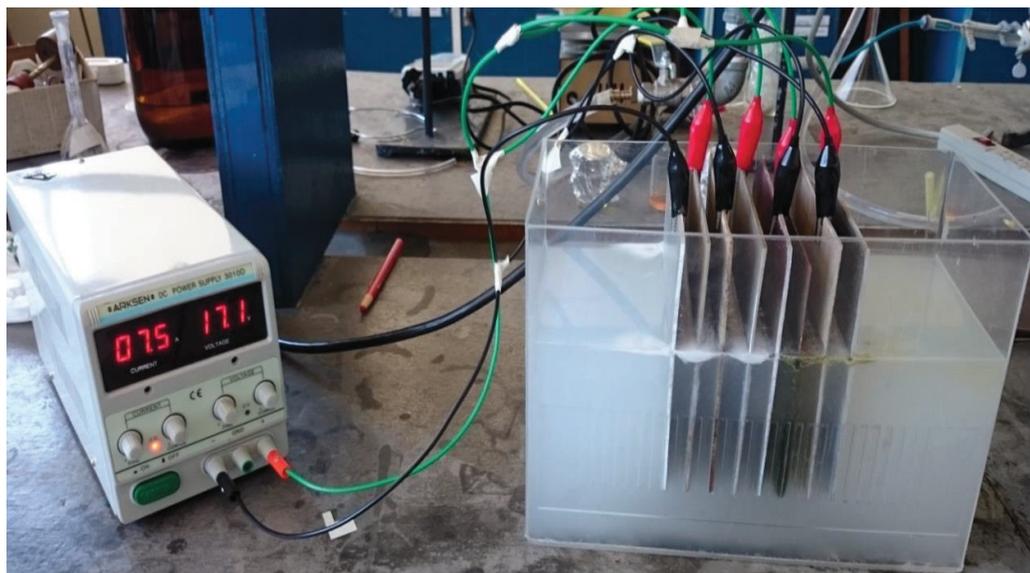


Figura 2.2. Sistema de electrocoagulación a escala laboratorio

2.2.2 EVALUACIÓN DE LOS FACTORES QUE INFLUYEN EN UN PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN

De los paquetes informáticos que se emplean en el análisis de los datos que se obtienen en un experimento se utilizó el programa estadístico STATGRAPHICS Centurion debido a su sencillez del procesamiento de datos y la variedad de herramientas que pueden utilizarse en el análisis estadístico y diseño de experimentos (Serrano, 2003, p. 13).

Este programa permitió realizar un análisis estadístico y obtener los diagramas de Pareto para efectos estandarizados de las variables de entrada sobre las

variables de salida y los gráficos de superficie de respuesta estimada y sus contornos. Además permitió optimizar los valores de las variables de entrada: densidad de corriente, material de los electrodos, distancia entre electrodos y pH del efluente, que permitan la maximización de las variables de salida: reducción de la DQO y remoción de sólidos suspendidos (Serrano, 2003, p.13).

Se estableció un diseño experimental completamente al azar con dos repeticiones para cada ensayo. El número de repeticiones se estableció de acuerdo al número mínimo necesario para mantener un nivel de confianza del 95% y un poder estadístico del 80% (Lozano, 2011, p. 59).

En el diseño experimental se consideraron cuatro factores: la densidad de corriente, el material de los electrodos, la distancia entre electrodos y el pH inicial del efluente.

Debido a que el material de los electrodos es un parámetro categórico y no cuantitativo, se efectuaron comparaciones entre los ensayos que se realizaron con cada tipo de material: aluminio y hierro (Kushwaha et al, 2010, p. 198).

El diseño utilizado corresponde a un diseño factorial multinivel en el que se evaluó la influencia de los parámetros antes mencionados en la reducción de la concentración de la DQO y sólidos suspendidos en el efluente que representan las variables de salida.

Se obtuvieron 18 ensayos experimentales para cada material de los electrodos, los cuales fueron identificados mediante una nomenclatura específica que se detalla a continuación:

D – P – E

Donde:

D: Valor de la densidad de corriente utilizado en los ensayos de electrocoagulación (dos dígitos).

P: Valor del pH inicial de la muestra que se utilizó en los ensayos de electrocoagulación (uno o dos dígitos).

E: Espaciamiento entre electrodos. A y B para dos valores de espaciamiento.

Los valores de los parámetros evaluados y la nomenclatura utilizada en el diseño factorial se describen en la Tabla 2.3.

Tabla 2.3. Condiciones de densidad de corriente, espaciamiento entre electrodos y pH de la muestra en los ensayos de electrocoagulación

Nomenclatura de ensayos	Densidad de corriente (mA/cm ²)	pH del agua residual	Espaciamiento entre electrodos (mm)
104A	10	4,0	13
104B	10	4,0	21
107A	10	7,0	13
107B	10	7,0	21
1010A	10	10,0	13
1010B	10	10,0	21
204A	20	4,0	13
204B	20	4,0	21
207A	20	7,0	13
207B	20	7,0	21
2010A	20	10,0	13
2010B	20	10,0	21
304A	30	4,0	13
304B	30	4,0	21
307A	30	7,0	13
307B	30	7,0	21
3010A	30	10,0	13
3010B	30	10,0	21

La toma de muestras se realizó tomando en cuenta el siguiente procedimiento:

- Se apagó la fuente de corriente continua
- Con una pipeta se tomaron 250 mL del efluente en tratamiento de la zona de reacción de la celda

- Las muestras fueron colocadas en recipientes de vidrio los cuales fueron rotulados y puestos en refrigeración hasta ser analizadas
- Se añadieron 250 mL de agua para conservar la superficie mojada de los electrodos

En cada ensayo se tomaron muestras del efluente a los 15, 30, 45 y 60 minutos de experimentación con dos repeticiones y se analizaron las concentraciones de la DQO y sólidos suspendidos (Kushwaha et al, 2010, p. 202).

2.2.2.1 Evaluación del efecto de la densidad de corriente en la electrocoagulación

Para evaluar la densidad de corriente aplicada al sistema de electrocoagulación se colocaron 4 L de agua residual en la celda y se conectó el sistema. Con el volumen de agua utilizado, la sección de los electrodos que se encuentra sumergida representó un área de 900 cm^2 la cual permitió determinar la intensidad de corriente necesaria para alcanzar densidades de corriente de 10, 20 y 30 mA/cm^2 que se utilizaron en la experimentación (Kushwaha et al, 2010, p. 199; Un y Ozel, 2013, p. 388).

El ejemplo de cálculo para la obtención del área de la sección sumergida de los electrodos y la intensidad de corriente necesaria para alcanzar los valores de densidad de corriente deseados se presentan en el Anexo II.

2.2.2.2 Evaluación del efecto del espaciamiento entre electrodos en la electrocoagulación

Para evaluar la distancia entre los electrodos del sistema de electrocoagulación que presente mejor remoción de contaminantes se utilizó 4 L de efluente y se colocaron los electrodos en el soporte de la celda de tal manera que los espaciamientos entre electrodos fueron de 13 y 21 mm de acuerdo al rango de distancias entre electrodos para ensayos de electrocoagulación presentado por

Piña et al (2011) el cual se encuentra entre 5 y 40 mm (pp. 260-263). Luego se procedió a conectar el sistema y se encendió la fuente de alimentación de corriente continua.

2.2.2.3 Evaluación del efecto del potencial de hidrógeno en la electrocoagulación

Para el estudio del efecto del potencial de hidrógeno del agua residual en el sistema de electrocoagulación se acondicionó el pH hasta alcanzar valores de 4,0, 7,0 y 10,0 de acuerdo al siguiente procedimiento (Suárez, 2014, p. 51):

- Se tomó un volumen de muestra de 4 L de efluente
- Se añadió gota a gota una solución de ácido clorhídrico de concentración 1 N hasta alcanzar un pH de 4,0
- Para alcanzar valores de pH de 7,0 y 10,0 se agregó gota a gota una solución de hidróxido de sodio de concentración 1 N
- Una vez que se acondicionó el pH del efluente, se conectó y encendió el sistema.

2.2.2.4 Evaluación del efecto del material de los electrodos en la electrocoagulación

Para evaluar el material de los electrodos que permita la mayor remoción de contaminantes se utilizaron electrodos de dos distintos materiales: aluminio y hierro, debido a su resistencia química, sus propiedades electroquímicas y su costo (Chen, 2004, p. 19)

Se conectaron 4 electrodos como ánodos y 4 electrodos como cátodos. Se colocaron 4 L de agua residual en la celda de electrocoagulación y se encendió el sistema (Ojeda, Hing y González, 2012, p. 115).

Para separar los sólidos formados en la electrocoagulación del efluente tratado se siguió el procedimiento detallado a continuación (Un y Ozel, 2013, p. 387):

- Una vez que finalizó el tiempo de ensayo, los sólidos formados en la zona de flotación se recogieron en un recipiente
- Se separó el efluente de los sólidos que se formaron en la zona de sedimentación
- Los sedimentos se recogieron junto con los sólidos flotados y se secaron en una estufa a 105 °C durante 24 horas
- Luego se colocaron en un desecador, se enfriaron hasta temperatura ambiente y se registró su peso

2.3 EVALUACIÓN DE UN SISTEMA DE FILTRACIÓN DE ARENA DE SÍLICE A ESCALA LABORATORIO

Como complemento del tratamiento de electrocoagulación se evaluó un sistema de filtración de arena de sílice para remover sólidos suspendidos presentes en el efluente debido a que, luego de los ensayos de electrocoagulación, la concentración de sólidos suspendidos se encuentra por encima de los límites permisibles para la descarga a un cuerpo receptor. Para determinar las condiciones de operación del filtro de arena de sílice a escala laboratorio se efectuó una caracterización granulométrica del material a utilizarse como lecho filtrante. Además, se obtuvo la altura efectiva y el tiempo de saturación con distintas cargas hidráulicas.

2.3.1 CARACTERIZACIÓN GRANULOMÉTRICA DE LA ARENA DE SÍLICE

Se realizaron análisis granulométricos para la arena de sílice de dos distintas casas comerciales para evaluar y predecir su desempeño como material filtrante de acuerdo al procedimiento detallado a continuación (Suárez et al, 2015, p. 5):

- Se secó la arena de sílice de una de las casas comerciales en una estufa a 105 °C por 3 horas y se dejó enfriar

- Se pesó 1 kg del material seco y enfriado y se colocó en un juego de tamices previamente pesados con aberturas desde 2,38 mm (malla N° 8) hasta 0,15 mm (malla N° 100) y con la ayuda de un agitador mecánico se procedió a tamizar
- Una vez que concluyó el tamizado se registró el peso de cada uno de los tamices junto con el material retenido en cada uno de ellos
- Con los pesos del material retenido en los tamices se obtuvo el porcentaje de retención del material en cada tamiz y se elaboró una curva de distribución del tamaño de grano respecto a la abertura de los tamices utilizados

El coeficiente de uniformidad se calculó de acuerdo con la Ecuación 1.16 para las dos muestras de arena de sílice, el cual determina la homogeneidad de una muestra de arena (Fair et al, 2002, pp. 228-229). Un ejemplo de cálculo del coeficiente de uniformidad se presenta en el Anexo III.

El material que se utilice como medio filtrante debe presentar una granulometría uniforme, por lo que se escogió la arena de sílice que presentó un menor coeficiente de uniformidad y que se encuentre en un rango entre 0,0 y 2,5. (Fair et al, 2002, p. 229).

2.3.2 DETERMINACIÓN DE LA ALTURA EFECTIVA DEL FILTRO DE ARENA DE SÍLICE

Para determinar la altura efectiva se diseñó un filtro a escala laboratorio. Para su construcción se utilizó una tubería de PVC de 6 pulgadas de diámetro y se empleó la arena con el mejor coeficiente de uniformidad como medio filtrante, la cual fue colocada en un soporte de grava (Metcalf y Eddy, 2003, pp. 300 – 303).

En los ensayos de filtración se emplearon diferentes alturas del lecho de arena de sílice y se utilizó el agua tratada proveniente de los ensayos de electrocoagulación con mejores porcentajes de remoción. Se dosificó el efluente

al filtro con valores de cargas hidráulicas de 1,5 y 2,5 m/día y se realizaron mediciones de sólidos suspendidos al final de cada ensayo con dos repeticiones. La altura que permitió una mayor reducción de la concentración de sólidos presentes al final de los ensayos representó la altura efectiva del filtro (Metcalf y Eddy, 2003, p. 304).

Romero (2001) establece que la altura efectiva para lechos filtrantes de arena de sílice varía entre 30 y 75 cm y un valor típico de diseño de 55 cm, por lo que la altura efectiva se evaluó en el rango descrito (p. 664). La altura del lecho y cargas hidráulicas utilizadas en los ensayos se muestran en la Tabla 2.4.

Tabla 2.4. Carga hidráulica y altura del lecho utilizadas en los ensayos de filtración

Ensayo	Carga hidráulica (m/día)	Altura del lecho filtrante (cm)
1	1,5	0
2		15
3		30
4		40
5		45
6		50
7		55
8		60
9	2,5	0
10		15
11		30
12		40
13		45
14		50
15		55
16		60

2.3.3 DETERMINACIÓN DEL TIEMPO DE SATURACIÓN DEL FILTRO DE ARENA DE SÍLICE

Para determinar el tiempo de saturación del filtro de arena de sílice se utilizó el filtro a escala laboratorio construido y la altura efectiva obtenida del material filtrante. Se dosificó el efluente proveniente de los ensayos de electrocoagulación con mejores porcentajes de remoción y se emplearon las cargas hidráulicas con las que se determinó la altura efectiva (Metcalf y Eddy, 2003, pp. 302-303).

Se determinó el tiempo de saturación del filtro, que corresponde al período en el que las concentraciones de sólidos suspendidos a la entrada y a la salida del filtro fueron iguales. Además se estableció el ciclo de filtración que corresponde al tiempo en el que la concentración final de sólidos suspendidos supera el valor fijado en la Ordenanza N° 138 que se presenta en el Anexo I. Se realizaron dos repeticiones para cada ensayo (Tchobanoglous, Burton y Stensel, 2003, p. 1069).

Una vez que se obtuvo el tiempo de saturación se realizó un retrolavado del filtro con un flujo de agua de 13 L/min en contracorriente. Este flujo permitió un porcentaje de expansión del lecho entre 28 % y 40 % el cual se alcanzó cuando la velocidad del agua y la velocidad de lavado fueron iguales (Suárez et al, 2015, p. 16). Un ejemplo de cálculo de la velocidad de lavado se realizó mediante la Ecuación 2.4 y se presenta en el Anexo IV (Suárez et al, 2015, p. 16)

$$V_t = 10 \cdot C_u \cdot T_e \quad [2.4]$$

Donde:

V_t : velocidad de lavado (m/min)

C_u : coeficiente de uniformidad (unidades)

T_e : tamaño efectivo (mm)

La eficiencia del retrolavado se evaluó de acuerdo al siguiente procedimiento (Romero, 2001, 674):

- Se saturó el filtro utilizando una carga hidráulica de 1,5 m/día
- Una vez saturado el filtro se realizó el retrolavado con un flujo de agua de 13 L/min
- Nuevamente se dosificó el efluente con una carga hidráulica de 1,5 m/día y se determinó el nuevo tiempo de saturación
- Se realizaron dos repeticiones y en cada repetición se empleó una muestra de arena nueva y sin utilizar

2.4 CARACTERIZACIÓN DE LOS EFLUENTES DE LA INDUSTRIA PRODUCTORA DE LÁCTEOS LUEGO DEL TRATAMIENTO DE ELECTROCOAGULACIÓN Y FILTRACIÓN

Luego de los procesos de electrocoagulación y filtración realizaron los análisis de los parámetros físicos y químicos del efluente tratado. Los parámetros que se consideraron para la caracterización final de los efluentes fueron los mismos que se presentaron en la sección 2.1.2 de acuerdo a lo que se estipula en la Ordenanza Municipal N° 138 para las descargas de un industria láctea (Secretaría de Ambiente, 2016b, p. 18).

Los procedimientos utilizados para la determinación de cada uno de los parámetros considerados en la caracterización del efluente tratado se presentan en la Tabla 2.2.

3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN FÍSICA Y QUÍMICA DE LOS EFLUENTES

3.1.1 MUESTREO DE LOS EFLUENTES

Los resultados de los caudales con los que se tomaron las muestras simples en los tres días de muestreo se presentan en la Tabla 3.1.

Tabla 3.1. Caudales de las muestras simples en los tres días de muestreo

Nº de muestra	Hora	Caudal promedio (L/s)		
		Día 1	Día 2	Día 3
1	6h00	6,45	6,46	6,86
2	9h00	3,80	4,02	4,37
3	12h00	3,30	3,75	3,90
4	15h00	4,49	5,22	4,32
5	18h00	4,19	3,73	3,66
6	21h00	3,54	3,41	3,29
Promedio		4,30 ± 1,14	4,43 ± 1,18	4,40 ± 1,27

$$\bar{x} \pm \sigma (n = 6)$$

En la Tabla 3.1 se puede observar que las desviaciones estándar de los promedios de los caudales para cada uno de los días de muestreo presentan valores elevados debido a que el caudal no es constante en una jornada productiva.

La dispersión de los caudales con respecto al promedio en cada día de muestreo se debe principalmente a que las descargas de los efluentes no son constantes en una jornada. En horas de la mañana se llevan a cabo operaciones de limpieza y desinfección en la planta por lo que incrementa el flujo de las descargas de agua residual, razón por la cual los caudales máximos se registraron a las 6h00. Por otro lado los caudales mínimos se obtuvieron a las 12h00 para el primer día y

a las 21h00 para el segundo y tercer día debido a que en estos horarios ocurren cambios de turno en el personal.

Además, aunque en menor proporción, el método del cubo utilizado para la medición de los caudales también influyó en la dispersión de los caudales ya que depende de la apreciación de la persona responsable del muestreo, aunque el porcentaje de error de este método no sobrepasa el 5% (López, 2011, p. 84).

Con los caudales obtenidos se determinó el volumen necesario de cada muestra simple para poder obtener la muestra compuesta. Estos valores se presentan en la Tabla 3.2.

Tabla 3.2. Volumen de cada muestra simple para formar una muestra compuesta de 50 litros por día

		Volumen necesario para una muestra compuesta de 50 litros por día (L)		
N° de muestra	Hora	Día 1	Día 2	Día 3
1	6h00	12,5	12,2	13,0
2	9h00	7,4	7,6	8,3
3	12h00	6,4	7,0	7,4
4	15h00	8,7	9,8	8,2
5	18h00	8,1	7,0	6,9
6	21h00	6,9	6,4	6,2
Total		50,0	50,0	50,0

El volumen necesario para cada muestra simple se relaciona directamente con el caudal utilizado en el muestreo (Romero, 2001, p. 77). Por esta razón las muestras simples que aportan con un mayor volumen al muestreo compuesto son aquellas que fueron tomadas a las 6h00. Debido a la misma razón las muestras que aportan con un menor volumen son aquellas que fueron tomadas a las 12h00 para el primer día y a las 21h00 para el segundo día.

