



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
FACULTAD DE QUÍMICA

**TRATAMIENTO DE AGUA DE PURGA DE TORRES DE
ENFRIAMIENTO MEDIANTE EL PROCESO DE
ELECTROCOAGULACIÓN**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO QUÍMICO

P R E S E N T A:

JOSÉ CARLOS TAPIA PONCE



MÉXICO, D.F.

MARZO 2011



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

PRESIDENTE: **Profesor: Luis Francisco Farrera Gamboa**
VOCAL: **Profesor: Víctor Manuel Luna Pabello**
SECRETARIO: **Profesor: María Rafaela Gutiérrez Lara**
1er. SUPLENTE: **Profesor: Rodolfo Ruíz Trejo**
2° SUPLENTE: **Profesor: Alfonso Durán Moreno**

SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA:

Laboratorio 301 de Ingeniería Ambiental, UNAM.

ASESOR DEL TEMA:

M en I Ma. Rafaela Gutiérrez Lara

SUSTENTANTE:

José Carlos Tapia Ponce



AGRADECIMIENTOS

Primeramente agradezco a Dios por sus bendiciones en todo momento y permitirme llegar a este momento tan importante en mi vida y darme una familia maravillosa.

A mis padres el Sr. Evaristo y la Sra. Teresa a quienes amo y agradezco de todo corazón por su incondicional amor, apoyo y sacrificio en mi formación como estudiante y persona, ya que sin ellos simplemente nunca hubiera sido posible este paso tan importante que ahora doy en la vida; a mi hermana Lupita por soportarme, apoyarme y estar a mi lado siempre.

Gracias al programa de becas PAPIME PE102009 por el apoyo económico otorgado.

Al grupo de trabajo del laboratorio 301 por su colaboración en la realización de este trabajo, en especial a aquellos que me apoyaron en la etapa experimental, a la Maestra Rafaela por su tutoría y asesoramiento en el desarrollo de este trabajo, a Nora, Isabel y Benjamín por brindarme excelentes servicios en proporción de herramientas de trabajo, al Tocayo (Carlos Medrano) por sus apoyos técnicos y experimentales.

A todos mis amigos que estuvieron conmigo en días de estudio, parrandas, en buenas y malas apoyándome y alegrándome en todo momento: Rodrigo, Chino, Jair, Flor, Stefany, Edith, Checo, Lazaro, Sandy, Aline, Mario, Pam, Chio y Vila, gracias por su amistad y compañía.



A mi nena Dianita (eAdMV), por su encantadora compañía en las buenas y malas, por su apoyo, motivación e incondicional cariño. Gracias por formar parte de vida, Te Amo.

Por último agradezco al Ing. Héctor Méndez, los Lic. Francisco y Eduardo Ochoa e Ing. Raúl Gallardo por darme las oportunidades necesarias de concluir con mi trabajo de tesis mientras me abrieron las puertas de su empresa para laborar en su grupo de trabajo.



DEDICATORIA

Este logro se lo dedico especialmente y con todo mi corazón a mis Padres con quienes vivo la alegría de haber concluido y logrado un sueño que tanto anhelábamos, a quienes se lo merecen para demostrarles que este momento es el resultado y recompensa de todo su esfuerzo.

A mi tío Gonzalo Tapia quien fue para mí un ejemplo a seguir.

A mis abuelos por verme siempre como un miembro de la familia ejemplar.



ÍNDICE DE CONTENIDO

RESUMEN	10
1	INTRODUCCIÓN 12
1.1	Problemática y Justificación..... 12
1.2	Objetivos..... 15
1.2.1	<i>Objetivo General</i> 15
1.2.2	<i>Objetivos Particulares</i> 16
1.3	Hipótesis..... 16
2	MARCO TEÓRICO 17
2.1	El agua..... 17
2.1.1	<i>Generalidades</i> 17
2.1.2	<i>Características y parámetros de prueba para aguas residuales de torres de enfriamiento</i> 19
2.1.3	<i>Características del agua de pozo</i> 25
	Filtración y evaporación método gravimétrico 26
2.2	Procesos de tratamientos de aguas residuales 26
2.2.1	<i>Origen de aguas residuales</i> 26
2.2.2	<i>Métodos convencionales de tratamiento de aguas residuales</i> 27
2.3	Electrocoagulación 33
2.3.1	<i>Clasificación de las celdas electroquímicas</i> 34
2.3.2	<i>Descripción del Proceso de electrocoagulación</i> 36
2.3.3	<i>Tipos de Reactor para la Electrocoagulación</i> 37
2.3.4	<i>Construcción de una celda electroquímica</i> 38
2.3.5	<i>Reacciones Físicoquímicas en la Electrocoagulación</i> 39
2.3.6	<i>Factores que Afectan al Proceso de Electrocoagulación</i> 45
2.3.7	<i>Factores Controlables en el Proceso de Electrocoagulación</i> 46
2.3.8	<i>Efecto de las Variables de Respuesta en Proceso de Electrocoagulación</i> 47
2.3.9	<i>Ventajas y Desventajas del Proceso de Electrocoagulación</i> 49
3	METODOLOGÍA EXPERIMENTAL 51
3.1	Implementación de técnicas analíticas 52
3.2	Pruebas de tratamiento en un reactor por lotes..... 53
3.2.1	<i>Construcción de la Celda Electroquímica</i> 53
3.2.2	<i>Selección de Material Para el Electrodo de Sacrificio</i> 54
3.2.3	<i>Pruebas de tratabilidad en el Reactor Batch</i> 55
3.3	Operación en un Sistema Continuo 57
4	RESULTADOS EXPERIMENTALES 59