3.1.2 CARACTERIZACIÓN FÍSICA Y QUÍMICA DE LOS EFLUENTES

Los resultados de la caracterización física y química de las tres muestras de agua residual que se recogieron en tres días distintos se presentan en la Tabla 3.3.

Tabla 3.3. Caracterización física y química de los efluentes de la industria láctea

Parámetro	Unidades	Promedio	Coefficiente de variación (%)	Límite máximo permisible*
Aceites y grasas	mg/L	118,5 ± 44,6	37,6	70
Caudal	L/s	4,38 ± 0,07	1,6	---
DBO ₅	mg/L	498 ± 133	26,6	170
DQO	mg/L	789 ± 266	33,8	350
pH	---	6,09 ± 0,49	8,1	6-9
Sólidos sedimentables	mg/L	12,6 ± 3,6	28,7	20
Sólidos suspendidos	mg/L	309,2 ± 65,0	21,0	100
Temperatura	°C	27,9 ± 2,4	8,7	< 40

*(Secretaría de Ambiente, 2016b, p. 10)

$\bar{x} \pm \sigma$ ($n = 3$)

Se observa que los coeficientes de variación de parámetros como aceites y grasas, DBO₅, DQO, sólidos sedimentables y sólidos suspendidos presentan valores por encima del 15 %, lo que indica que la desviación estándar presenta valores altos con respecto a sus promedios y se debe a que las condiciones de los efluentes varían considerablemente de una jornada a otra por los procesos que se llevan a cabo (Arango y Garcés, 2008, p. 181).

El promedio de cada uno de los parámetros analizados se comparó con los límites estipulados en la Norma Técnica NT002 para la aplicación de la Ordenanza Municipal N° 138 de la Secretaría de Ambiente del Distrito Metropolitano de Quito que se presentan en el Anexo I, parámetros como el pH, sólidos sedimentables y

temperatura cumplen con lo estipulado en la Norma, sin embargo los parámetros restantes sobrepasan los límites establecidos en la normativa ambiental vigente debido a que la materia prima utilizada es leche, la cual eleva considerablemente la cantidad de materia orgánica en el efluente, además de los ácidos y bases utilizados en la limpieza y desinfección de equipos (Demirel et al, 2004, p: 2583).

Los parámetros que presentan mayor concentración corresponden a la DBO₅ y la DQO con valores promedio de 498 ± 133 mg/L y 789 ± 266 mg/L respectivamente, debido a la carga orgánica que se encuentra en el efluente. Los aceites y grasas presentan un valor promedio de $118,5 \pm 44,6$ mg/L y son considerados como compuestos difíciles de tratar biológicamente debido los enlaces que conforman su estructura (Olivo, Magallanes y Sandoval, 2010, p. 30). Los sólidos suspendidos presentan un valor promedio de $309,2 \pm 65,0$ mg/L y están relacionados con la turbidez y el color de los efluentes de la industria láctea (Demirel et al, 2004, p: 2584).

Debido a que las concentraciones de aceites y grasas, DBO₅ y DQO sobrepasaron los límites permisibles establecidos en la Norma Técnica NT002, los tratamientos a estudiarse se enfocan en la reducción de las concentraciones de estos parámetros mediante electrocoagulación y la disminución de la concentración de sólidos mediante filtración.

3.2 DETERMINACIÓN DE LAS CONDICIONES DE DENSIDAD DE CORRIENTE, MATERIAL DE LOS ELECTRODOS, DISTANCIA ENTRE ELECTRODOS Y pH QUE PERMITAN LA MAYOR REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EL EFLUENTE

Se efectuaron ensayos de electrocoagulación de acuerdo a las condiciones de densidad de corriente, material de los electrodos, distancia entre electrodos y pH del efluente que se presentan en la Tabla 3.4 en los que se determinó el

porcentaje de reducción de la DQO y sólidos suspendidos luego de 60 minutos de experimentación.

Tabla 3.4. Condiciones de densidad de corriente, material de los electrodos, distancia entre electrodos y pH del efluente utilizadas en los ensayos de electrocoagulación

Parámetro	Valores		
Densidad de corriente (mA/cm ²)	10	20	30
Material de los electrodos	Aluminio		Hierro
Distancia entre electrodos (mm)	13		21
pH del efluente	4,0	7,0	10,0

3.2.1 REDUCCIÓN DE LA DQO

Se realizó el análisis estadístico en el software STATGRAPHICS de la influencia de cada uno de los factores considerados en la reducción de la DQO. Mediante este software se obtuvieron los diagramas de Pareto para los ensayos con electrodos de aluminio y hierro que se presentan en las Figuras 3.1 y 3.2, respectivamente.

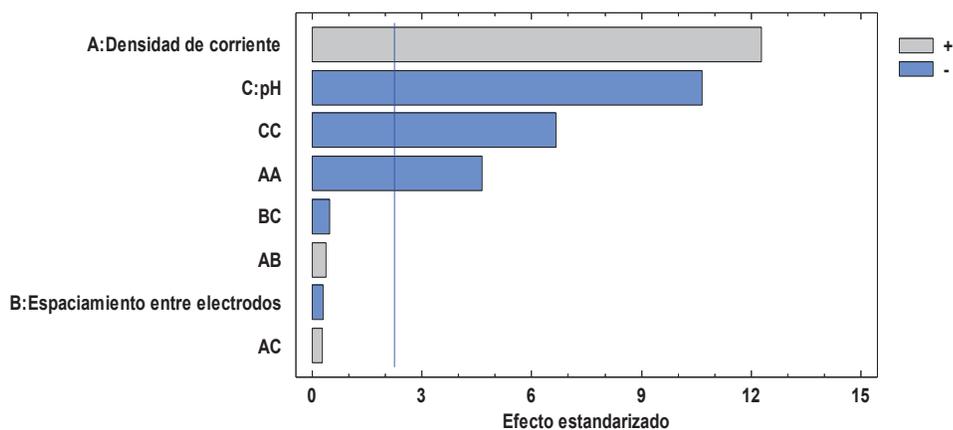


Figura 3.1. Diagrama de Pareto para efectos estandarizados de las variables experimentales sobre la reducción de la DQO en ensayos de electrocoagulación con electrodos de aluminio

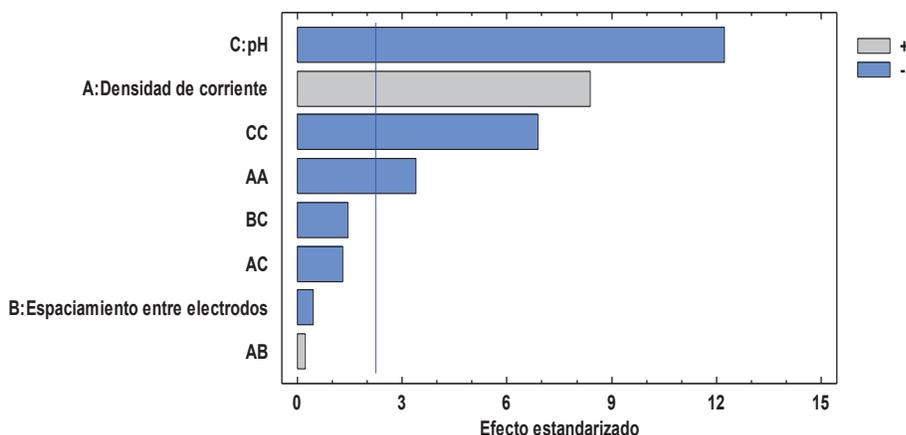


Figura 3.2. Diagrama de Pareto para efectos estandarizados de las variables experimentales sobre la reducción de la DQO en ensayos de electrocoagulación con electrodos de hierro

En las Figuras 3.1 y 3.2 se puede observar que parámetros como la densidad de corriente y el pH del agua residual influyen significativamente en la disminución de la DQO, mientras que el espaciamiento entre los electrodos no presenta una influencia significativa, por lo tanto los porcentajes de reducción de la DQO serán similares cuando se utilicen distancias entre electrodos de 13 y 21 mm. Considerando que la resistencia al paso de la corriente eléctrica es mayor cuando disminuye el espaciamiento entre electrodos, en los análisis estadísticos posteriores se consideraron solamente los ensayos con un espaciamiento entre electrodos de 13 mm (Daneshvar, Ashassi-Sorkhabi y Tizpar, 2003, p. 159).

El bloque que corresponde a la densidad de corriente tiene un signo positivo (+), lo que indica que existe una proporcionalidad directa entre este factor y la reducción de la DQO, es decir, si se incrementa la densidad de corriente también incrementa la remoción del parámetro de control mencionado. Además, el bloque correspondiente al pH de la muestra presenta un signo negativo (-), lo que significa que la relación entre el pH y la reducción de la DQO es inversamente proporcional, es decir, al incrementar el pH inicial del efluente se reduce la reducción de la DQO.

Los resultados promedios y las desviaciones estándar del porcentaje de disminución de la DQO para los ensayos de electrocoagulación con un

espaciamiento de 13 mm y electrodos de aluminio y hierro se reportan en las Tablas 3.5 y 3.6, respectivamente.

Tabla 3.5. Resultados de la reducción de la DQO en los ensayos de electrocoagulación utilizando electrodos de aluminio para 60 minutos de experimentación

Ensayo	DQO (mg/L)			Promedio (mg/L)	Reducción de DQO (%)
	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3		
104A	128	96	128	117 ± 18	85,1
104B	96	128	128	117 ± 18	85,1
107A	128	128	128	128 ± 0	83,8
107B	128	160	128	139 ± 18	82,4
1010A	384	384	352	372 ± 18	45,9
1010B	416	448	416	427 ± 18	45,9
204A	96	96	128	107 ± 18	86,5
204B	128	128	96	117 ± 18	85,1
207A	128	128	160	139 ± 18	82,4
207B	128	128	96	117 ± 18	85,1
2010A	352	320	320	331 ± 18	58,1
2010B	320	320	352	331 ± 18	58,1
304A	64	64	96	75 ± 18	90,5
304B	96	64	64	75 ± 18	90,5
307A	96	96	96	96 ± 0	87,8
307B	96	128	96	107 ± 18	86,5
3010A	320	288	288	299 ± 18	62,2
3010B	384	352	352	363 ± 18	54,1

Tabla 3.6. Resultados de la reducción de la DQO en los ensayos de electrocoagulación utilizando electrodos de hierro para 60 minutos de experimentación

Ensayo	DQO (mg/L)			Promedio (mg/L)	Reducción de DQO (%)
	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3		
104A	256	288	288	277 ± 18	64,9
104B	256	288	288	277 ± 18	64,9
107A	320	320	352	331 ± 18	58,1
107B	320	320	320	320 ± 0	59,5
1010A	384	352	384	373 ± 18	52,7
1010B	384	352	352	363 ± 18	54,1
204A	224	224	224	224 ± 0	71,6

Tabla 3.6. Resultados de la reducción de la DQO en los ensayos de electrocoagulación utilizando electrodos de hierro para 60 minutos de experimentación (continuación...)

Ensayo	DQO (mg/L)			Promedio (mg/L)	Reducción de DQO (%)
	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3		
204B	256	288	256	267 ± 18	66,2
207A	256	224	256	245 ± 18	68,9
207B	256	288	256	267 ± 18	66,2
2010A	320	352	352	341 ± 18	56,8
2010B	352	352	352	352 ± 0	55,4
304A	160	160	160	160 ± 0	79,7
304B	192	192	160	181 ± 18	77,0
307A	256	224	224	235 ± 18	70,3
307B	224	224	224	224 ± 0	71,6
3010A	288	320	320	309 ± 18	60,8
3010B	288	288	320	299 ± 18	62,2

Se puede observar en la Figura 3.3 que la disminución de la DQO en los ensayos de electrocoagulación en los que se utilizó electrodos de hierro tiende a disminuir en comparación con los ensayos en los que se utilizó electrodos de aluminio.

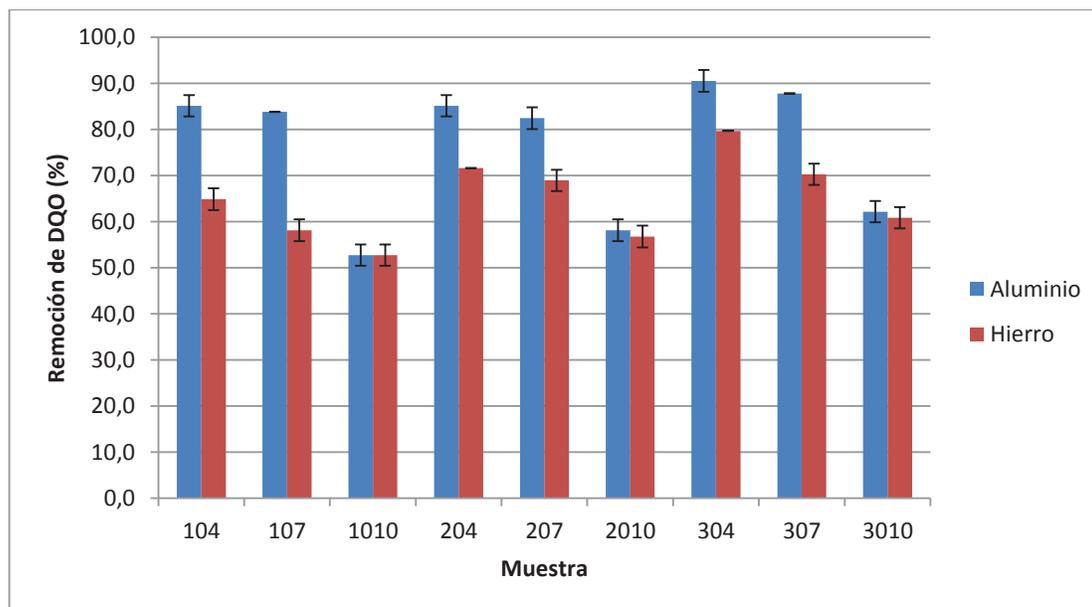


Figura 3.3. Reducción de la DQO en los ensayos de electrocoagulación con 13 mm de espaciamiento entre electrodos para dos tipos de material de electrodos

Cuando se emplearon electrodos de aluminio el porcentaje más alto de la disminución de la DQO (90,5 %) correspondió al ensayo en el que se utilizó una densidad de corriente de 30 mA/cm² y el pH del efluente fue de 4,0, mientras que el porcentaje más bajo de reducción (45,9 %) se alcanzó cuando se aplicó una densidad de corriente de 10 mA/cm² y un pH de 10,0.

Por otro lado, cuando se utilizaron electrodos de hierro, el máximo porcentaje de disminución de la DQO (79,7 %) se obtuvo cuando la densidad de corriente aplicada fue de 30 mA/cm² y el pH del efluente fue de 4,0, mientras que el mínimo porcentaje de reducción (52,7 %) se alcanzó cuando la densidad de corriente aplicada fue de 10 mA/cm² y el pH del efluente fue de 10,0.

En los ensayos 1010, 2010 y 3010 tanto con electrodos de hierro como con electrodos de aluminio se alcanzaron porcentajes de disminución de la DQO similares. En los ensayos 104, 107, 204, 207, 304 y 307 se obtuvieron mayores porcentajes de disminución de la DQO cuando se empleó aluminio como material de los electrodos.

Se observa que el hidróxido de aluminio que se forma en el proceso presenta mejores propiedades coagulantes que el hidróxido de hierro cuando el pH del efluente tiende a acidificarse, mientras que cuando el efluente presenta un pH básico las propiedades coagulantes de los hidróxidos formados de estos dos materiales son similares. Kobya, Can y Bayramoglu (2003) determinaron que, cuando el pH inicial del efluente es menor a 7, la reducción de la DQO es mayor cuando se utilizan electrodos de aluminio, mientras que cuando el efluente es básico la reducción de la DQO es mayor cuando se utilizaron electrodos de hierro (p. 176).

Además, se observa que el incremento en la densidad de corriente permitió obtener mayores porcentajes de disminución de la DQO. Esto se debe a que, de acuerdo a la primera ley de Faraday, la cantidad del electrodo que se disuelve para formar las especies iónicas que actúan como coagulantes es directamente proporcional a la corriente aplicada al sistema (Lower, 2004, p. 37).

Aunque la reducción de la DQO disminuyó al utilizar electrodos de hierro se puede observar que la relación entre la densidad de corriente y el pH inicial del efluente con la reducción de la DQO presentó la misma tendencia tanto para los ensayos con electrodos de aluminio como para los ensayos con electrodos de hierro.

En la Tabla 3.7 se presentan los valores de p que se obtuvieron para cada ensayo. Se observa que los ensayos que presentaron una diferencia estadísticamente significativa fueron los ensayos 104, 107, 204, 207, 304 y 307 ya que su valor de p fue menor a 0,05, es decir, que el material de los electrodos con los que se realizan los ensayos influyó solamente cuando el pH del agua residual a tratar presentó valores de 4,0 y 7,0.

Tabla 3.7. Análisis estadístico de la influencia del material de los electrodos en la reducción de la DQO en ensayos de electrocoagulación

Ensayo	Valor P
104	0,0002
107	0,0014
1010	0,5000
204	0,0048
207	0,0011
2010	0,2593
304	0,0078
307	0,0029
3010	0,2593

Los porcentajes de disminución más altos se presentaron cuando se tuvieron valores de pH de 4,0 y 7,0 debido a que las especies iónicas que actúan como coagulantes en los ensayos de electrocoagulación se producen cuando se tiene valores de pH por debajo de 7 como se puede observar en los diagramas de Pourbaix del aluminio y del hierro que se presentan en las Figuras 1.3 y 1.4, respectivamente (Garcés, Climent y Zornoza, 2008, p. 42).

Como se evidenció en los diagramas de Pourbaix presentados en las Figuras 1.3 y 1.4 la formación de las especies iónicas también depende de la energía suministrada al sistema ya que se favorece a la formación de los iones cuando se incrementa la energía entregada. Estos iones son los que formarán los hidróxidos que actúan como coagulantes en el proceso de electrocoagulación (Restrepo, Arango y Garcés, 2006, p. 67).

Uno de los objetivos de este proyecto es encontrar las mejores condiciones de los factores que influyen en la electrocoagulación que permitan maximizar la reducción de contaminantes, en este caso la DQO. Para encontrar los valores óptimos de densidad de corriente y de pH de la muestra que permitan alcanzar los mayores porcentajes de reducción de la DQO se utilizó el programa STATGRAPHICS el cual elaboraron los gráficos de superficie de respuesta estimada que se presentan en las Figuras 3.4 y 3.5 para electrodos de aluminio y electrodos de hierro, respectivamente.

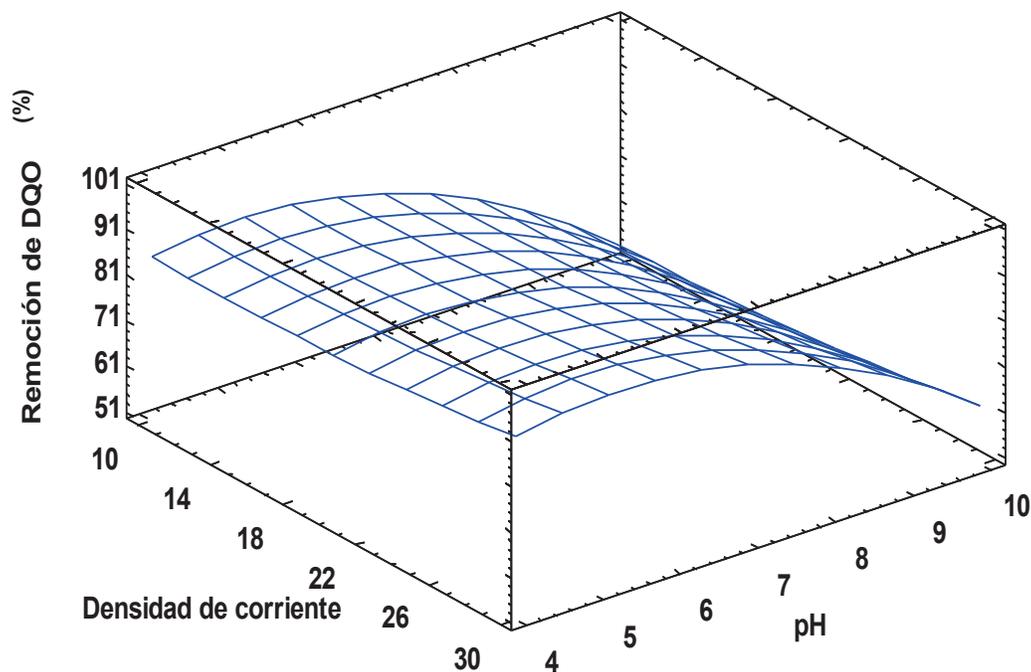


Figura 3.4. Superficie de respuesta estimada de la reducción de la DQO en ensayos de electrocoagulación con electrodos de aluminio

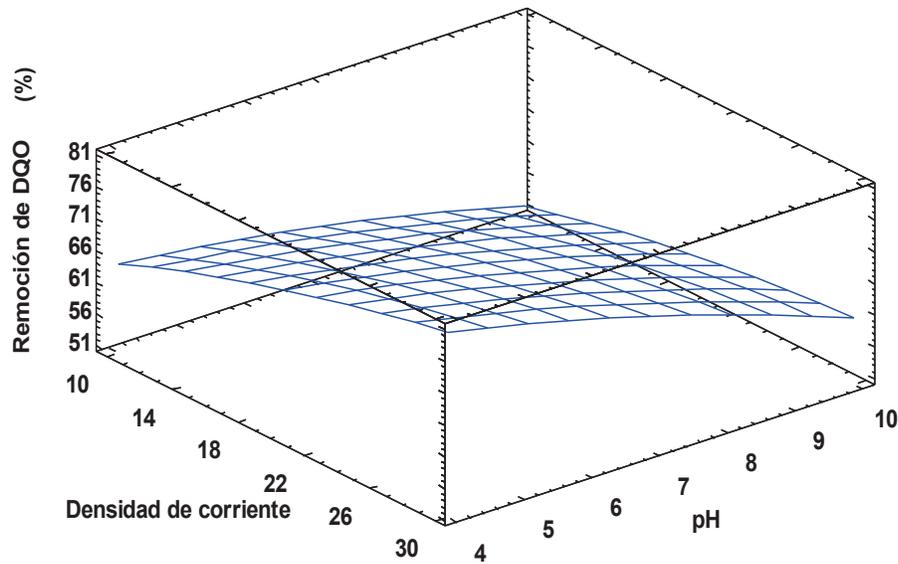


Figura 3.5. Superficie de respuesta estimada de la reducción de la DQO en ensayos de electrocoagulación con electrodos de hierro

En las Figuras 3.6 y 3.7 se presentan los contornos de las superficies de respuesta estimada presentadas en las Figuras 3.4 y 3.5 que se generaron en el software para los ensayos con electrodos de aluminio y electrodos de hierro, respectivamente.

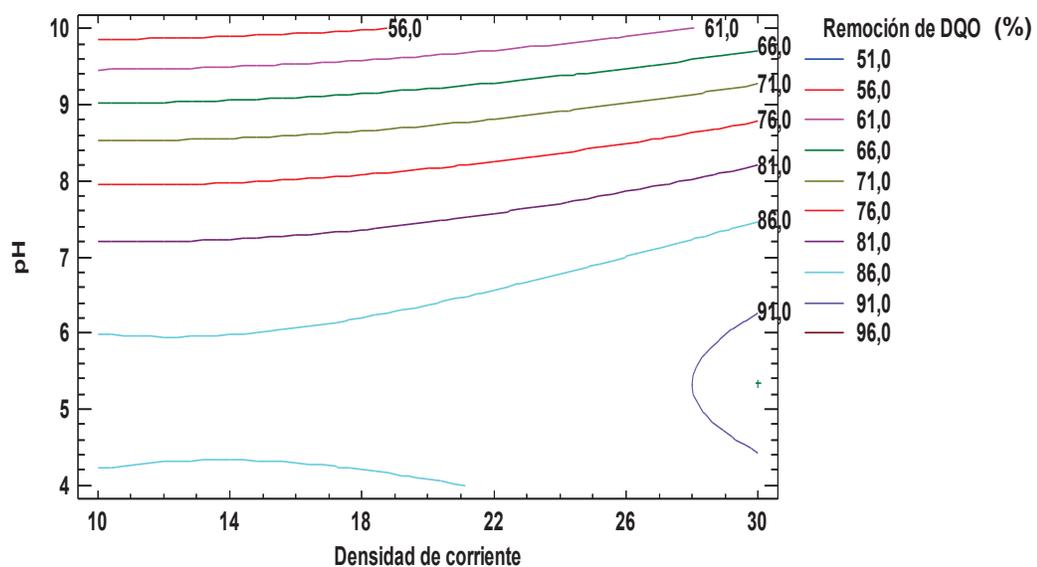


Figura 3.6. Contornos de la superficie de respuesta estimada de la reducción de la DQO en ensayos de electrocoagulación con electrodos de aluminio

En la Figura 3.6 se observan las regiones en donde se estiman determinados porcentajes de disminución de la DQO de acuerdo a distintos valores de densidad de corriente y pH del agua residual. En los ensayos con electrodos de aluminio la región en donde se alcanzan mayores porcentajes de disminución de la DQO se encuentra limitada por 91,0 y 96,0 %, mientras que en los ensayos con electrodos de hierro esta región se encuentra limitada por 78,0 y 81,0 %.

Además, se observa que los mayores porcentajes de reducción de la DQO no necesariamente se alcanzan cuando se disminuye el pH. La zona delimitada por los porcentajes de reducción de la DQO de 91,0 y 96,0 % indica que estos porcentajes de disminución pueden ser alcanzados cuando el pH del efluente se encuentre entre 4,5 y 6. El software STATGRAPHICS permite optimizar el valor de las variables de entrada: densidad de corriente y pH del agua residual, para obtener el máximo porcentaje de disminución de la DQO. (Serrano, 2003, p.13)

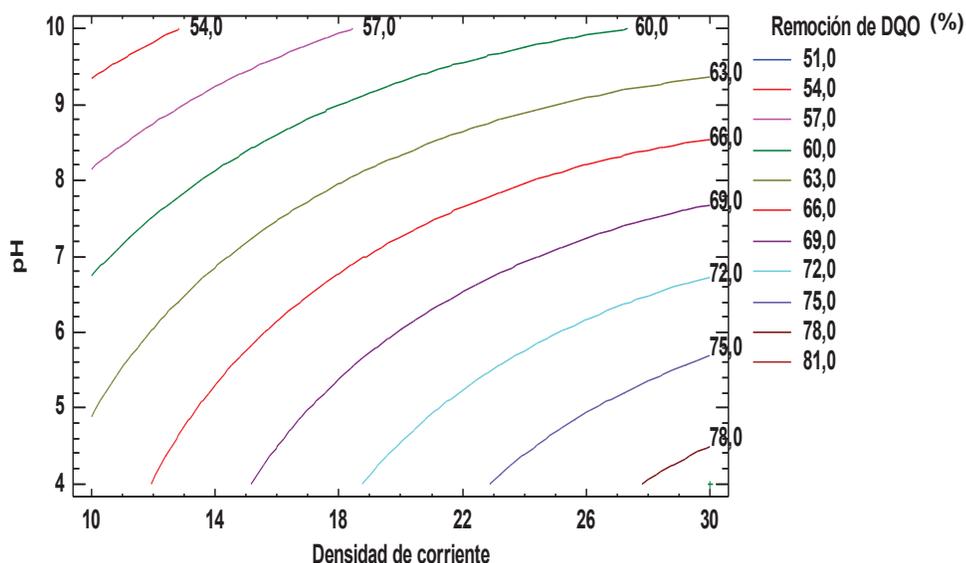


Figura 3.7. Contornos de la superficie de respuesta estimada de la reducción de la DQO en ensayos de electrocoagulación con electrodos de hierro

En la Figura 3.7 se observa que los máximos porcentajes de reducción de la DQO se alcanzan a medida que el pH se aproxima a 4,0 y la densidad de corriente es cercana a 30 mA/cm², por lo que estos valores permiten alcanzar el máximo porcentaje de disminución de la DQO.

En la Tabla 3.8 se comparan los valores determinados de la densidad de corriente y el pH del agua residual que se registraron en el programa con los resultados obtenidos en la experimentación con los que se obtuvo el mayor porcentaje de reducción de la DQO, para ensayos con electrodos de aluminio y hierro.

Tabla 3.8. Valores óptimos de densidad de corriente y pH del agua residual obtenidos en la experimentación y mediante el programa STATGRAPHICS para ensayos de electrocoagulación con electrodos de aluminio y hierro.

	Electrodos de Aluminio		Electrodos de Hierro	
	Experimentación	<i>Software</i>	Experimentación	<i>Software</i>
Densidad de corriente (mA/cm ²)	30	30	30	30
pH del agua residual	4,0	5,4	4,0	4,0
Reducción de la DQO (%)	90,5	92,2	79,7	79,1

Se observa que en el caso de los ensayos en los que se utilizaron electrodos de aluminio el valor de la densidad de corriente determinado por el programa, es igual al valor obtenido en los ensayos (30 mA/cm²), mientras que para el pH del agua residual en la experimentación se obtuvo un valor de 4 y en el software se obtuvo un valor de 5,4 con lo que se tiene una diferencia de 1,4 entre la experimentación y el software.

La diferencia obtenida se refleja en el porcentaje de reducción de la DQO; 90,5 % en la experimentación y 92,2 % obtenido en el software.

La diferencia en el porcentaje de disminución de la DQO entre la experimentación y el programa estadístico STATGRAPHICS es de 1,7 % y se debe a que el programa realiza un ajuste en la tendencia de los valores registrados con base en los datos obtenidos experimentalmente y entrega los valores óptimos que permiten obtener el mayor porcentaje de reducción de la DQO (Gutiérrez, Díaz y Guzmán, 2009, p. 163).

Analizando los ensayos en los que se utilizaron electrodos de hierro se puede observar que los valores de densidad de corriente y pH inicial de la muestra determinados por el software son iguales a los valores obtenidos en la experimentación (densidad de corriente = 30 mA/cm² y pH inicial del efluente = 4,0).

En la Tabla 3.9 se presentan los porcentajes de reducción de la DQO obtenidos en función del tiempo de los ensayos con las mejores condiciones de densidad de corriente (30 mA/cm²) y pH inicial del efluente (4,0) con electrodos de aluminio y hierro.

Tabla 3.9. Resultados de la reducción de la DQO en función del tiempo en los ensayos 304 con electrodos de aluminio y hierro

Ensayo	Tiempo (min)	DQO (mg/L)			Promedio (mg/L)	Reducción de DQO (%)
		Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3		
304 aluminio	0	789	789	789	789 ± 0	0,0
	15	256	256	256	256 ± 0	67,6
	30	96	96	64	85 ± 19	89,2
	45	64	94	64	85 ± 19	90,5
	60	96	64	64	85 ± 19	90,5
304 hierro	0	789	789	789	789 ± 0	0,0
	15	416	384	416	405 ± 18	48,7
	30	224	192	192	203 ± 18	74,3
	45	160	192	160	171 ± 18	78,4
	60	160	160	160	160 ± 0	79,7

Se evaluó la reducción de la DQO en función del tiempo en estos dos ensayos como se muestra en la Figura 3.8.

El ensayo que presenta mayores porcentajes de disminución de la DQO utilizando electrodos de aluminio corresponde a aquel en el que se empleó una densidad de

corriente de 30 mA/cm² y el pH del agua residual tuvo un valor de 4,0. Bajo estas condiciones de densidad de corriente y pH inicial del efluente se obtienen los mayores porcentajes de disminución de la DQO cuando se utilizaron electrodos de hierro.

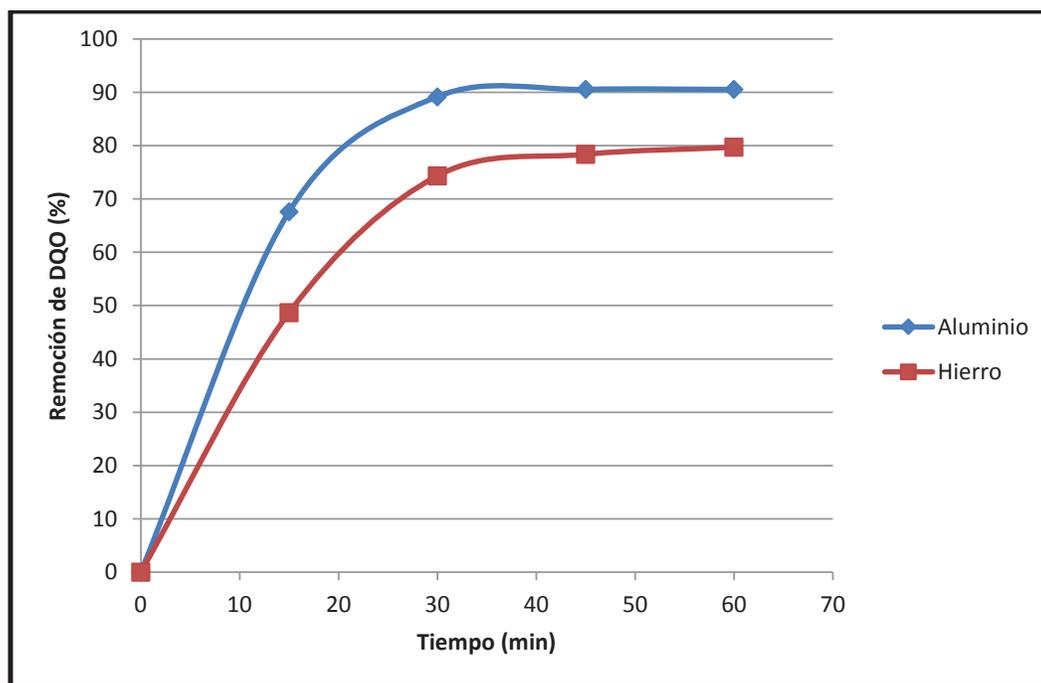


Figura 3.8. Reducción de la DQO en ensayos de electrocoagulación con electrodos de diferentes materiales (densidad de corriente = 30 mA/cm², pH del agua residual = 4,0 y distancia entre electrodos = 13 mm)

En la Figura 3.8 se observa que para los ensayos en los que se utilizaron electrodos de aluminio se alcanza porcentajes de reducción de la DQO cercanos al 80% a los 20 minutos de experimentación y a partir de los 30 minutos se alcanza el máximo porcentaje de reducción manteniéndose constante hasta los 60 minutos. Este mismo porcentaje de reducción de la DQO (80 %), en el caso de los ensayos en los que se utilizaron electrodos de hierro, se alcanzó a los 45 minutos de experimentación manteniéndose constante hasta los 60 minutos.

Esto indica que el tiempo que se necesitó para alcanzar un mismo porcentaje de disminución de la DQO cuando se utilizó electrodos de aluminio es menor que cuando se empleó electrodos de hierro lo que significa que la cantidad de energía

eléctrica utilizada fue menor cuando se usó aluminio como material de los electrodos (Yavuz et al, 2011, p. 966). Además, cuando se utilizaron electrodos de aluminio se alcanzaron los porcentajes más altos de disminución de la DQO del efluente.

Las investigaciones realizadas por Yavuz et al (2011) en el tratamiento de efluentes lácteos por electrocoagulación se observa que, utilizando electrodos de aluminio y para iguales condiciones de densidad de corriente y pH del efluente, la reducción de la DQO con respecto del tiempo presenta una tendencia similar a la que se observa en la Figura 3.8, obteniendo el máximo porcentaje de reducción cuando el tiempo de electrocoagulación fue de 20 minutos (p. 966), este tiempo es menor al que se obtuvo en este proyecto debido a que Yavuz et al (2011) utiliza Na_2SO_4 para incrementar la conductividad del efluente (p. 967). Al incrementar la conductividad incrementa la eficiencia de la corriente en la electrocoagulación (Suárez, 2014, p. 69).

Autores como Un y Ozel (2013) utilizan electrodos de hierro e iguales condiciones de pH y densidad de corriente para el tratamiento de efluentes lácteos y se observa que la reducción de la DQO con respecto del tiempo presenta una tendencia similar a la que se presenta en la Figura 3.8 y el máximo porcentaje de reducción se alcanza luego de 90 minutos de experimentación (p. 388). Este tiempo es mayor al que se obtuvo en este proyecto debido a que la conductividad del efluente tratado por Un y Ozel (2011) presenta una baja conductividad, razón por la cual emplea soluciones de Na_2SO_4 para incrementar este parámetro (p. 389).

3.2.2 REMOCIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS

Del análisis estadístico de los factores de los que depende la electrocoagulación en la remoción de sólidos suspendidos mediante el programa STATGRAPHICS se obtuvieron los diagramas de Pareto para los ensayos efectuados con electrodos de aluminio y hierro que se presentan en la Figura 3.9.