4.1	Caracterización Físicoquímica	59
4.2	Pruebas de tratamiento en un reactor por lotes	60
4.2.1	Selección de electrodo de sacrificio	60
4.2.2	Variación de Intensidad de corriente	63
4.2.3	Adición de electrolito, mejoramiento de la conductividad del agua ..	67
4.2.4	Combinación de Mejores Condiciones de Operación	76
4.2.5	Comparación de “mejores resultados experimentales vs valores deseados”	79
4.2.6	Operación en un Sistema Continuo	80
5	ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS	82
5.1	Variación de Intensidad de Corriente	82
5.2	Dosificación de electrolito, modificación de conductividad	82
5.3	Modificación de pH	83
5.4	Combinación de Mejores Condiciones de Trabajo	84
5.5	Operación en un Sistema Continuo	84
6	CONCLUSIONES	86
7	RECOMENDACIONES	88
8	ANEXOS	89
8.1	ANEXO A	89
8.1.1	A.2 Técnicas utilizadas para determinar la calidad del agua	90
9	BIBLIOGRAFÍA	100

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1	Principales contaminantes en el agua de purga de torres de enfriamiento (SCMSGM 2002)	13
Tabla 2.1	Índice de dureza del agua	23
Tabla 2.2	Características del agua de pozo	26
Tabla 2.3	Remoción de contaminantes mediante precipitación química	29
Tabla 2.4	Remoción de contaminantes mediante coagulación-floculación (AVILES et al. 2009)	31
Tabla 2.5	Remoción de contaminantes mediante intercambio iónico	32
Tabla 3.1	Técnicas analíticas y normatividad aplicada	52
Tabla 4.1	Caracterización de agua de purga de torre de enfriamiento	59
Tabla 4.2	Resultados experimentales con variación de intensidad de corriente ..	64
Tabla 4.3	Resultados experimentales dosificando electrolito con una intensidad de corriente de 1 amperio	68
Tabla 4.4	Resultados experimentales modificando el pH con una intensidad de corriente de 1 amperio	72



Tabla 4.5 Resultados experimentales de la combinación de mejores condiciones de operación.	76
Tabla 4.6 Comparación de los mejores resultados experimentales vs los valores deseados	79
Tabla 4.7 Resultados experimentales del sistema continuo.....	80
Tabla 5.1 Comparativo final de resultados experimentales y de referencia	85
Tabla 8.1 Parámetros de calidad del agua que circula por las torres de enfriamiento, según el reporte de análisis fisicoquímico en las torres CT-503, CT-503/A, CT-504, CT-505 y CT-507 de la Refinería Miguel Hidalgo	89
Tabla 8.2 Estándares para curva de calibración en determinación de sílice.....	91
Tabla 8.3 Soluciones patrón para curva de calibración en determinación de Fe II.	98

ÍNDICE DE GRÁFICAS

Gráfica 4.1 Remoción de sílice variando intensidad de corriente.....	65
Gráfica 4.2 Remoción de dureza total variando intensidad de corriente.	66
Gráfica 4.3 Remoción de SDT variando intensidad de corriente.....	67
Gráfica 4.4 Remoción de Sílice dosificando electrolito y aplicando una intensidad de corriente de 1 amperio	70
Gráfica 4.5 Remoción de dureza total dosificando electrolito y aplicando una intensidad de corriente de 1 ampere.....	70
Gráfica 4.6 Remoción de SDT dosificando electrolito y aplicando una intensidad de corriente de 1 ampere.....	71
Gráfica 4.7 Remoción de sílice variando el valor de pH aplicando una intensidad de corriente de 1 amperio.	73
Gráfica 4.8 Remoción de dureza total variando el valor de pH aplicando una intensidad de corriente de 1 amperio.....	75
Gráfica 4.9 Remoción de SDT variando el valor de pH aplicando una intensidad de corriente de 1 amperio.	75
Gráfica 4.10 Remoción de sílice combinando las mejores condiciones de operación.....	77
Gráfica 4.11 Remoción de dureza total combinando las mejores condiciones de operación.....	78
Gráfica 4.12 Remoción de SDT combinando las mejores condiciones de operación.....	78
Gráfica 4.13. Resultados finales en un sistema continuo.....	81