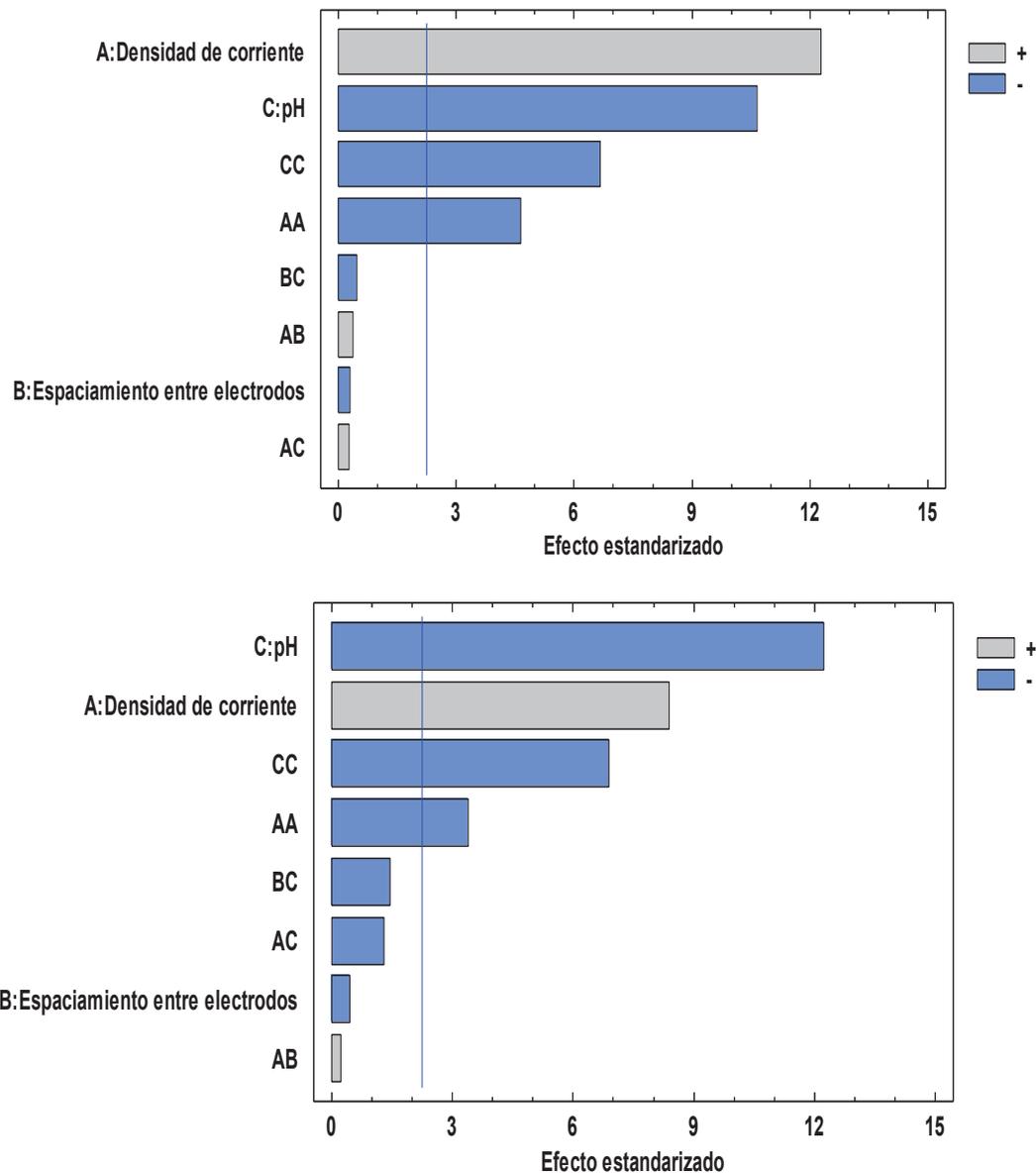


Figura 3.9. Diagrama de Pareto para efectos estandarizados de las variables experimentales sobre la remoción de sólidos suspendidos en ensayos de electrocoagulación con electrodos de aluminio

En estos diagramas se puede observar que la densidad de corriente y el pH del agua residual presentan una influencia significativa en la remoción de sólidos suspendidos tanto con electrodos de aluminio como con electrodos de hierro, mientras que la distancia entre electrodos no influye significativamente, por consiguiente la remoción de sólidos suspendidos alcanzó porcentajes similares cuando las distancias entre los electrodos tuvieron valores entre 13 y 21 mm.

Las variaciones en la densidad de corriente, en el pH inicial del agua y en el espaciamiento entre electrodos presentan comportamientos similares a los obtenidos en el análisis realizado con la reducción de la DQO presentados en las Figuras 3.1 y 3.2, por lo tanto en los análisis posteriores solamente fueron considerados los ensayos con un espaciamiento entre electrodos de 13 mm.

Se observa también que las relaciones entre la densidad de corriente y el pH de la muestra con la remoción de sólidos suspendidos son iguales a las que se obtuvieron para con la reducción de la DQO, teniendo una proporcionalidad directa con respecto a la densidad de corriente y una proporcionalidad inversa con relación al pH inicial (Gutiérrez et al, 2009, p. 143)

Los resultados promedios y las desviaciones estándar de los porcentajes de remoción de sólidos suspendidos para los ensayos de electrocoagulación con un espaciamiento entre electrodos de 13 mm y electrodos de aluminio y hierro se muestran en las Tablas 3.10 y 3.11, respectivamente.

Tabla 3.10. Resultados de la remoción de sólidos suspendidos en los ensayos de electrocoagulación utilizando electrodos de aluminio para 60 minutos de experimentación

Ensayo	Sólidos suspendidos (mg/L)			Promedio (mg/L)	Remoción de sólidos suspendidos (%)
	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3		
104A	136,8	142,4	132,8	137,3 ± 4,8	55,6
104B	134,8	124,8	132,8	130,8 ± 5,3	57,7
107A	136,4	131,2	125,6	131,1 ± 5,4	57,6
107B	133,6	129,6	134,8	132,7 ± 2,7	57,1
1010A	146,8	152,4	142,4	147,2 ± 5,0	52,4
1010B	148,0	150,8	153,2	150,7 ± 2,6	51,3
204A	116,4	125,2	120,4	120,7 ± 4,4	61,0
204B	124,4	122,0	118,8	121,7 ± 2,8	60,6
207A	122,4	110,8	118,4	117,2 ± 5,9	62,1
207B	127,6	121,2	119,2	122,7 ± 4,4	60,3
2010A	134,8	140,4	129,6	134,9 ± 5,4	56,4
2010B	136,8	133,2	138,4	136,1 ± 2,7	56,0
304A	110,8	122,8	115,6	116,4 ± 6,0	62,4

Tabla 3.10. Resultados de la remoción de sólidos suspendidos en los ensayos de electrocoagulación utilizando electrodos de aluminio para 60 minutos de experimentación (continuación...)

Ensayo	Sólidos suspendidos (mg/L)			Promedio (mg/L)	Remoción de sólidos suspendidos (%)
	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3		
304B	126,8	118,4	116,0	120,4 ± 5,7	61,1
307A	111,6	117,6	124,8	118,0 ± 6,6	61,8
307B	117,6	118,8	124,4	120,3 ± 3,6	61,1
3010A	132,8	123,6	133,2	129,9 ± 5,4	58,0
3010B	128,0	120,8	132,4	127,1 ± 5,9	58,9

Tabla 3.11. Resultados de la remoción de sólidos suspendidos en los ensayos de electrocoagulación utilizando electrodos de hierro para 60 minutos de experimentación

Ensayo	Sólidos suspendidos (mg/L)			Promedio (mg/L)	Remoción de sólidos suspendidos (%)
	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3		
104A	166,4	161,6	160,0	162,7 ± 3,3	47,4
104B	158,4	164,8	160,4	161,2 ± 3,3	47,9
107A	166,8	160,4	155,6	160,9 ± 5,6	48,0
107B	158,8	162,0	158,0	159,6 ± 2,1	48,4
1010A	178,0	174,4	179,2	177,2 ± 2,5	42,7
1010B	183,6	176,8	180,4	180,3 ± 3,4	41,7
204A	152,8	144,0	146,8	147,9 ± 4,5	52,2
204B	146,8	141,2	152,8	146,9 ± 5,8	52,5
207A	146,4	143,2	153,6	147,7 ± 5,3	52,2
207B	151,6	146,0	150,4	149,3 ± 2,9	51,7
2010A	158,8	167,6	164,4	163,6 ± 4,5	47,1
2010B	174,4	170,4	165,2	170,0 ± 4,6	45,0
304A	150,0	144,4	141,6	145,3 ± 4,3	53,0
304B	140,4	148,4	144,0	144,3 ± 4,0	53,3
307A	144,8	153,2	149,2	149,1 ± 4,2	51,8
307B	144,4	139,2	140,4	141,3 ± 2,7	54,3
3010A	165,2	170,4	162,8	166,1 ± 3,9	46,3
3010B	166,8	164,0	170,4	167,1 ± 3,2	46,0

Se observa que cuando se emplearon electrodos de aluminio el mayor porcentaje de remoción de sólidos suspendidos fue de 62,4 % y se alcanzó cuando la densidad de corriente tuvo un valor de 30 mA/cm² y el pH del efluente de 4,0, mientras que el menor porcentaje de remoción fue de 52,4 % el cual se consiguió cuando la densidad de corriente fue de 10 mA/cm² y el pH fue de 10,0.

Por otro lado, cuando se utilizaron electrodos de hierro, el porcentaje más alto de remoción de sólidos suspendidos que se obtuvo fue de 53,0 % al emplear una densidad de corriente de 30 mA/cm² y un pH de 4,0, mientras que el porcentaje más bajo de remoción de sólidos suspendidos fue de 42,7 % cuando se empleó una densidad de corriente de 10 mA/cm² y el pH del efluente fue de 10,0.

Los datos de las Tablas 3.10 y 3.11 permitieron construir la Figura 3.10 en la que se representa el porcentaje de remoción de sólidos suspendidos en los ensayos con electrodos de aluminio y hierro

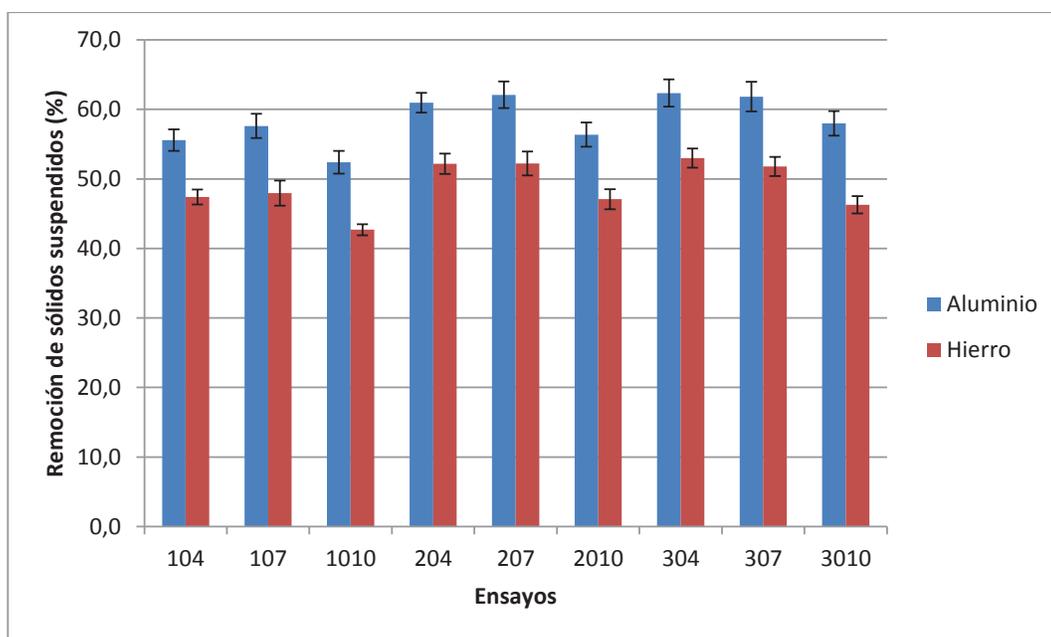


Figura 3.10. Remoción de sólidos suspendidos en los ensayos de electrocoagulación con 13 mm de espaciado entre electrodos

Cuando se utilizó un valor de densidad de corriente de 10 mA/cm² los porcentajes de remoción más altos se presentaron en los ensayos cuyo pH fue de 7,0, sin

embargo a medida que se incrementa el valor de la densidad de corriente se observa que los mayores porcentajes de remoción tienden a presentarse cuando el pH del agua residual se aproxima a valores cercanos a 4,0 (Koby et al, 2003, p. 176).

En los ensayos de electrocoagulación con electrodos de aluminio y con electrodos de hierro se observa que el porcentaje de remoción de sólidos suspendidos aumenta cuando se incrementa la densidad de corriente, y alcanzó su máximo porcentaje cuando este parámetro presentó un valor cercano a 30 mA/cm².

Por otro lado, al incrementar el pH se obtuvieron mayores porcentajes de remoción de sólidos suspendidos hasta que se alcanzó un valor máximo cuando el pH presentó un valor menor a 7,0, a partir de este punto, la remoción de sólidos suspendidos tendió a disminuir cuando se incrementó el valor del pH.

En los ensayos con electrodos de aluminio se obtuvieron mayores porcentajes de remoción de sólidos suspendidos con respecto a los ensayos en los que se utilizó electrodos de hierro. Además, presentaron una diferencia estadísticamente significativa ya que su valor de p fue menor a 0,05 como se puede observar en la Tabla 3.12.

Tabla 3.12. Análisis estadístico de la influencia del material de los electrodos en la remoción de sólidos suspendidos en ensayos de electrocoagulación

Ensayo	Valor P
104	0,0013
107	0,0013
1010	0,0001
204	0,0009
207	0,0014
2010	0,0019
304	0,0004
307	0,0004
3010	0,0006

Al obtener un valor de P menor a 0,05 se establece que las variaciones en la densidad de corriente (de 10 a 30 mA/cm²) y en el pH del efluente (de 4,0 a 10,0) provocan que la diferencia en los porcentajes de remoción de sólidos suspendidos sean estadísticamente significativos (Lozano, 2011, p. 59).

En el software STATGRAPHICS se construyó los gráficos de superficie de respuesta estimada para los ensayos con electrodos de aluminio y electrodos de hierro que se muestran en la Figura 3.11.

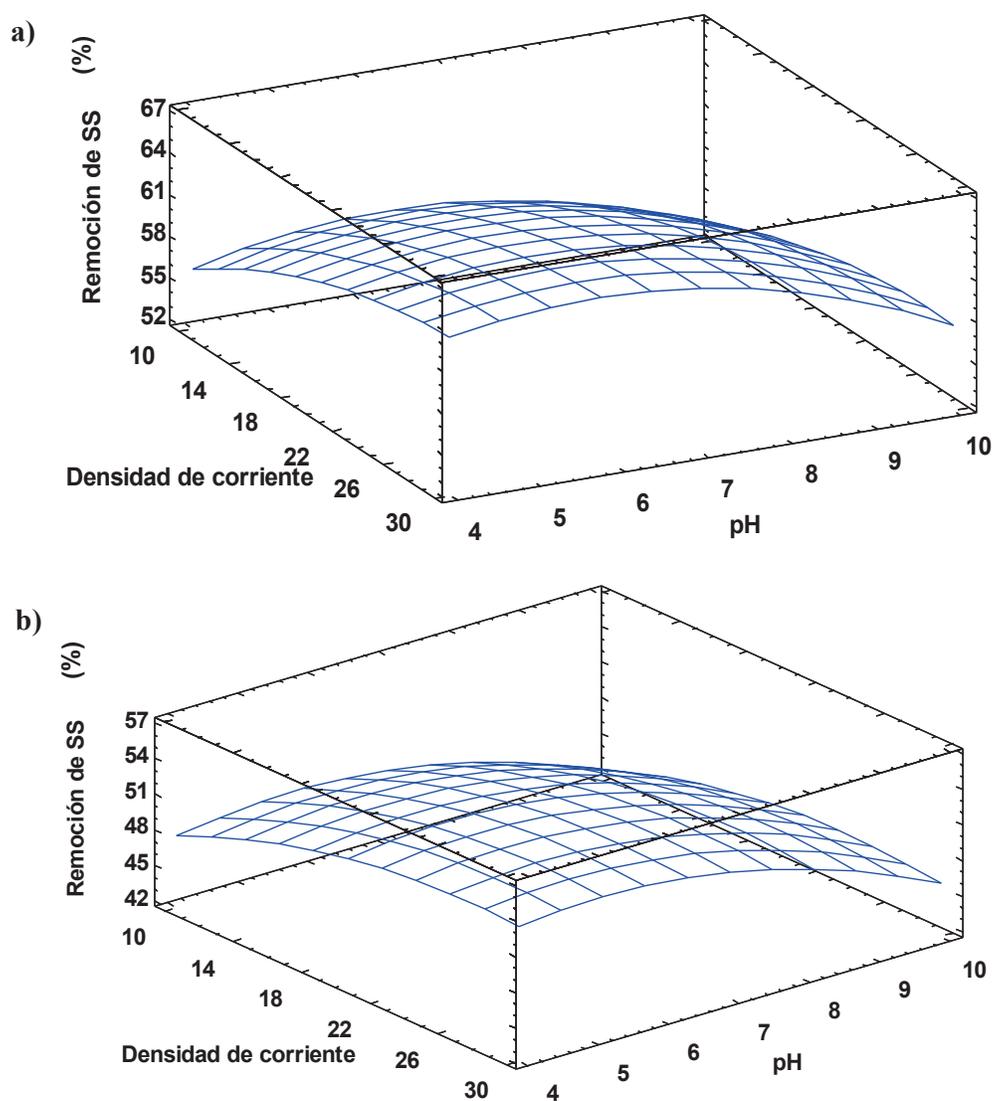


Figura 3.11. Superficie de respuesta estimada de la remoción de sólidos suspendidos en ensayos de electrocoagulación con electrodos de (a) aluminio y (b) hierro

Además, se obtuvieron los contornos de las superficies de respuesta estimada que se generaron en el software y se observan en la Figura 3.12 para los ensayos en los que se utilizaron electrodos de aluminio y electrodos de hierro, respectivamente.

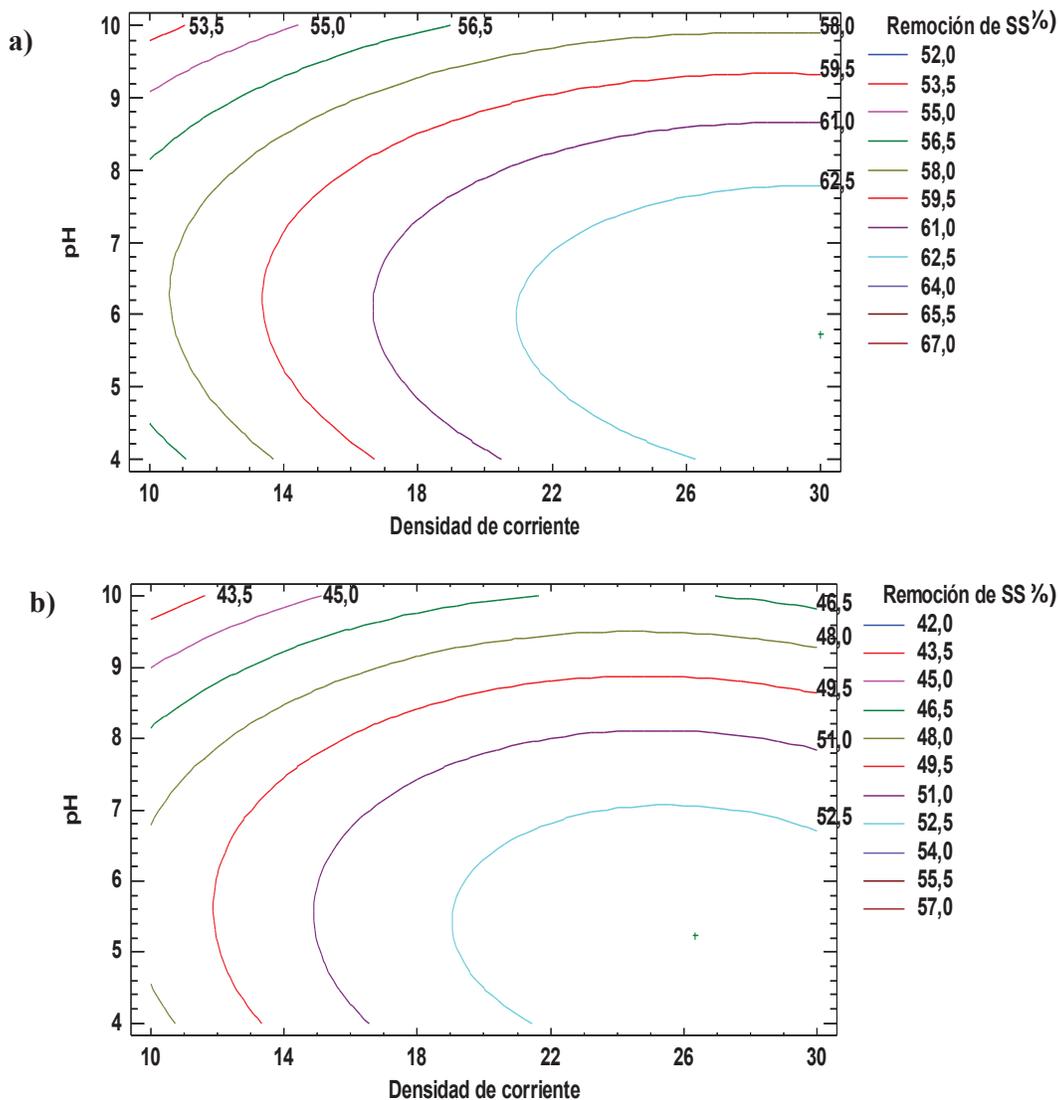


Figura 3.12. Contornos de la superficie de respuesta estimada de la remoción de sólidos suspendidos en ensayos de electrocoagulación con electrodos de (a) aluminio y (b) hierro

Se observan las regiones en donde se estiman determinados porcentajes de remoción de sólidos suspendidos de acuerdo a distintos valores de densidad de corriente y pH del agua residual. En los ensayos con electrodos de aluminio, se observa que la región en donde se alcanzan mayores porcentajes de remoción de

sólidos suspendidos se encuentra limitada por 62,5 y 64,0 %, mientras que en los ensayos con electrodos de hierro, esta región se encuentra limitada por 52,5 y 54,0 %.

En la Figura 3.12 se observa que los mayores porcentajes de remoción de sólidos suspendidos no necesariamente se alcanzan cuando se disminuye el pH o se incrementa la densidad de corriente. En los ensayos con electrodos de aluminio, la región delimitada por los porcentajes de remoción de sólidos suspendidos de 62,5 y 64,0 %, indica que estos porcentajes de remoción pueden ser alcanzados cuando el pH del efluente se encuentre entre 4,0 y 7,5, mientras que en los ensayos con electrodos de hierro, la zona delimitada por los porcentajes de remoción de sólidos suspendidos de 52,5 y 54,0 %, muestra que estos porcentajes de remoción pueden ser alcanzados cuando la densidad de corriente aplicada se encuentre entre 19 y 30 mA/cm² y el pH del efluente se encuentre entre 4,0 y 7,5.

Cuando se utilizan electrodos de aluminio el efecto sobre la remoción de sólidos suspendidos que ocasiona una variación en la densidad de corriente es mayor que el efecto producido por el pH inicial del agua por lo que los cambios en la densidad de corriente son más representativos sobre la remoción de sólidos suspendidos que las variaciones en el pH del agua residual, mientras que cuando se utilizan electrodos de hierro el efecto del pH del agua sobre la remoción de sólidos suspendidos es mayor que el efecto producido por la densidad de corriente.

El software STATGRAPHICS permite optimizar el valor de las variables de entrada: densidad de corriente y pH del agua residual, para obtener el máximo porcentaje de remoción de sólidos suspendidos. (Serrano, 2003, p.13)

En la Tabla 3.13 se comparan los valores de densidad de corriente y pH inicial del agua obtenidos en la maximización de la remoción de sólidos suspendidos mediante el software con los registrados en la experimentación para ensayos de electrocoagulación con electrodos de aluminio y electrodos de hierro.

Tabla 3.13. Valores óptimos de densidad de corriente y pH del agua residual obtenidos en la experimentación y mediante el programa STATGRAPHICS para ensayos de electrocoagulación con electrodos de aluminio y hierro

	Electrodos de Aluminio		Electrodos de Hierro	
	Experimentación	Software	Experimentación	Software
Densidad de corriente (mA/cm ²)	30	28	30	26
pH del agua residual	4,0	5,6	4,0	5,2
Remoción de sólidos suspendidos (%)	62,4	63,2	53,0	53,5

Los valores de densidad de corriente y pH del efluente obtenidos en la experimentación difieren de los obtenidos mediante el software, tanto para los ensayos con electrodos de aluminio como para los ensayos con electrodos de hierro. Esta diferencia se debe a que el programa predice la tendencia de estos parámetros en base a los datos obtenidos de la experimentación y encuentra las condiciones con las que se logra el máximo porcentaje de remoción de sólidos suspendidos (Gutiérrez et al, 2009, p. 163).

En el caso de los ensayos con electrodos de aluminio se puede notar que cuando la densidad de corriente presenta un valor de 28 mA/cm² y el pH del efluente es de 5,6 se alcanza el máximo porcentaje de remoción de 63,2 % de acuerdo a las estimaciones del software, mientras que en la experimentación el máximo porcentaje de remoción de sólidos suspendidos fue de 62,4 % el cual se obtuvo cuando la densidad de corriente fue de 30 mA/cm² y el pH inicial del efluente de 4,0.

Por otro lado, cuando se utilizaron electrodos de hierro se observa que el máximo porcentaje de remoción de sólidos suspendidos de acuerdo al programa tiene un valor de 53,9 % cuando la densidad de corriente es de 26 mA/cm² y el pH del efluente es de 5,2, mientras que el máximo porcentaje de remoción alcanzado en la experimentación fue de 53,0 % cuando se utilizó una densidad de corriente de 30 mA/cm² y un pH del agua de 4,0.

De acuerdo a esto, en la experimentación se alcanzó los mayores porcentajes de remoción de sólidos suspendidos cuando la densidad de corriente tuvo un valor de 30 mA/cm² y el pH del agua residual un valor de 4,0 tanto para los ensayos con electrodos de aluminio como con electrodos de hierro.

Para estos dos ensayos se evaluó la remoción de sólidos suspendidos en función del tiempo y los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 3.14 en la cual se observan los porcentajes de remoción alcanzados en el transcurso de la experimentación para los dos distintos tipos de materiales utilizados.

Tabla 3.14. Resultados de la remoción de sólidos suspendidos en función del tiempo en los ensayos 304A con electrodos de aluminio y hierro

Ensayo	Tiempo (min)	Sólidos suspendidos (mg/L)			Promedio (mg/L)	Remoción de sólidos suspendidos (%)
		Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3		
304A aluminio	0	309,2	309,2	309,2	309,2 ± 0,0	0,0
	15	217,7	208,1	217,1	214,3 ± 5,4	30,7
	30	144,7	147,2	152,7	148,2 ± 4,1	52,1
	45	126,5	122,4	119,0	122,6 ± 3,7	60,3
	60	110,7	116,9	115,6	114,4 ± 3,3	63,0
304A hierro	0	309,2	309,2	309,2	309,2 ± 0,0	0,0
	15	258,2	250,8	259,1	256,0 ± 4,6	17,2
	30	205,6	216,7	210,9	211,1 ± 5,6	31,7
	45	152,7	161,7	154,3	156,2 ± 4,8	49,5
	60	150,0	144,4	141,6	145,3 ± 4,3	53,0

El máximo porcentaje de remoción de sólidos se alcanza cuando transcurrieron 60 minutos de experimentación tanto para los ensayos con electrodos de aluminio como para los ensayos con electrodos de hierro. También se observa que la tendencia de la remoción de sólidos suspendidos es creciente en el intervalo de tiempo evaluado aunque se puede notar que luego de los 60 minutos el porcentaje de remoción tiende a estabilizarse y mantenerse constante. Los datos de la Tabla 3.14 permitieron la construcción de la Figura 3.13

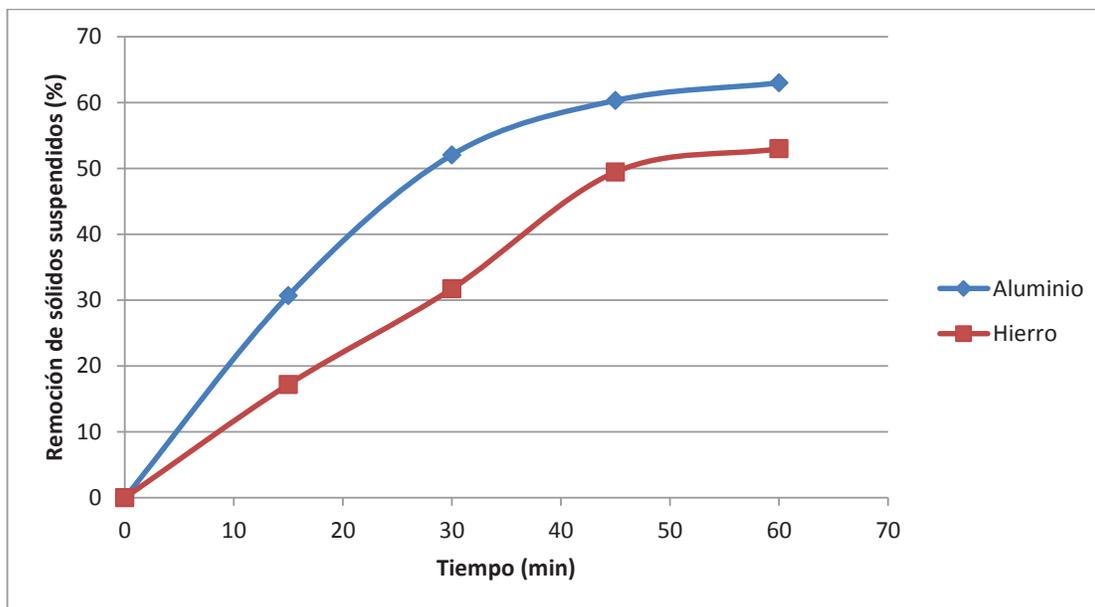


Figura 3.13. Remoción de sólidos suspendidos en ensayos de electrocoagulación con electrodos de diferentes materiales (densidad de corriente = 30 mA/cm², pH del agua residual = 4 y distancia entre electrodos = 13 mm)

Al igual que lo ocurrido con la reducción de la DQO, el tiempo necesario para alcanzar un determinado porcentaje de remoción de sólidos suspendidos cuando se utiliza electrodos de aluminio es menor en un 50 % que cuando se utiliza electrodos de hierro.

De esta manera se concluye que el ensayo 304 con electrodos de aluminio permitió alcanzar los mayores porcentajes de reducción de la DQO y de sólidos suspendidos. Los lodos obtenidos del proceso de electrocoagulación se recolectaron una vez que se concluyó el ensayo. Estos lodos fueron secados para disminuir el porcentaje de agua presente en los mismos y se obtuvo un peso promedio de $103,5 \pm 7,8$ g por cada 4 L de agua residual tratada. Esta relación permite establecer la cantidad de sólidos que se debe remover de un proceso de electrocoagulación de efluentes de la industria láctea en función del volumen de agua tratada, antes de su disposición final.

En la Figura 3.14 se presentan los cambios en el agua residual al transcurrir el tiempo de electrocoagulación para el ensayo 304 utilizando electrodos de aluminio.

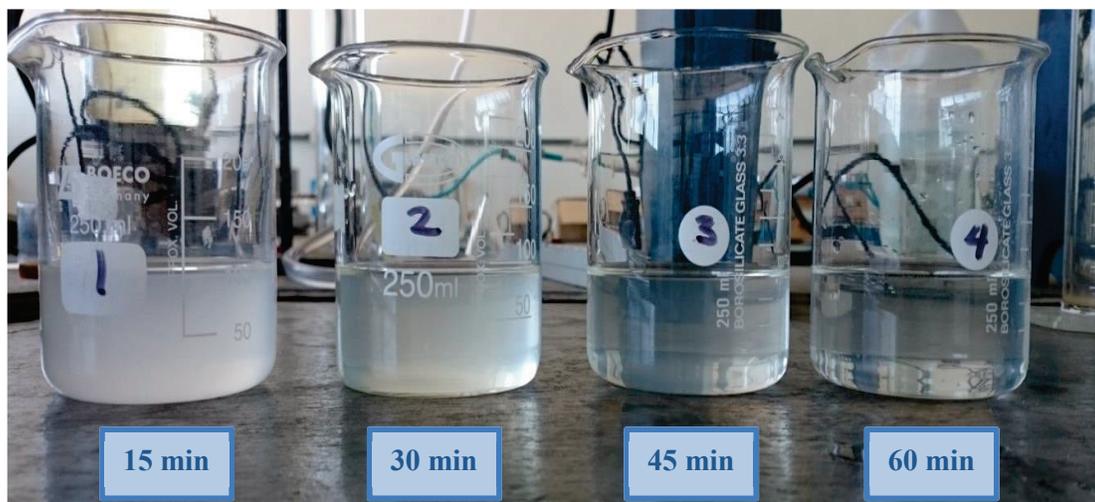


Figura 3.14. Fotografías del efluente sometido a electrocoagulación con electrodos de aluminio en función del tiempo (densidad de corriente = 30 mA/cm^2 , pH inicial del agua residual = 4 y distancia entre electrodos = 13 mm)

Las concentraciones de la DQO y sólidos suspendidos obtenidos en este ensayo se presentan en la Tabla 3.15 y se compararon con los límites máximos permisibles establecidos en la Norma Técnica para el control de descargas líquidas de la Secretaría de Ambiente del DMQ presentados en el Anexo I.

Tabla 3.15. Porcentajes de remoción de contaminantes mediante electrocoagulación (densidad de corriente = 30 mA/cm^2 , pH inicial del agua residual = 4 y distancia entre electrodos = 13 mm) luego de 60 min de experimentación

Parámetro	Concentración inicial (mg/L)	Concentración final (mg/L)	Remoción de contaminantes (%)	Límite máximo permisible (mg/L)*
Demanda química de oxígeno	789 ± 266	75 ± 18	90,5	350
Sólidos suspendidos	$309,2 \pm 65,0$	$116,4 \pm 6,0$	62,4	100

*(Secretaría de Ambiente, 2016b, p. 10)

Se observa que la DQO se redujo en un 90,5 %, obteniendo una medida final de $75 \pm 18 \text{ mg/L}$, la cual se encuentra por debajo del límite establecido en la Norma NT002. En el caso de los sólidos suspendidos se redujo su concentración en un 62,4 %, alcanzando una concentración final de $116,4 \pm 6,0 \text{ mg/L}$. Este valor

supera el límite establecido por la Norma, razón por la cual se evaluó un sistema de filtración que permita reducir la concentración de sólidos suspendidos hasta un valor por debajo del límite establecido en la norma.

3.3 EVALUACIÓN DEL SISTEMA DE FILTRACIÓN DE ARENA DE SÍLICE

3.3.1 DETERMINACIÓN DE LA GRANULOMETRÍA DE LA ARENA DE SÍLICE

Los pesos retenidos en los tamices que se registraron en la caracterización granulométrica de la arena de sílice de dos distintas casas comerciales se presentan en la Tabla 3.16.

Tabla 3.16. Pesos retenidos en tamices de diferentes aberturas de la arena de sílice de dos distintas casas comerciales

Tamiz N°	Diámetro del tamiz (µm)	Peso retenido (g)			
		Arena de sílice A	Coefficiente de variación (%)	Arena de Sílice B	Coefficiente de variación (%)
+8	238	2,21 ± 0,30	13,54	4,99 ± 0,85	16,96
+12	168	66,00 ± 1,77	2,68	53,61 ± 1,21	2,25
+16	119	111,66 ± 4,96	4,44	110,83 ± 6,29	5,67
+20	84	103,33 ± 6,19	5,99	188,23 ± 5,30	2,82
+30	59	207,47 ± 4,30	2,07	277,51 ± 3,40	1,22
+40	42	269,52 ± 4,44	1,65	157,91 ± 2,95	1,87
+50	29	127,51 ± 4,17	3,27	110,84 ± 3,61	3,25
+60	25	77,70 ± 4,42	5,68	65,18 ± 3,63	5,57
+70	21	26,36 ± 1,78	6,75	25,12 ± 0,53	2,12
+100	15	7,16 ± 0,63	8,82	3,88 ± 0,57	14,70

$\bar{x} \pm \sigma (n = 3)$

Los coeficientes de variación obtenidos indican que las desviaciones estándar obtenidas son relativamente bajas en relación con los promedios de los pesos retenidos en cada uno de los tamices, es decir que en cada una de las

repeticiones realizadas se obtuvieron resultados similares debido a que la muestra de arena que se utilizó para cada una de las repeticiones fue la misma (Suárez et al, 2015, p. 5).