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1.	Proporción de Agua en la Tierra	17
Figura 2.2	Distribución de Agua Dulce en la Tierra.....	18
Figura 2.3	Principio de electrocoagulación	37
Figura 2.4	Principio de electrocoagulación con ánodo de aluminio.....	45
Figura 3.1	Secuencia experimental.....	51
Figura 3.2	Celda Electroquímica.....	54
Figura 3.3	Sistema de electrocoagulación para agua de purga de torres de enfriamiento en un sistema continuo.....	58
Figura 4.1	Electrocoagulación con electrodo de hierro.	61
Figura 4.2	Electrocoagulación con electrodo de aluminio	62
Figura 4.3	Comparación del agua tratada con electrodo de aluminio y antes de ser tratada.....	63



RESUMEN

El objetivo principal de este trabajo de investigación fue realizar un estudio de la factibilidad de un sistema de electrocoagulación para tratamiento de aguas de purga de torres de enfriamiento procedentes de la refinería “Miguel Hidalgo” de Tula, Hgo., con fines de remover sales de sílice, dureza total por Ca^+ y Mg^+ , y sólidos disueltos totales (SDT) a cantidades inferiores de los valores de referencia recomendados que se mencionan a lo largo del trabajo; lo anterior mediante la evaluación y optimización de parámetros clave en un proceso fisicoquímico de electrocoagulación. El trabajo se llevó a cabo en tres etapas las cuales fueron la caracterización de la muestra mediante determinación de parámetros fisicoquímicos tales como sílice soluble, dureza total y SDT. Pruebas experimentales en un reactor discontinuo para establecer la variables de proceso (pH, conductividad y tiempo de residencia hidráulica T_H), y finalmente pruebas experimentales en un reactor continuo.

El proceso de electrocoagulación se realizó en un reactor discontinuo, empleando una celda para tratar un volumen agua de 310mL, para lo cual se utilizaron 6 electrodos de aluminio (3 ánodos y 3 cátodos) de 10cm x 6.5cm cada una con una separación de 0.5cm entre cada una de las celdas para finalmente tener un área efectiva de 325cm^2 con 5 superficies anódicas y 5 catódicas. Las pruebas experimentales se realizaron tomando como referencia las siguientes variables experimentales: intensidad de corriente, dosis de electrolito ($\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$), pH y T_H .

De los experimentos realizados se concluye que los mejores resultados se obtienen aplicando una intensidad de corriente de 1 amperio adicionando 0.113g de sulfato de sodio decahidratado por litro de agua a tratar con un tiempo de



residencia hidráulica (T_H) de 10 minutos aplicando un flujo de 1.8L/h para un sistema continuo.

Con las condiciones aplicadas se logró una remoción del 96.2% de sílice, 22.35% de dureza total y 16.2% de SDT; de lo anterior se puede ver que la remoción de dureza total y SDT no se ve favorecida por el proceso de electrocoagulación pero si para la remoción de sílice disuelto. Las condiciones en las que se encuentra el agua después de ser tratada no tiene las características deseadas debido a que el parámetro de dureza y SDT tiene un valor de 660mg/L y 2592mg/L respectivamente los cual son muy altos comparados con los valores deseados de 98.5mg/L y 432mg/L respectivamente; para poder obtener los valores deseados de remoción, el agua necesita recibir un tratamiento alternativo que permita una remoción significativa de dureza total y SDT, quedando así el proceso de electrocoagulación como tratamiento posterior o previo para remover los contaminantes restantes y obtener los valores deseados de contenido de contaminantes.



1 INTRODUCCIÓN

1.1 Problemática y Justificación

La mayor cantidad de agua residual generada por una refinería, se debe principalmente a la purga de agua de las Torres de Enfriamiento (TE's)

Las torres de enfriamiento son equipos que se usan para enfriar agua en grandes volúmenes, extrayendo el calor del agua mediante evaporación. Debido a este fenómeno la concentración de iones tales como el Ca^{2+} y el Mg^{2+} son los principales contaminantes que proporcionan la dureza al agua, los cuales se ven incrementados, así como también un incremento en la concentración de sílice, sólidos suspendidos y disueltos; lo anterior ocurre debido a las altas temperaturas lo que provocan que parte del agua se evapore aumentando la concentración en sus sales disueltas que se encuentran en un estado no evaporativo. Estos compuestos constituyen un parámetro muy significativo en la calidad del agua. (Galicia 2006, SCMSGM 2002).