En las Tablas 3.17 y 3.18 se presentan los porcentajes de los pesos retenidos, así como los porcentajes acumulados en los tamices y los porcentajes que pasaron los mismos para la arena de sílice A y B, respectivamente.

Tabla 3.17. Granulometría de la arena de sílice A, a partir de 1 kg de muestra

Tamiz N°	Diámetro del tamiz (µm)	Peso retenido (g)	Peso retenido (%)	Peso retenido acumulado (%)	Peso pasado acumulado (%)
+8	238	2,21	0,2	0,2	99,8
+12	168	66,00	6,6	6,8	93,2
+16	119	111,66	11,2	18,0	82,0
+20	84	103,33	10,3	28,4	71,6
+30	59	207,47	20,8	49,1	50,9
+40	42	269,52	27,0	76,1	23,9
+50	29	127,51	12,8	88,9	11,1
+60	25	77,70	7,8	96,6	3,4
+70	21	26,36	2,6	99,3	0,7
+100	15	7,16	0,7	100,0	0,0

Tabla 3.18. Granulometría de la arena de sílice B, a partir de 1 kg de muestra

Tamiz N°	Diámetro del tamiz (µm)	Peso retenido (g)	Peso retenido (%)	Peso retenido acumulado (%)	Peso pasado acumulado (%)
+8	238	4,99	0,5	0,5	99,5
+12	168	53,61	5,4	5,9	94,1
+16	119	110,83	11,1	17,0	83,0
+20	84	188,23	18,9	35,8	64,2
+30	59	277,51	27,8	63,6	36,4
+40	42	157,91	15,8	79,5	20,5
+50	29	110,84	11,1	90,6	9,4
+60	25	65,18	6,5	97,1	2,9
+70	21	25,12	2,5	99,6	0,4
+100	15	3,88	0,4	100,0	0,0

La Figura 3.15 muestra la relación de dependencia entre el porcentaje pasado acumulado y la abertura del tamiz para la arena de sílice A y B, respectivamente.

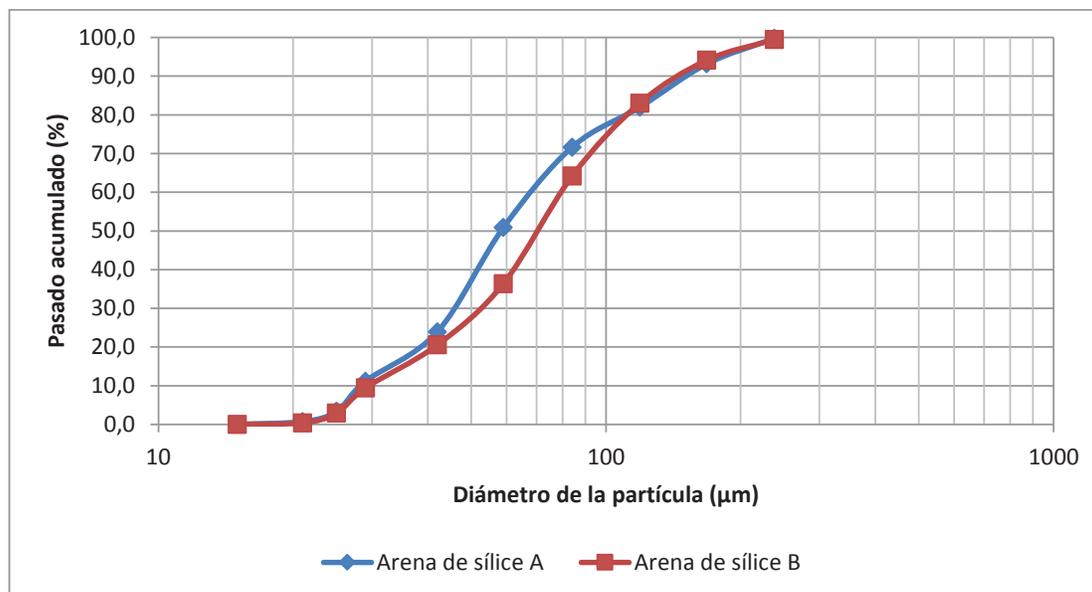


Figura 3.15. Granulometría de la arena de sílice A y B, a partir de 1 kg de muestra

Esta gráfica permitió determinar la granulometría de la arena de sílice A y B, que se presentan en la Tabla 3.19. El cálculo de los d_{10} , d_{60} y coeficientes de uniformidad se presentan en el Anexo III.

Tabla 3.19. Coeficientes de uniformidad de dos tipos de arena de sílice

Arena de sílice	Coefficiente de uniformidad (Cu)
A	2,48
B	2,70

El coeficiente de uniformidad de la arena de sílice A presentó un valor de 2,48 y se puede notar que este valor está dentro del rango establecido por Fair et al (2002) dentro del cual la remoción de sólidos será eficiente y que se encuentra entre 0,0 y 2,5 (p. 229).

La arena de sílice B presentó un coeficiente de uniformidad de 2,70 el cual se encuentra fuera del rango mencionado, lo que indica que, debido a su distribución

granulométrica, la remoción de sólidos mediante un lecho filtrante construido con esta arena no será eficiente (Fair et al, 2002, p. 229).

Se escogió la arena de sílice A como material del lecho filtrante debido a que presentó un menor coeficiente de uniformidad comparado con el coeficiente obtenido para la arena de sílice B y, además de encontrarse dentro del rango establecido (Fair et al, 2002, p. 229).

3.3.2 DETERMINACIÓN DE LA ALTURA EFECTIVA DEL FILTRO

Los resultados obtenidos de la remoción de sólidos suspendidos para diferentes alturas del lecho de arena de sílice A, utilizando cargas hidráulicas de 1,5 y 2,5 m/día se presentan en las Tablas 3.20 y 3.21, respectivamente (Romero, 2001, p. 674).

Tabla 3.20. Remoción de sólidos suspendidos a diferentes alturas de lecho filtrante utilizando una carga hidráulica de 1,5 m/día

Altura del lecho filtrante (cm)	Concentración de sólidos suspendidos (mg/L)	Remoción de sólidos suspendidos (%)
0	114,4 ± 3,3	0,0
15	84,5 ± 2,3	26,9
30	60,0 ± 2,0	48,1
40	45,8 ± 2,5	60,4
45	39,8 ± 1,6	65,5
50	38,3 ± 0,9	66,9
55	36,9 ± 0,8	68,1
60	37,1 ± 0,6	67,9

$\bar{x} \pm \sigma$ (n = 3)

La concentración de sólidos suspendidos en el efluente cuando el lecho filtrante presenta una altura de 15 cm es de 84,5 ± 2,3 y 80,5 ± 3,1 mg/L para cargas hidráulicas de 1,5 y 2,5 m/día, respectivamente. Estos valores se encuentran por debajo del límite que se ha establecido en la norma ambiental vigente (100 mg/L).

Tabla 3.21. Remoción de sólidos suspendidos a diferentes alturas de lecho filtrante utilizando carga hidráulica de 2,5 m/día

Altura del lecho filtrante (cm)	Concentración de sólidos suspendidos (mg/L)	Remoción de sólidos suspendidos (%)
0	114,4 ± 3,3	0,0
15	80,5 ± 3,1	30,4
30	62,4 ± 2,4	46,0
40	45,4 ± 1,5	60,7
45	39,7 ± 1,7	65,7
50	39,4 ± 1,5	65,9
55	38,9 ± 0,6	66,4
60	38,7 ± 0,7	66,5

$\bar{x} \pm \sigma$ (n = 3)

En la Figura 3.16 se presenta la relación entre la remoción de sólidos suspendidos y la altura del lecho para cargas hidráulicas de 1,5 y 2,5 m/día.

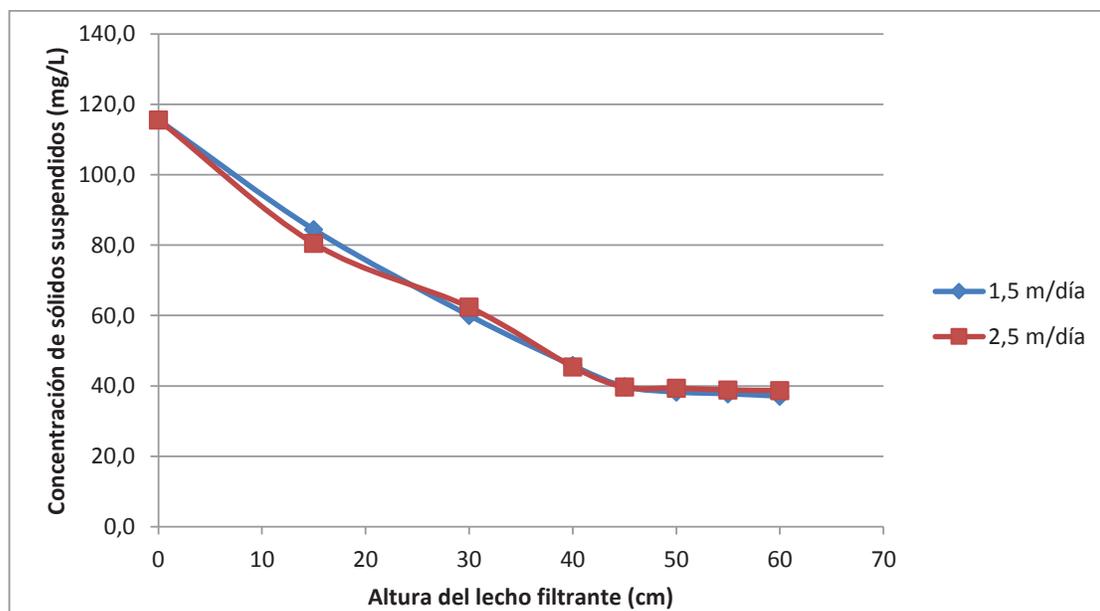


Figura 3.16. Concentración de sólidos suspendidos en función de la altura del lecho filtrante para dos distintas cargas hidráulicas

Al utilizar una carga hidráulica de 1,5 m/día el máximo porcentaje de remoción de sólidos suspendidos que se obtuvo fue de 68,1 %, cuando la altura del lecho fue

de 55 cm. Al emplear una carga hidráulica de 2,5 m/día el máximo porcentaje de remoción de sólidos suspendidos alcanzado fue de 66,5 %, cuando del lecho filtrante tuvo una altura de 60 cm.

La remoción de sólidos suspendidos en función de la altura del lecho filtrante presenta la misma tendencia para cargas hidráulicas de 1,5 y de 2,5 m/día, es decir, que la remoción de sólidos suspendidos en un filtro lento de lecho de arena de sílice no depende de la carga hidráulica utilizada.

A partir de una altura del lecho de 45 cm la remoción de sólidos suspendidos se mantiene constante hasta los 60 cm. En la Tabla 3.20 se reportó que la menor concentración de sólidos suspendidos se alcanza cuando la altura del lecho es de 55 cm, sin embargo, gráficamente se observa que a partir de una altura de 45 cm, las variaciones en las concentraciones de sólidos suspendidos son muy pequeñas, por lo que se toma a este valor como la altura efectiva del filtro, la cual permitió un porcentaje de remoción de sólidos suspendidos de 65,7 %.

3.3.3 DETERMINACIÓN DEL TIEMPO DE SATURACIÓN DEL FILTRO

Las concentraciones de sólidos suspendidos que se obtuvieron en función del tiempo de filtración se presentan en las Tablas 3.22 y 3.23, respectivamente.

Tabla 3.22. Concentración de sólidos suspendidos a diferentes tiempos de operación del filtro utilizando una carga hidráulica de 1,5 m/día, concentración inicial de sólidos suspendidos = 115,6 mg/L

Tiempo de filtración (días)	Concentración de sólidos suspendidos (mg/L)	Remoción de sólidos suspendidos (%)	Cf/Co
0	37,8 ± 0,6	67,3	0,3
1	38,8 ± 0,7	66,5	0,3
2	42,4 ± 0,4	63,3	0,4
3	51,3 ± 2,1	55,6	0,4
4	68,9 ± 1,6	40,4	0,6

$\bar{x} \pm \sigma$ (n = 3)

Tabla 3.22. Concentración de sólidos suspendidos a diferentes tiempos de operación del filtro utilizando una carga hidráulica de 1,5 m/día, concentración inicial de sólidos suspendidos = 115,6 mg/L (continuación...)

Tiempo de filtración (días)	Concentración de sólidos suspendidos (mg/L)	Remoción de sólidos suspendidos (%)	Cf/Co
6	105,4 ± 1,0	8,9	0,9
7	113,3 ± 0,9	1,1	1,0
8	114,0 ± 0,3	0,5	1,0

$\bar{x} \pm \sigma (n = 3)$

Tabla 3.23. Concentración de sólidos suspendidos a diferentes tiempos de operación del filtro utilizando una carga hidráulica de 2,5 m/día, concentración inicial de sólidos suspendidos = 115,6 mg/L

Tiempo de filtración (días)	Concentración de sólidos suspendidos (mg/L)	Remoción de sólidos suspendidos (%)	Cf/Co
0	38,9 ± 1,1	66,3	0,3
1	41,3 ± 0,4	64,3	0,4
2	51,5 ± 2,0	55,5	0,4
3	64,2 ± 1,4	44,5	0,6
4	80,1 ± 2,0	30,7	0,7
5	97,5 ± 1,6	15,7	0,8
6	110,2 ± 1,5	4,7	1,0
7	113,9 ± 0,3	0,6	1,0
8	113,9 ± 0,2	0,6	1,0

$\bar{x} \pm \sigma (n = 3)$

El tiempo de saturación del filtro se alcanzó cuando la relación entre la concentración final y la concentración inicial de sólidos suspendidos es igual a 1, mientras que el ciclo de filtración se alcanza cuando la concentración final de sólidos suspendidos supera el límite máximo permisible establecido en la norma ambiental (100 mg/L).

En la Figura 3.17 se muestra la variación de la concentración de sólidos suspendidos en función del tiempo de saturación cuando se emplearon dos cargas hidráulicas diferentes.

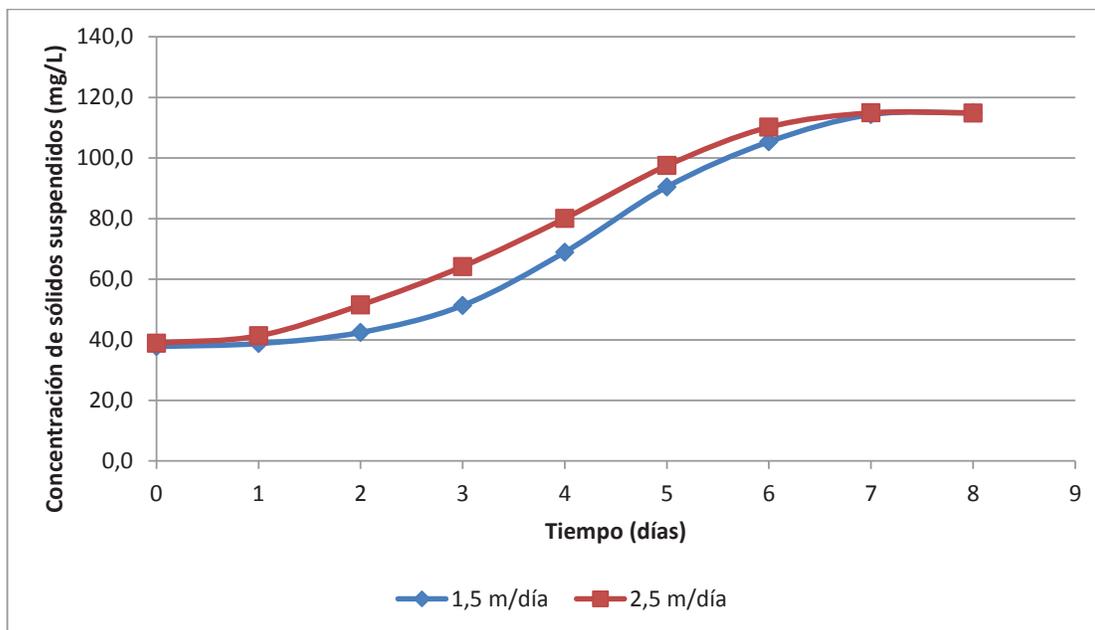


Figura 3.17. Concentración de sólidos suspendidos en función del tiempo de saturación para dos distintas cargas hidráulicas

La saturación del filtro presenta la misma tendencia cuando se utilizaron cargas hidráulicas de 1,5 y 2,5 m/día, sin embargo se observa que cuando se emplea una carga hidráulica de 1,5 m/día el filtro se saturó a los 7 días de operación, mientras que el ciclo de filtración fue de 5 días. El tiempo de saturación cuando se utilizó una carga hidráulica de 2,5 m/día el filtro se saturó a los 6 días, mientras que el tiempo del ciclo de filtración alcanzó a los 5 días de operación.

El tiempo del ciclo de filtración para cargas hidráulicas de 1,5 y 2,5 m/día es el mismo, sin embargo el tiempo de saturación cuando se empleó una carga hidráulica de 2,5 m/día fue menor debido a que al incrementar el caudal de agua residual, aumenta la cantidad de sólidos suspendidos que el filtro debe retener lo que ocasiona que el tiempo de operación del filtro sea menor (Tejero et al, 2011a, p. 6).

Debido a que el límite establecido en la norma ambiental se supera una vez que se alcanza el ciclo de filtración se considera a este periodo como el tiempo operativo del filtro, después del cual es necesario regenerar la capacidad de retención de sólidos del filtro.

Romero (2001) establece que los tiempos de saturación para filtros lentos de arena con cargas hidráulicas de 1,5 a 2,4 m/día son de 15 a 30 días, sin embargo se observa que los tiempos de saturación obtenidos utilizando cargas hidráulicas similares son relativamente bajos. Una de las razones por las que se obtuvieron tiempos de saturación bajos obedece a que la concentración de sólidos suspendidos es mayor a la que se recomienda en bibliografía para filtros lentos de arena (p. 665).

3.3.4 RETROLAVADO DEL FILTRO

Para regenerar la capacidad filtrante del sistema se realizó un retrolavado del mismo. Mediante la Ecuación 2.4 se calculó la velocidad de lavado del filtro con la cual se obtuvo un flujo de agua para la limpieza del filtro de 13 L/min. Los cálculos de la velocidad de lavado y del caudal de retrolavado se presentan en el Anexo IV.

Las concentraciones de sólidos suspendidos en función del tiempo, utilizando el filtro regenerado con un caudal de lavado de 13 L/min y una carga hidráulica de 1,5 m/día se presentan en la Tabla 3.24.

Tabla 3.24. Concentración de sólidos suspendidos a diferentes tiempos de filtración, posterior a un retrolavado con un flujo de agua de 13 L/min y utilizando una carga hidráulica de 1,5 m/día

Tiempo de filtración (días)	Concentración de sólidos suspendidos (mg/L)	Remoción de sólidos suspendidos (%)	Cf/Co
0	39,3 ± 0,7	66,0	0,3
1	42,7 ± 1,3	63,1	0,4
2	48,6 ± 1,7	57,9	0,4
3	60,7 ± 2,4	47,5	0,5
4	77,7 ± 2,0	32,8	0,7
5	97,0 ± 4,1	16,1	0,8
6	109,2 ± 1,2	5,6	0,9
7	114,8 ± 0,5	0,7	1,0
8	114,8 ± 0,8	0,7	1,0

$\bar{x} \pm \sigma$ (n = 3)

Después del retrolavado del filtro se observa que la concentración de sólidos suspendidos superó el límite máximo permisible en la norma ambiental vigente después de 5 días de operación del filtro, que corresponde al ciclo de filtrado, mientras que la relación entre la concentración final y la concentración inicial de sólidos suspendidos fue igual a uno al séptimo día de operación, que corresponde al tiempo de saturación del filtro, por lo tanto el tiempo considerado para regenerar el filtro corresponde al ciclo de filtración (5 días). A partir del séptimo día de operación la concentración final de sólidos suspendidos prácticamente se mantuvo constante.

La velocidad de lavado del filtro tuvo un valor de 0,710 m/min. Este valor fue similar al valor presentado por Triana (2012) quien establece que la velocidad de lavado presente un valor de diseño de 0,735 m/min y un valor máximo de 0,834 (p. 28).

En la Figura 3.18 se muestra una comparación entre las concentraciones de sólidos suspendidos obtenidas con una muestra de arena de sílice sin usar presentadas en la Tabla 3.22 y después de realizar el retrolavado del filtro.

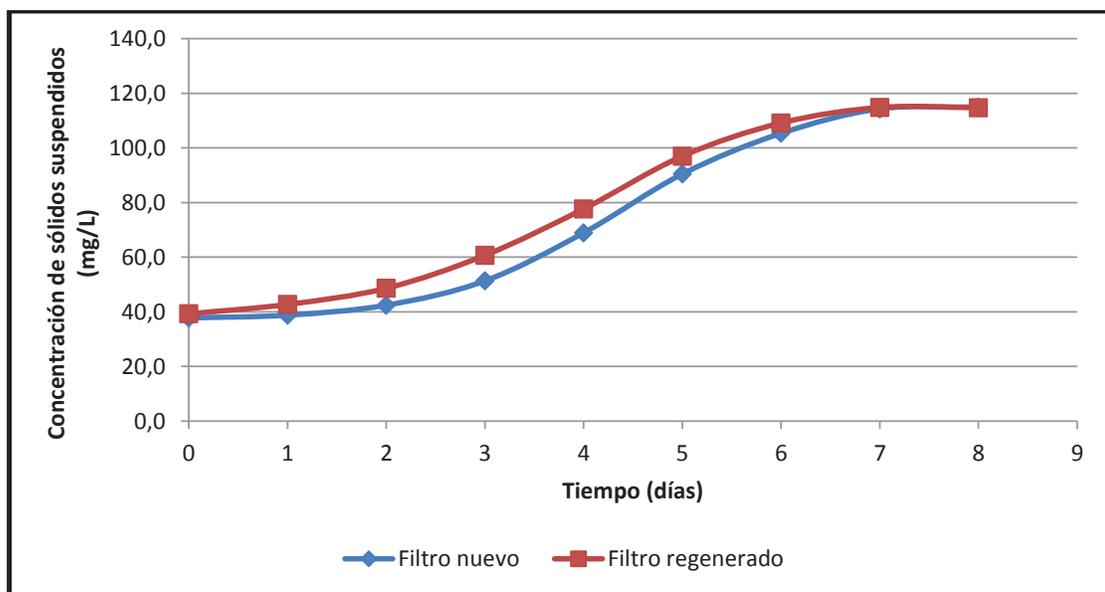


Figura 3.18. Concentración de sólidos suspendidos en función del tiempo de saturación en un filtro nuevo y regenerado (carga hidráulica = 1,5 m/día)

La remoción de sólidos suspendidos en el filtro lavado presentó una tendencia similar a la tendencia obtenida para un filtro nuevo de la Figura 3.17, sin embargo se observa que después del retrolavado se alcanzan menores concentraciones de sólidos, a pesar de que el tiempo de saturación y el ciclo de filtrado fueron los mismos. Esto se debe a que no es posible remover completamente las partículas que quedaron atrapadas en el lecho filtrante, las cuales se van acumulando en cada proceso de regeneración del filtro reduciendo el tiempo de saturación hasta que el filtro es incapaz de remover los sólidos suspendidos en el nivel requerido (Cheremisinoff, 2002, p. 243).

3.4 CARACTERIZACIÓN FINAL DE LOS EFLUENTES DE LA INDUSTRIA LÁCTEA

Se caracterizaron los efluentes de la industria láctea luego de los procesos de tratamiento de electrocoagulación y filtración. Los resultados de la caracterización física y química de los efluentes a la salida del proceso de filtración se presentan en la Tabla 3.25.

Tabla 3.25. Caracterización física y química de los efluentes de la industria láctea posterior a la filtración

Parámetro	Concentración final (mg/L)	Coefficiente de variación (%)	Remoción (%)	Límite máximo permisible*	Cumplimiento con la norma
Aceites y grasas	4,9 ± 0,6	11,9	95,8	70	Sí
DBO ₅	18 ± 3	14,6	96,3	170	Sí
DQO	35 ± 12	35,3	95,6	350	Sí
Sólidos sedimentables	0,4 ± 0,2	35,3	96,6	20	Sí
Sólidos suspendidos	36,9 ± 0,8	2,0	88,1	100	Sí

*(Secretaría de Ambiente, 2016b, p. 10)
 $\bar{x} \pm \sigma$ ($n = 3$)

Los coeficientes de variación obtenidos para aceites y grasas, DBO_5 y sólidos suspendidos se encuentran por debajo del 15 %, e indican que las desviaciones estándar presentan valores bajos con respecto a sus promedios por lo que se puede considerar a estos resultados como confiables (Departamento Administrativo Nacional de Estadística, 2008, p. 5), sin embargo para la DQO y sólidos sedimentables se obtuvieron coeficientes de variación por encima del 15%. En el caso de la DQO influyó el procedimiento utilizado para su determinación, mientras que en el caso de los sólidos sedimentables, al obtener un promedio cercano a cero el coeficiente de variación pierde representatividad (Carrasco, 2003, p. 11).

Además se observa que las condiciones determinadas para los procesos de electrocoagulación y filtración permitieron alcanzar porcentajes de remoción alrededor del 90 % en los parámetros evaluados.

Luego de los tratamientos de electrocoagulación y filtración el efluente presentó concentraciones de aceites y grasas, DBO_5 , DQO, sólidos sedimentables y sólidos suspendidos por debajo de los límites establecidos en la Norma Técnica NT002 establecida por la Secretaría de Ambiente del DMQ por lo cual se concluye que el sistema de tratamiento propuesto permite la remoción eficiente de los contaminantes presentes en los efluentes de una industria láctea.

Otros sistemas de tratamiento han sido utilizados en la remoción de contaminantes de los efluentes de una industria láctea. Autores como Demirel et al (2004) utilizan un sistema de tratamiento con base en un proceso de flotación por aire disuelto y un tratamiento anaerobio en el cual se obtienen porcentajes de reducción de la DQO del 85 % (p. 2591), mientras que Sirianuntapiboon, Jeeyachok y Larplai, (2005) emplean un tratamiento aerobio en un reactor secuencial discontinuo obteniendo porcentajes de reducción de la DQO del 87 % (p. 181).

Se observa que, mediante el sistema de tratamiento propuesto, el porcentaje de remoción de contaminantes, medido a través de la disminución de la DQO, es

mayor que los porcentajes de remoción que se obtienen en los procesos de tratamiento convencionales, por lo cual se puede establecer que el sistema de tratamiento con base en electrocoagulación y filtración es un proceso adecuado y eficiente para la remoción de contaminantes en los efluentes de una industria láctea.

4 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1 CONCLUSIONES

- En la caracterización inicial de los efluentes se determinó que las concentraciones de parámetros como aceites y grasas ($118,5 \pm 44,6$ mg/L), DBO_5 (498 ± 133 mg/L), DQO (789 ± 266 mg/L) y sólidos suspendidos ($309,2 \pm 65,0$ mg/L) superan los límites máximos permisibles estipulados en la Norma Técnica para el Control de Descargas Líquidas NT002 para la aplicación de la Ordenanza Metropolitana N° 138 del DMQ.
- Los mayores porcentajes de reducción de la DQO y sólidos suspendidos en el proceso de electrocoagulación fueron 90,5 y 62,4 %, respectivamente, y se obtuvieron al emplear una densidad de corriente de 30 mA/cm^2 , un espaciamiento entre electrodos de 13 mm, electrodos de aluminio y pH del efluente de 4,0.
- Los porcentajes de disminución de la DQO y de sólidos suspendidos fueron directamente proporcionales a la densidad de corriente, obteniéndose los mayores porcentajes de remoción cuando se empleó una densidad de corriente de 30 mA/cm^2 .
- A medida que se redujo el pH inicial del agua residual se obtuvieron mayores porcentajes de disminución de la DQO y sólidos suspendidos los cuales se alcanzaron cuando el pH inicial del agua fue de 4.
- El espaciamiento entre electrodos no tuvo un efecto significativo en la disminución de la DQO y sólidos suspendidos ya que se obtuvieron similares porcentajes de disminución de la DQO y sólidos suspendidos al utilizar distancias entre electrodos de 13 y 21 mm.

- La arena de sílice A presentó mejor uniformidad granular que la arena de sílice B ya que su coeficiente de uniformidad (2,48) fue menor que el coeficiente de uniformidad de la arena de sílice B (2,70).
- El mayor porcentaje de remoción de sólidos suspendidos correspondiente a 65,7 % se alcanzó cuando la altura del filtro a escala laboratorio construido con la de arena de sílice A fue de 45 cm, por lo que se estableció este valor como la altura efectiva del filtro.
- Al utilizar una carga hidráulica de 1,5 m/día, el ciclo de filtrado y el tiempo de saturación del filtro se alcanzaron a los 5 y 7 días, respectivamente. Cuando se empleó una carga hidráulica de 2,5 m/día, el ciclo de filtrado y el tiempo de saturación se alcanzaron a los 5 y 6 días, respectivamente.
- El retrolavado del filtro permitió regenerar su capacidad filtrante cuando se utilizó un flujo de agua de 13 L/min, una vez que se alcanzó el ciclo de filtración (5 días).
- El sistema de tratamiento propuesto con base en procesos de electrocoagulación y filtración permitió reducir las concentraciones de aceites y grasas ($4,9 \pm 0,6$ mg/L), DBO₅ (18 ± 3 mg/L), DQO (35 ± 12 mg/L), sólidos sedimentables ($0,4 \pm 0,2$ mg/L) y sólidos suspendidos ($36,9 \pm 0,8$ mg/L) por debajo de los límites máximos permisibles establecidos en la Norma Técnica NT002 para la aplicación de la Ordenanza N° 138 del DMQ.

4.2 RECOMENDACIONES

- Debido a los altos porcentajes de remoción de contaminantes se recomienda diseñar una planta de tratamiento para los efluentes de la industria láctea con base en los resultados obtenidos en el presente proyecto.
- Realizar ensayos de electrocoagulación en una celda de flujo continuo y comparar los resultados obtenidos con los resultados que se obtuvieron en una celda de flujo discontinuo.
- Caracterizar física y químicamente los lodos generados en el proceso de electrocoagulación de tal manera que se pueda establecer un tratamiento adecuado que permita su disposición final o su aprovechamiento.
- Estudiar la eficiencia de remoción de contaminantes de este sistema de tratamiento utilizando efluentes de otras industrias que presenten diferentes cargas contaminantes.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Aguas Industriales. (2014). Depuradora de aguas residuales industria láctea – aspectos medioambientales que todo responsable de calidad debe controlar. Recuperado de <http://aguasindustriales.es/depuradora-de-aguas-residuales-industria-lactea-aspectos-medioambientales-que-todo-responsable-de-calidad-debe-controlar/>. (Mayo, 2017)
2. Ali, E., y Yaakob, Z. (2012). Electrocoagulation for treatment of industrial effluents and hydrogen production. En Kleperis, J. y Linkov, V. (Ed.). *Electrolysis*, (pp. 227-242). Rijeka, Croacia: InTech
3. American Public Health Asociation. (2005). *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. (21ra. ed.). Madrid, España; Díaz de Santos.
4. American Water Works Asociation. (2010). *Water Treatment*. (4ta ed.). Denver, Estados Unidos: TIPS Technical Publishing Inc.
5. Arango, Á. (2012). Efectos del pH y la conductividad en la electrocoagulación de aguas residuales de la industria láctea. *Producción Más Limpia*, 7(1), 59-67.
6. Arango, Á. y Garcés, L. (2007). Diseño de una celda de electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea. *Universidad Eafit*, 43(147), 56-67.
7. Arango, Á. y Garcés, L. (2008). Tratamiento de aguas residuales de la industria láctea por electrocoagulación. *Ingeniería Química – Madrid*, 40(458), 180-186.
8. Azarian, G., Mesdaghinia, A., Vaezi, F., Nabizadeh, R. y Nematollahi, D. (2007). Algae removal by electro-coagulation process, application for

treatment of the effluent from an industrial wastewater treatment plant. *Iranian Journal of Public Health*, 36(4), 57-64.

9. Bayramoglu, M., Kobya, M., Can, O. y Sozbir, M. (2004). Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. *Separation and Purification Technology*, 37(2), 117-125.
10. Bazrafshan, E., Moein, H., Kord Mostafapour, F. y Nakhaie, S. (2012). Application of electrocoagulation process for dairy wastewater treatment. *Journal of Chemistry*, 2013.
11. Bottani, E., Odetti, H., Pliego, O. y Villareal, E. (2006). *Química General*. (1ra ed.). Santa Fe, Argentina: Ediciones UNL.
12. Britz, T., van Schalkwyk, C. y Hung, Y. (2010). Waste Treatment in the Food Processing Industry. En CRC Press (Ed.). *Handbook of Industrial and Hazardous Wastes Treatment*. (pp. 619-646). Nueva York, Estados Unidos: Marcel Dekker.
13. Burbano, S., Burbano, E. y Gracia, C. (2003). *Física general*. (32da. ed.). Madrid, España: Editorial Tébar.
14. Carbotecnia. (2014). Retrolavado de un medio granular. Recuperado de <https://www.carbotecnia.info/encyclopedia/retrolavados/>. (Febrero, 2017)
15. Cañizares, P., Rodrigo, M., Sáez, C., Lacasa, E., De Lucas, A., Pérez, A., Villaseñor, J., Ortiz, I., Ibáñez, R. y Urtiaga, A. (2010). Procesos electroquímicos: electrocoagulación y electrooxidación. En Consolider – Tragua (Ed.). *Tecnologías de tratamiento de aguas para su reutilización*. (pp. 128-152). Santander, España: Consolider – Tragua.

16. Centro de Actividad Regional para la Producción Limpia. (2002). Prevención de la contaminación en la industria láctea. Recuperado de http://www.cprac.org/docs/lac_es.pdf. (Enero, 2017)
17. Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and purification Technology*, 38(1), 11-41.
18. Cheremisinoff, N. (2002). *Handbook of water and wastewater treatment technologies*. (1ra ed.). Miami, Estados Unidos: Butterworth – Heinemann
19. Closa, S. J., de Landeta, M. C., Andérica, D., Pighín, A., & Cufre, J. A. (2003). Contenido de nutrientes minerales en leches de vaca y derivados de Argentina. *Archivos latinoamericanos de nutrición*, 53(3), 320-324.
20. Crites, R. y Tchobanoglous, G. (2000). Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. (3ra ed.). Medellín, Colombia: McGraw Hill.
21. Crittenden, J., Trussell, R., Hand, D., Howe, K. y Tchobanoglous, G. (2012). *MWH's water treatment: principles and design*. (3ra ed.). New Jersey, Estados Unidos: John Wiley & Sons.
22. Cruz, L. (2009). Mecánica de Suelos. Recuperado de: [ftp://ftp.unicauca.edu.co/cuentas/.cuentasbajadas29092009/lucruz/docs/Curso%20Mec%20E1nica%20de%20Suelos%20I/Mecanica%20de%20Suelos%20I%20ESLAGE%20\(19_20\).pdf](ftp://ftp.unicauca.edu.co/cuentas/.cuentasbajadas29092009/lucruz/docs/Curso%20Mec%20E1nica%20de%20Suelos%20I/Mecanica%20de%20Suelos%20I%20ESLAGE%20(19_20).pdf). (Mayo, 2007)
23. Daneshvar, N., Ashassi-Sorkhabi, H. y Tizpar, A. (2003). Decolorization of orange II by electrocoagulation method. *Separation and purification Technology*, 31(2), 153-162.

24. Degrémont, J. (2015). *Manual técnico del agua*. (5ta. ed.). Bilbao, España: URMO.
25. Demirel, B., Yenigun, O. y Onay, T. (2004). Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review. *Process Biochemistry*, 40(8), 2583-2595.
26. Escuela de Organización Industrial. (2008). Los vertidos del sector lácteo. Recuperado de http://api.eoi.es/api_v1_dev.php/fedora/asset/eoi:48159/componente48157.pdf. (Enero, 2017)
27. Fair, G., Geyer, J. y Okun, D. (2002). *Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales*. (2da. ed.). C.D. México, México: Limusa
28. Festa-Hidrogel. (2015). Filtración. Recuperado de: <http://www.filtrosyequipos.com/festa/FESTA/breves/filtracion.pdf>. (Mayo, 2017)
29. Gandarillas, L., Sánchez, T. y Serrano, R. (2009). Estación depuradora de aguas residuales de una industria láctea. Recuperado de: <https://static.eoi.es/savia/documents/componente36162.pdf>. (Mayo, 2017).
30. Garcés, P., Climent, M. y Zornoza, E. (2008). *Corrosión de armaduras en estructuras de hormigón armado*. (1ra ed.). Alicante, España: Gamma
31. GE Power and Water. (2016). Handbook of industrial water treatment. Recuperado de https://www.gewater.com/handbook/ext_treatment/ch_6_filtration.jsp. (Mayo, 2017)
32. Gil, K., Najul, M., y Pacheco, C. (2004). Manejo de desperdicios en industrias de derivados lácteos con criterios competitivos. Recuperado de

<http://infolactea.com/wp-content/uploads/2015/03/378.pdf>. (Enero, 2017)

33. Gómez de León, F. y Alcaraz, D. (2004). *Manual básico de corrosión para ingenieros*. (1ra ed.). Murcia, España: Universidad de Murcia.
34. González, M. (2012). Aspectos medioambientales asociados a los procesos de la industria láctea. Recuperado de http://www.produccion-animal.com.ar/produccion_bovina_de_leche/leche_subproductos/37-industria.pdf. (Mayo, 2017).
35. González, M. (2013). *Elaboración de leches para el consumo*. (1ra. ed.). Málaga, España: IC Editorial.
36. Gutiérrez, P., Díaz, L. y Guzmán, M. (2009). Elementos de diseño de experimentos. (1ra. ed.). Jalisco, México: Astra.
37. Hamoda, M., Al-Ghusain, I. y Al-Mutairi, N. (2004). Sand filtration of wastewater for tertiary treatment and water reuse. *Desalination*, 164(3), 203-211.
38. Herrera, R. y Múzquiz, E. (2013). La electrocoagulación: una alternativa electroquímica en el tratamiento de aguas residuales. *Ciencia Acierta*. 35(9). 39-44
39. Instituto Ecuatoriano de Normalización. (2013a). Agua, calidad del agua, muestreo, manejo y conservación de muestras. Recuperado de <http://normaspdf.inen.gob.ec/pdf/nte1/2169-1.pdf>. (Octubre, 2016).
40. Instituto Ecuatoriano de Normalización. (2013b). Agua. Calidad del Agua. Muestreo. Manejo, Conservación de Muestras y Técnicas de Muestreo. Recuperado de <http://normaspdf.inen.gob.ec/pdf/nte1/2169-1.pdf>. (Octubre, 2016).