Las principales causas y contaminantes que ocasionan problemas en los equipos y tuberías durante el proceso de enfriamiento de agua son las que se listan en la Tabla 1.1.

Al evaporarse el agua durante la operación de la torre de enfriamiento, los sólidos disueltos permanecen en un estado no evaporativo, aumentando su concentración en el agua, al igual que el contenido de sílice y dureza; éste aumento de sales disueltas trae como consecuencia la precipitación de calcio cuando sobre pasa su concentración hasta aproximadamente 1600 ppm, o también cuando el pH es mayor a 8.3. El SiO_2 generalmente causa problemas de incrustación cuando la concentración es superior a los 180 ppm en el agua; por arriba de esta concentración se pueden formar incrustaciones en los intercambiadores de calor



o en la tubería del sistema, resultando un menor flujo o ineficiencia durante la operación de estos equipos; cuando esto sucede, es necesario agregar más agua de repuesto al sistema con la finalidad de reponer las pérdidas por evaporación.

Tabla 1.1 Principales contaminantes en el agua de purga de torres de enfriamiento (SCMSGM 2002).

PARÁMETRO	FÓRMULAQUÍMICA	DIFICULTAD QUE CAUSA
Dureza	Sales de Ca^{2+} y Mg^{2+}	Fuente principal de incrustaciones en tuberías
Cloro Libre	HCl	Provoca la corrosión en los equipos de enfriamiento al formar compuestos con la combinación del Cl ⁻ .
Sulfatos	SO_4	Aumenta el contenido de sólidos en el agua. Se combina con calcio para formar sales incrustantes de sulfato de calcio.
Sílice	SiO_2	Incrustación en intercambiadores de calor y tuberías.
Sólidos disueltos	-----	Elevadas concentraciones de sólidos son indeseables debido a que originan formación lodos.
Sólidos suspendidos	-----	Originan depósitos en equipos intercambiadores de calor y tuberías, ocasionan formación de lodos e incrustaciones.

Otra problemática que se presente durante el proceso de enfriamiento es la corrosión de los equipos, es decir, da lugar a la destrucción de las partes metálicas debido a la acción química directa del oxígeno y el bióxido de carbono disueltos en agua, las condiciones de un pH ácido en el agua también causa la corrosión al menos que se tomen medidas protectoras. Otro fenómeno que ocurre durante este proceso es el desarrollo de toda clase de algas, limos, bacterias y microorganismos, siendo mayor la reproducción de estos vegetales en los lugares



que están mas expuestos a los rayos solares; la abundancia puede ser tal que causarían taponamientos en las boquillas de los aspersores colocados en la parte superior de las torres provocando así la disminución de la capacidad de flujo aumentando la presión en los condensadores, paros continuos de las maquinas, así como ocasionar corrosión en las superficies metálicas debido a que las algas vivas desprenden oxígeno y atacan las partes de madera de las torres de enfriamiento (SCMSGM 2002).

Una de las medidas de mantenimiento a las problemáticas presentes en el proceso de enfriamiento, es purgar continuamente cierta cantidad del agua recirculada; lo que significa estar tirando grandes cantidades de agua por purgas y teniendo que alimentar también una gran cantidad de productos químicos de tratamiento para control de la corrosión, incrustación y control microbiológico.

Durante el control de las incrustaciones resulta primordial la decisión de implementar un programa de tratamiento de agua en las torres de enfriamiento, donde las variables fundamentales son la calidad de agua de reposición y los ciclos de concentración (medidos como relación entre la salinidad de la pileta de enfriamiento y el agua de reposición) (ENGETEC 2004).

En la actualidad se han empleado métodos convencionales de tratamiento de aguas residuales tales como los químicos, físicos y biológicos, ó una combinación de ellos, los cuales están limitados por bajos rangos de remoción y en algunos casos pueden tener altos costos debido al consumo de productos químicos costosos o por el tratamiento de contaminantes secundarios. (Aristizábal y Bermúdez 2007)

Uno de los métodos empleados para mejorar la calidad del agua residual tratada es el proceso de electrocoagulación para el tratamiento de agua residual que ha sido utilizado recientemente. El utilizar este tratamiento electroquímico se ha



logrado incrementar los ciclos de concentración del agua de enfriamiento del sistema, con lo que se tiene un significativo ahorro del agua de repuesto y un beneficio económico al disminuir las purgas de agua del sistema, así como un beneficio ecológico incalculable, al no tirar el agua de la purga de la torre a los efluentes del complejo petroquímico (CEI 2005).

En el presente trabajo se realizaron pruebas experimentales aplicando un proceso la electrocoagulación como tratamiento de aguas de purga de torre de enfriamiento proveniente de la Refinería “Miguel Hidalgo” en Tula Hgo., los objetivos principales fueron determinar la influencia que tienen las principales variables de operación como la intensidad de corriente, pH, conductividad y tiempo de residencia hidráulica en el proceso de electrocoagulación de agua de purga de torres de enfriamiento y la interacción entre los mismos, teniendo como punto de partida la fase experimental en la que se aprecia la influencia sobre las variables de respuesta tales como: remoción de SiO_2 , Dureza total y sólidos disueltos totales (SDT). Lo anterior se realizó en un reactor de tipo batch, para establecer las mejores condiciones de tratamiento y poder realizar pruebas en un sistema en continuo; y finalmente realizar una evaluación en la calidad del agua después de ser tratada para saber si está cumple con las condiciones de calidad recomendadas para su reúso en el mismo proceso de enfriamiento.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo General

Evaluar la remoción de SDT, Dureza total y sílice, en aguas de purga de torre de enfriamiento de la Refinería “Miguel Hidalgo” en Tula, Hgo. mediante el proceso de electrocoagulación para su reúso en el proceso de enfriamiento.



1.2.2 Objetivos Particulares

- Establecer y mejorar técnicas analíticas para cuantificar el contenido sílice soluble, dureza total, SDT, Fe^{2+} y Al^{3+} del agua de enfriamiento antes y después de su tratamiento.
- Establecer las variables de proceso tales como pH, intensidad de corriente y tiempo de residencia hidráulica (T_H) en un reactor discontinuo para realizar un tratamiento de electrocoagulación en un sistema continuo.

1.3 Hipótesis

Mediante el proceso de electrocoagulación en un sistema continuo, se obtendrán resultados favorables en la remoción de contaminantes presentes en el agua de purga de torres de enfriamiento para que esta sea reutilizada en el proceso de enfriamiento siempre y cuando se logren establecer las variables de proceso (pH, intensidad de corriente, T_{RH}) mediante corridas experimentales en un reactor discontinuo.



2 MARCO TEÓRICO

2.1 El agua

2.1.1 Generalidades

- El agua en la Tierra

El 97.5% de agua que existe en la Tierra corresponde al agua salada que se encuentra presente en los mares y océanos, mientras que el 2.5% restante (aproximadamente de 39 millones de Km^3) es agua dulce (Figura 2.1). Sin embargo, cerca el 68.9% de toda el agua dulce (24 millones de Km^3) no se halla disponible, ya que se encuentra distribuida en forma de nieve y hielo perpetuos, cubriendo las regiones montañosas y los casquetes y glaciares situados en zonas polares; 0.001% en la atmósfera del planeta; 30.8 % (8 millones de Km^3) en las aguas subterráneas; y 0.3% en los lagos, ríos y a poca profundidad en el suelo (Figura 2.2). Solamente esta última porción es el agua que se renueva habitualmente con la lluvia y las nevadas y es, por tanto, un recurso sostenible (CEPIS 2004, INFOAGUA 2009).