41. Jiménez, B. (2005). *La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada*. (2da ed.). C.D. México, México: Limusa.
42. Katal, R. y Pahlavanzadeh, H. (2011). Influence of different combinations of aluminum and iron electrode on electrocoagulation efficiency: Application to the treatment of paper mill wastewater. *Desalination*, 265(1), 199-205.
43. Kobya, M., Can, O. y Bayramoglu, M. (2003). Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. *Journal of hazardous materials*, 100(1), 163-178.
44. Kushwaha, J., Srivastava, V. y Mall, I. (2010). Organics removal from dairy wastewater by electrochemical treatment and residue disposal. *Separation and Purification Technology*, 76(2), 198-205.
45. Liu, H., Zhao, X. y Qu, J. (2010). Electrocoagulation in water treatment. En Comninellis, C. y Chen, G. (Ed.). *Electrochemistry for the Environment* (pp. 245-262). New York, Estados Unidos: Springer.
46. López, J. (2011). *Calibración de instrumentos de medición de flujo para conductos cerrados*. (Trabajo de grado no publicado). Universidad de San Carlos de Guatemala, Ciudad de Guatemala, Guatemala.
47. Lower, S. (2004). Electrochemistry: chemical reactions at an electrode, galvanic and electrolytic cells. Recuperado de <http://www.chem1.com/acad/pdf/c1xElchem.pdf>. (Marzo, 2017)
48. Lozano, W. (2011). Determinación del número mínimo de observaciones en investigación, obviando las estimaciones de la varianza de datos. *Revista de Didáctica Ambiental*, 10, 54-61.

49. Magro, P. (2011). La industria láctea es una de las más contaminantes en España. Recuperado de <https://conservatuplaneta.com/2011/11/23/industrialactea/>. (Mayo, 2017).
50. Malakootian, M., & Yousefi, N. (2009). The efficiency of electrocoagulation process using aluminum electrodes in removal of hardness from water. *Iranian Association of Environmental Health*, 6(2), 131-136
51. Martínez, L. (2001). Manual de operación y mantención de equipos de riego presurizado. Recuperado de <http://biblioteca.inia.cl/medios/biblioteca/boletines/NR28083.pdf>. (Febrero, 2017)
52. McCabe, W., Smith, J. y Harriott, P. (2007). *Operaciones unitarias en ingeniería química*. (7ma. ed.). Ciudad de México, México: McGraw-Hill
53. Mena, D. (2012). *El proceso productivo y su incidencia en el desperdicio de materia prima en la industria láctea Parmalat del Ecuador S.A.* (Trabajo de grado no publicado). Universidad Técnica de Ambato, Ambato, Ecuador.
54. Mendieta, M. (2013). *Dimensionamiento de un proceso de electrocoagulación para el tratamiento de aguas lixiviadas del relleno sanitario "El Inga"*. (Trabajo de grado no publicado). Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador.
55. Metcalf, L. y Eddy, M. (2003). *Tratamiento y depuración de las aguas residuales*. (4ta. ed.). Madrid, España: McGraw Hill
56. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación – MAPAMA. (2005). Guía de mejores técnicas disponibles en España del sector lácteo. Recuperado de <http://www.mapama.gob.es/es/alimentacion/>

temas/industria-agroalimentaria/Gu%C3%ADa_MTD_en_Espa%C3%B1a___Sector_L%C3%A1cteo_tcm7-8218.pdf (Enero, 2017)

57. Ministerio del Ambiente. (2013). Estudio de potenciales impactos ambientales y vulnerabilidades. Recuperado de: www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2013/03/PART11.pdf. (Mayo, 2017)
58. Mollah, M., Morkovsky, P., Gomes, J., Kesmez, M., Parga, J. y Cocke, D. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *Journal of hazardous materials*, 114(1), 199-210.
59. Mollah, M., Schennach, R., Parga, J. y Cocke, D. (2001). Electrocoagulation (EC)—science and applications. *Journal of hazardous materials*, 84(1), 29-41.
60. Ojeda, E., Hing, R. y González, Y. (2012). Estudio comparativo del uso de electrodos de hierro y aluminio en el proceso de electrocoagulación de la vinaza. *Revista CENIC. Ciencias Químicas*, 43(1). 113-126
61. Olivo, M., Magallanes, M. y Sandoval, M. (2010). Extracción de grasas y aceites en los efluentes de una industria automotriz. *Conciencia Tecnológica*, 40(1), 29-34
62. Orozco, A. (2005). *Bioingeniería de aguas residuales*. (1era ed.). Bogotá, Colombia: Acodal.
63. Phalakornkule, C., Polgumhang, S. y Tongdaung, W. (2009). Performance of an electrocoagulation process in treating direct dye: batch and continuous upflow processes. *World Academy of Science and Technology*, 57, 494-499.

64. Piña, M., Martín, A., González, C., Prieto, F., Guevara, A. y García, J. (2011). Revisión de variables de diseño y condiciones de operación en la electrocoagulación. *Revista mexicana de ingeniería química*, 10(2), 257-271.
65. Ramalho, R. S., Jiménez, D. y de Lora, F. (2003). *Tratamiento de aguas residuales*. (2da ed.). Barcelona, España: Reverté.
66. Ramos, R., Sepúlveda, R. y Villalobos, F. (2003). *El agua en el medio ambiente: muestreo y análisis*. (1era ed.). C.D. México, México: Plaza y Valdez.
67. Real, L. (2013). *Industria láctea con mejores condiciones de producción*. Recuperado de http://www.revistagestion.ec/wp-content/uploads/2013/08/226_Industria-l%C3%A1ctea.pdf. (Diciembre, 2016).
68. Restrepo, A., Arango, A., y Garcés, L. (2006). La Electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas. *Producción + limpia*, 1(2), 58-77.
69. Rodríguez, R. (2010). *Caracterización y tratamiento de efluentes líquidos en la industria láctea*. Recuperado de <https://www.inti.gob.ar/lacteos/pdf/caracterizacion.pdf>. (Enero, 2017)
70. Romero, J. (2001). *Tratamiento de aguas residuales: Teoría y principios de diseño*. (1ra. ed.). Bogotá, Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería.
71. Rosado, P. y Rosado, J. (2013). *Tratamientos previos de la leche: elaboración de leches de consumo y productos lácteos*. (1ra. ed.). Málaga, España: IC Editorial.

72. Sainz, J. (2005). *Tecnologías para la sostenibilidad. Procesos y operaciones unitarias en depuración de aguas residuales*. (1ra ed.). Madrid, España: Fundación EOI.
73. Salcedo, R. (2011). Operaciones de flujo de fluidos. Recuperado de: https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/20297/1/tema_6.pdf. (Mayo, 2017)
74. Secretaría de Ambiente. (2016a). Ordenanza Municipal N° 138. Recuperado de http://www.quitoambiente.gob.ec/ambiente/images/Secretaria_Ambiente/Documentos/calidad_ambiental/normativas/1.%20ORDENANZA_METROPOLITANA_QUE_ESTABLECE_EL_SISTEMA_D_871.pdf. (Abril, 2017).
75. Secretaría de Ambiente. (2016b). Normas Técnicas para el control de descargas líquidas NT002. Recuperado de <http://www.quitoambiente.gob.ec/ambiente/index.php/calidad-y-gestionambiental/normativas>. (Enero, 2017)
76. Serrano, R. (2003). *Introducción al análisis de datos experimentales: tratamiento de datos en bioensayos*. (2da. ed.). Castelló de la Plana, España: Universitat Jaume I.
77. Sirianuntapiboon, S., Jeeyachok, N. y Larplai, R. (2005). Sequencing batch reactor biofilm system for treatment of milk industry wastewater. *Journal of Environmental Management*, 76(2), 177-183.
78. Suárez, S. (2014). *Diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales provenientes de las descargas de un centro comercial de la ciudad de Quito mediante procesos de electrocoagulación y adsorción en carbón activado*. (Trabajo de grado no publicado). Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador.

79. Suárez, J., Jácome, A. y Ures, P. (2015). Filtración en medio granular. Recuperado de <https://www.wateractionplan.com/documents/186210/186348/INDITEX-FT-TER-001-FILTRACI%C3%93N+EN+ARENA-20150609.pdf/72842aea-5e2c-4603-b73c-7a392330f20b>. (Marzo, 2017).
80. Tchobanoglous, G., Burton, F. y Stensel, H. (2003). *Wastewater engineering*. (4ta ed.). Pekín, China: McGraw-Hill
81. Thakur, I. (2006). *Environmental biotechnology: basic concepts and applications*. (1ra. ed.), Nueva Delhi, India: IK International.
82. Tejero, I., Suárez, J., Jacóme, A. y Temprano, J. (2011a). Filtración. Recuperado de http://ceres.udc.es/Grado_TECIC/Cuarto_Curso/Ingenieria%20Ambiental/Filtracion/TEMA-filtraci%C3%B3n-rev140211ajb.pdf. (Marzo, 2017)
83. Tejero, I., Suárez, J., Jacóme, A. y Temprano, J. (2011b). Filtración rápida. Recuperado de ftp://ceres.udc.es/Grado_TECIC/Cuarto_Curso/Ingenieria%20Ambiental/Filtracion/TEMA-filtracion%20rapida-rev140211-ajb.pdf. (Marzo, 2017)
84. Triana, J. (2012). Diseño del sistema de filtración con la tecnología de falsos fondos marca ITT Leopold®, universal, tipo S y SL para la implementación del lavado de filtros aire/agua. Recuperado de <http://www.empopasto.com.co/contratacion/SLA2012/MEMORIALTECNICACAPITULO3.pdf>. (Mayo, 2012)
85. Un, U., y Ozel, E. (2013). Electrocoagulation of yogurt industry wastewater and the production of ceramic pigments from the sludge. *Separation and Purification Technology*, 120, 386-391.

86. Vázquez, M. (2015). Doble capa eléctrica. Recuperado de: <http://aprendeenlinea.udea.edu.co/lms/ocw/mod/page/view.php?id=279>. (Mayo, 2017)
87. Vepsäläinen, M. (2012). *Electrocoagulation in the treatment of industrial waters and wastewaters*. (1ra. Ed.). Oulu, Finlandia: VTT Technical Research Centre of Finland.
88. Villavicencio, A. y Villablanca, A. (2010). Métodos de aforo de caudal. Recuperado de: http://platina.inia.cl/ururi/informativos/Informativo_INIA_Ururi_50.pdf. (Mayo, 2010)
89. Yavuz, Y., Öcal, E., Koparal, A. S., y Ögütveren, Ü. B. (2011). Treatment of dairy industry wastewater by EC and EF processes using hybrid Fe-Al plate electrodes. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 86(7), 964-969.

ANEXOS

ANEXO I

**LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES ESTABLECIDOS EN LA
NORMA TÉCNICA NT002 DE LA ORDENANZA MUNICIPAL N° 138
PARA EL CONTROL DE DESCARGAS LÍQUIDAS EN EL DMQ**

En la Tabla AI.1 se presentan los límites máximos permisibles para los parámetros que se sugieren analizar para los efluentes de una industria láctea (Secretaría de Ambiente, 2016b, p. 18).

Tabla AI.1. Límites máximos permisibles establecidos en la Ordenanza Municipal N° 138 para los parámetros sugeridos a analizar en los efluentes de una industria láctea

Parámetro	Expresado como	Unidades	Límite máximo permisible	
			Alcantarillado	Cauce de agua
Aceites y grasas	A y G	mg/L	70	30
Demanda bioquímica de oxígeno (5 días)	DBO ₅	mg/L	170	100
Demanda química de oxígeno	DQO	mg/L	350	160
Sólidos sedimentables	SSE	mL/L	20,0	N.D.
Sólidos suspendidos	SS	mg/L	100	80

ANEXO II

EJEMPLO DE CÁLCULO PARA LA INTENSIDAD DE CORRIENTE QUE SE SUMINISTRÓ EN LA ELECTROCOAGULACIÓN

- **Cálculo del número de electrodos**

Para la determinación de la intensidad de corriente se calculó el número de electrodos que intervendrán en el proceso de electrocoagulación el cual se calculó mediante la Ecuación 2.3.

$$\text{Número de electrodos} = \frac{(\text{ancho de celda}) - 2 (\text{dist. electrodos cara lateral})}{(\text{dist. máxima entre electrodos} + \text{espesor de placa})} \quad [2.3]$$

$$\text{Número de electrodos} = \frac{(25 \text{ cm}) - 2 (3 \text{ cm})}{(2,1 \text{ cm} + 0,3 \text{ cm})}$$

$$\text{Número de electrodos} = 7,92 \approx 8 \text{ electrodos}$$

- **Cálculo del área sumergida**

Con el número de electrodos, mediante la Ecuación AII.1 se calculó el área que interviene en el proceso de electrocoagulación, es decir, el área de los electrodos que se encuentra sumergida (Mendieta, 2013, p. 182).

$$A_{\text{sumergida}} = \# \text{ electrodos} \times \text{altura}_{\text{electrodo}} \times \text{ancho}_{\text{electrodo}} \quad [\text{AII.1}]$$

$$A_{\text{sumergida}} = 8 \times 7,5 \text{ cm} \times 15 \text{ cm}$$

$$A_{\text{sumergida}} = 900 \text{ cm}^2$$

- **Cálculo de la intensidad de corriente**

Con el área sumergida se calculó la intensidad de corriente que se aplicó al sistema para obtener los valores de densidad de corriente necesarios, mediante la Ecuación AII.2 (Mendieta, 2013, p. 182).

$$I = A_{sumergida} \times J \quad [AII.2]$$

$$I = 900 \text{ cm}^2 \times 10 \frac{\text{mA}}{\text{cm}^2} \times \frac{1 \text{ A}}{1000 \text{ mA}}$$

$$I = 9 \text{ A}$$

Donde:

I: intensidad de corriente (A)

$A_{sumergida}$: área sumergida (cm^2)

J: densidad de corriente (mA/cm^2)

ANEXO III

EJEMPLO DE CÁLCULO DEL COEFICIENTE DE UNIFORMIDAD DE LA ARENA DE SÍLICE

- Cálculo del d_{10} y del d_{60}

Los d_{10} y d_{60} se calcularon mediante la Ecuación AIII.1 que interpola los datos obtenidos en la caracterización granulométrica de la arena de sílice A (Cruz, 2009, p. 37).

$$d_x = \left[\frac{d_2 - d_1}{\log \%_2 - \log \%_1} * (\log \%_x - \log \%_1) \right] + d_1 \quad \text{[AIII.1]}$$

Donde:

d_x : tamaño de la partícula (mm)

d_1 : tamaño de la partícula inferior al deseado (mm)

d_2 : tamaño de la partícula superior al deseado (mm)

$\%_x$: peso pasado acumulado (%)

$\%_1$: peso pasado acumulado inferior al deseado (%)

$\%_2$: peso pasado acumulado superior al deseado (%)

$$d_{10} = \left[\frac{25 \mu m - 29 \mu m}{\log 3,4 - \log 11,1} * (\log 10 - \log 11,1) \right] + 29 \mu m$$

$$d_{10} = 28,64 \mu m$$

$$d_{60} = \left[\frac{59 \mu m - 84 \mu m}{\log 50,9 - \log 71,6} * (\log 10 - \log 71,6) \right] + 84 \mu m$$

$$d_{60} = 71,04 \mu m$$

- **Cálculo del coeficiente de uniformidad**

El coeficiente de uniformidad (Cu) se calculó mediante la Ecuación 1.16.

$$Cu = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad [1.16]$$

$$Cu = \frac{71,04 \mu m}{28,64 \mu m}$$

$$Cu = 2,48$$

ANEXO IV

EJEMPLO DE CÁLCULO DEL CAUDAL DE RETROLAVADO

- **Cálculo de la velocidad de lavado**

Para la obtención del caudal de retrolavado se calculó la velocidad de lavado mediante la Ecuación 2.4.

$$V_t = 10 \cdot Cu \cdot Te \quad [2.4]$$

$$V_t = 10 \cdot 2,48 \cdot \left(28,64 \mu m \times \frac{1 \text{ mm}}{1000 \mu m} \right)$$

$$V_t = 0,7103 \text{ m/min}$$

- **Cálculo del área transversal del filtro**

Se calculó el área transversal del filtro mediante la Ecuación AIV.1 (Salcedo, 2011, p. 9).

$$A = \frac{\pi \cdot D^2}{4} \quad [AIV.1]$$

$$A = \frac{\pi \cdot \left(6 \text{ in} \times \frac{0,0254 \text{ m}}{1 \text{ in}} \right)^2}{4}$$

$$A = 0,0182 \text{ m}^2$$

Donde:

A: área transversal del filtro (m²)

D: diámetro del filtro (m)

- **Cálculo del flujo de agua de retrolavado**

El caudal de retrolavado se calculó mediante la Ecuación AIV.2 (Tejero et al, 2011a, p. 7).

$$Q = V_t \times A \quad \text{[AIV.2]}$$

$$Q = 0,7103 \frac{m}{min} \times 0,0182 m^2 = 0,01278 \frac{m^3}{min}$$

$$Q = 0,01278 \frac{m^3}{min} \times \frac{1000 L}{1 m^3} = 12,78 \frac{L}{min} \approx 13 \frac{L}{min}$$