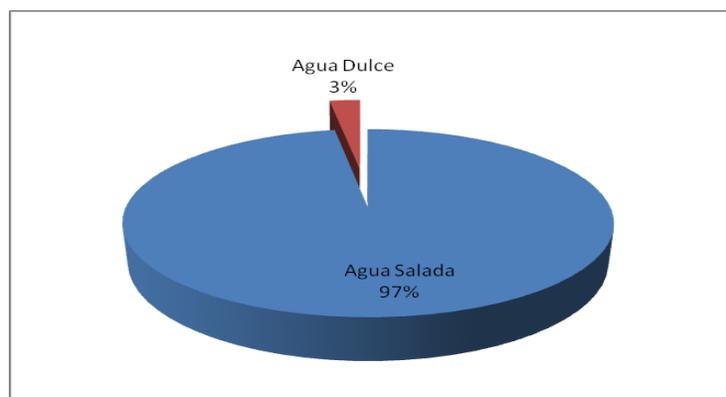


Figura 2.1. Proporción de Agua en la Tierra

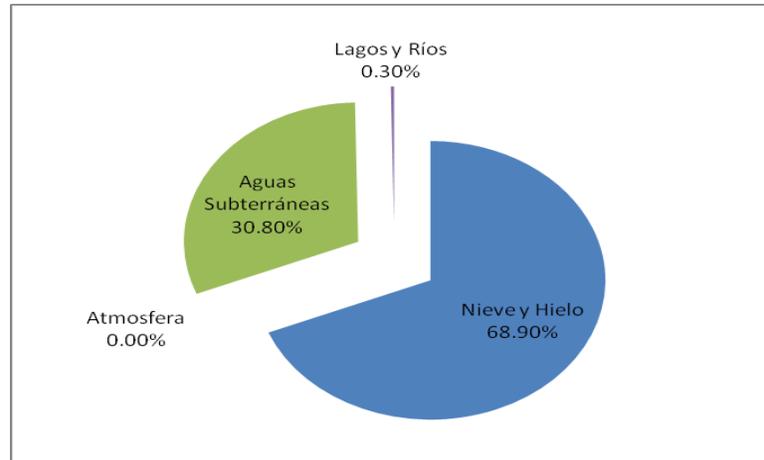


Figura 2.2 Distribución de Agua Dulce en la Tierra

Se estima que el agua dulce disponible para consumo humano varía entre 12,500 y 14,000 Km^3 de agua por año. En teoría, esto representa alrededor de 7,000 m^3 per cápita por año (1 m^3 es igual a 1,000 litros), según se estimó en el año 2000. Se proyecta que, en el año 2025, la disponibilidad global de agua dulce per cápita descenderá a 5,100 m^3 por persona, al agregarse 2,000 millones más de habitantes a la población mundial. Aún entonces, en teoría esta cantidad sería suficiente para satisfacer las necesidades humanas si el agua estuviese distribuida por igual entre todos los habitantes del mundo. Sin embargo, las cifras per cápita sobre la disponibilidad de agua no indican necesariamente una distribución equitativa del agua en el mundo, ya que, en muchos casos el agua no está donde se requiere, ni en cantidad suficiente (CEPIS 2004, UNEP 2002).

- Usos del agua

El hombre emplea el agua para múltiples usos, entre ellos: consumo humano, irrigación, agricultura, consumo industrial, generación de energía eléctrica, consumo de animales y explotaciones piscícolas, navegación, silvicultura y recreación. El uso consuntivo del agua es aquel que impide que el agua esté



disponible para uso ulterior, ya sea debido a evaporación, contaminación, o filtración bajo tierra, a menos que el ciclo hidrológico la devuelva en forma de lluvia. El uso no consuntivo del agua deja disponible el agua, después de un tratamiento si es necesario, para un nuevo uso sin pasar por el ciclo hidrológico. La creciente demanda de agua potable por parte del público, la industria y la agricultura y la decreciente disponibilidad de la misma, debe provocar un cambio de conciencia acerca del uso consuntivo del agua que se hace actualmente, especialmente en países en vía de desarrollo, y así lograr un uso no consuntivo del agua, de lo contrario a medida que las demandas de agua crecen, la cantidad limitada de agua dulce disponible que causan elevados costos de este recurso obligará a reciclar y reutilizar las agua residuales (Aristizábal y Bermúdez 2007).

2.1.2 Características y parámetros de prueba para aguas residuales de torres de enfriamiento

El tratamiento químico del agua para torres de enfriamiento, tiene la finalidad de controlar las afectaciones en las líneas y equipos de intercambio de calor por fenómenos de corrosión, incrustación y ensuciamiento. Para conseguir lo anterior se emplean inhibidores de corrosión, dispersantes y biocidas entre otros, dosificados según análisis del agua y evaluación de testigos y probetas corrosimétricas instalados en el sistema de enfriamiento. Los sistemas de enfriamiento ocupan un papel de suma importancia para el funcionamiento confiable y eficiente de los equipos y plantas a los cuales les dan servicio.

Por lo anterior, y de acuerdo con la facultad que le otorga la Ley Federal sobre Metrología y Normalización (LFMN), Petróleos Mexicanos y Organismos Subsidiarios expide la norma NRF-206-PEMEX-2008, que conjunta la experiencia de la empresa con la investigación y el desarrollo tecnológico. Esta Norma de Referencia (NRF) establece los requisitos mínimos que deben cumplir los



proveedores de servicios de tratamientos químicos integrales para torres de enfriamiento de agua. El estudio del agua de repuesto y de recirculación para cada torre de enfriamiento, mediante análisis fisicoquímico y bacteriológico de las corrientes de agua indicadas en las bases de licitación (agua clarificada, osmosis inversa, aguas negras tratadas, agua residual tratada y la mezcla de dichas corrientes, entre otras), incluye las siguientes pruebas (NRF-206-PEMEX-2008):

- Color

El color puede indicar que existan impurezas orgánicas presentes. En ciertos casos el color del agua puede ser causado por algunos iones de metales. El color es medido por la comparación de diversas muestras visualmente o con un espectrómetro. Este es un dispositivo que mide la transmisión de luz en una sustancia, para calcular concentraciones de ciertos contaminantes. Cuando el agua tiene un color inusual esto generalmente no significa una preocupación para la salud (Guevara 1996, Oshiko 2007).

- Olor

El olor puede ser definido como el conjunto de sensaciones percibidas por el olfato al captar ciertas sustancias volátiles. La detección del olor puede ser útil, porque el oler puede detectar generalmente incluso niveles bajos de contaminantes (Oshiko 2007).

El procedimiento normalmente utilizado es el de ir diluyendo el agua y examinar hasta que no presente ningún olor perceptible. El resultado se da como un número que expresa el límite de percepción del olor, y corresponde a la dilución que da olor perceptible. Debido al carácter subjetivo de la medida, es recomendable que la medida la realicen al menos dos personas distintas, comparando la percepción con la de un agua sin olor (Guevara 1996).



- Turbidez

La materia suspendida en el agua absorbe la luz, haciendo que el agua tenga un aspecto nublado, esta materia suspendida por lo general se encuentra finamente dividida, como arcillas, limos, partículas de sílice, materias inorgánicas, etc. La determinación de la turbidez tiene un gran interés como parámetro de control en aguas contaminadas y residuales. Se puede evaluar en campo o en laboratorio con el fin de demostrar la resistencia del agua a la transmisión de luz (Guevara 1996, Oshiko 2007, Galicia 2006).

- Materia sólida

La materia sólida presente en un agua suele agruparse en tres categorías: materiales decantables, materias en suspensión y residuos.

La materia decantable se determina dejando en reposo un litro de agua en un cono o probeta graduada. El resultado se expresa como mililitros de materia decantada por litro de agua.

La determinación de las materias en suspensión en el agua puede realizarse por filtración o por centrifugación.

- La filtración se puede definir como la separación de partículas sólidas o semisólidas que están suspendidas en un fluido a su paso a través de un medio poroso, fibroso o granular llamado medio filtrante.
- La centrifugación es un método por el cual es posible separar sólidos de líquidos de diferente densidad mediante una centrifugadora, la cual imprime a la mezcla un movimiento rotatorio con una fuerza de mayor intensidad que la gravedad, provocando rápidamente la sedimentación del sólido o de las partículas de mayor densidad.



La identificación y la cuantificación de contaminantes disueltos se hace por medio de métodos muy específicos en laboratorios, porque estos son los contaminantes que se asocian a riesgos para la salud (Guevara 1996, Oshiko 2007).

- pH

El pH es el valor que determina si una sustancia es ácida, neutra o básica, calculando el número de iones de hidrógeno presentes. Se mide en una escala de 0 a 14. Cuando una sustancia es neutra el número de átomos de hidrógeno y de oxhidrilos es igual. Cuando el número de átomos de hidrógeno (H^+) excede el número de átomos del oxidrilo (OH^-), la sustancia es ácida. El valor del pH tiene un efecto en muchas fases del proceso de tratamiento del agua. El valor de pH se puede determinar por varios métodos de análisis, tales como indicadores de color, papel pH o pH-metros.

- Conductividad

La Conductividad es la habilidad de una solución para conducir electricidad. Pequeñas partículas cargadas eléctricamente, llamadas iones, puede llevar una corriente eléctrica a través de soluciones de agua. Estos iones provienen principalmente de los ácidos y sales de la solución de fuente. Entre más concentrado de solución de fuente sea añadido al agua, el número de iones se incrementa, junto con la conductividad al igual que se eleva la temperatura (Guevara 1996).

- Dureza

La dureza corresponde a la suma de las concentraciones de cationes metálicos excepto los metales alcalinos y el ion hidrógeno. Se debe principalmente a la concentración de sales de calcio y magnesio en el agua. Mientras más dureza



tiene el agua significa que mayor es la concentración de estas sales en su contenido.

Existen diferentes clases de dureza: total, temporal y permanente.

- Dureza total a la que da la totalidad de las sales de calcio y de magnesio disueltas en agua, expresadas en carbonato de calcio.
- Dureza temporal, también llamada de carbonatos, es la que corresponde a la dureza que proporcionan los bicarbonatos de calcio y de magnesio.
- Dureza permanente o de no carbonatos, es la debida a la presencia de sulfatos, cloruros nitratos de calcio y de magnesio disueltos en el agua.

De acuerdo a la concentración de carbonatos contenidos en el agua, ésta puede clasificarse en niveles de dureza, la Tabla 2.1 muestra los valores de índice para la dureza del agua.

Tabla 2.1 Índice de dureza del agua

Descripción	Dureza mg/L CaCO ₃
Muy blanda	< 75
Blanda	75 a 150
Relativamente dura	150 a 300
Dura	300 a 450
Muy dura	> 450

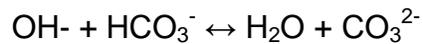
Algunos de los procesos para la eliminación de la dureza del agua, es la precipitación química, coagulación-floculación, deionización de esta mediante resinas desionizantes método conocido como intercambio iónico, entre otros que más adelante se describirán. (Guevara 1996).

- Acidez y Alcalinidad

La acidez es la capacidad que tiene una sustancia para neutralizar una base. Por lo tanto el agua es ácida cuando existe en su contenido una mayor cantidad de H⁺



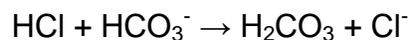
que de OH^- . La acidez de un agua corresponde a la presencia de anhídrido carbónico libre (CO_2), ácidos minerales y sales de ácidos fuertes y bases débiles. Por ejemplo, dada la base OH^- y la especie HCO_3^- , la reacción de las dos especies en solución da como resultado:



La reacción anterior, el HCO_3^- ha neutralizado al OH^- dando como resultado H_2O y CO_3^{2-} , por lo cual decimos que la especie HCO_3^- funciona como un ácido en esta reacción.

- La alcalinidad por el contrario es la capacidad de una sustancia a neutralizar un ácido. Tenemos que entonces un agua es alcalina cuando por el contrario del agua ácida, esta contiene una mayor cantidad de OH^- que de H^+ . La alcalinidad se debe a la presencia de bicarbonatos y carbonatos de hidróxidos. Como ejemplo tenemos la reacción entre un ácido, el HCl y la especie HCO_3^- , obteniendo como resultado:

-



En la reacción tenemos que el HCO_3^- ha neutralizado al HCl y es por eso que en esta reacción el HCO_3^- ha funcionado como una base.

La acidez y alcalinidad son dos parámetros muy importantes los cuales deben ser controlados en la operación de una planta de tratamiento de agua contaminada (Oshiko 2007).



- Concentración de silicatos

Es importante conocer el contenido de los silicatos en las aguas de tipo industrial y en las aguas de desecho. El análisis de los silicatos en el agua de alimentación de las calderas de alta presión, es de gran importancia para evitar la formación de depósitos duros de sílice en los tubos de las calderas y en las aspas de las turbinas de vapor.

Los análisis de los silicatos, también proporcionan un método sensitivo para el control de la operación de los desmineralizadores de agua, ya que la sílice es una de las principales impurezas que salen a través de una unidad agotada. Se puede eliminar la sílice del agua por intercambio iónico, destilación, tratamientos con cal, carbonato y magnesio.

La determinación de sílice y/o de silicatos se basa en la espectrofotometría de absorción en la región visible. Su relación cuantitativa se basa en la ley de Lambert y Beer, que indica que la absorción de la radiación es proporcional a la concentración de la sílice presente (Oshiko 2007).

2.1.3 Características del agua de pozo

De acuerdo a los estudios que se realizan en el laboratorio 301 de Ingeniería Ambiental del edificio E de la Facultad de Química. En la Tabla 2.2 se presentan las siguientes características del agua de pozo, mismas que se requieren para poder ser utilizada en el proceso de enfriamiento de la Refinería “Miguel Hidalgo”:



Tabla 2.2 Características del agua de pozo

PARÁMETROS	TÉCNICA ANALÍTICA o EQUIPO	UNIDAD	VALOR Agua de Pozo
F Alcalinidad	Titulación con ácido	mg CaCO ₃ /L	0
M Alcalinidad	Titulación con ácido	mg CaCO ₃ /L	210
Dureza total	Titulación con EDTA	mg CaCO ₃ /L	95
Calcio	Titulación con EDTA	mg CaCO ₃ /L	1.6
Conductividad	Medidor de conductividad marca OAKTON serie 510	mS/cm	1.04
Manganeso	Diferencia entre dureza total y dureza de calcio	mg CaCO ₃ /L	93.4
pH	Medidor de pH Orión 210 ^a y electrodo de pH		7.55
SDT	Filtración y evaporación método gravimétrico	mg/L	432
Sílice	Espectrofotométrico	mg/L	98.5
Cloro Residual	Método iodométrico	Ppm	17.5
Turbiedad	Medidor de turbiedad marca Orbeco-Hellige modelo 966	NTU	0

2.2 Procesos de tratamientos de aguas residuales

2.2.1 Origen de aguas residuales

El agua que entra a los hogares e industrias no siempre tiene la misma calidad al salir después de haber sido usada. La mayor parte del agua que se destina a estos lugares (hogares, industrias y oficinas) debe ser tratada antes de ser vertida al ambiente. La naturaleza tiene una habilidad asombrosa para "limpiar" pequeñas cantidades de agua de desecho y contaminación, pero si se hiciese cargo de los miles de millones de galones de agua y drenaje que el hombre origina diariamente, no tendría la capacidad suficiente para hacerlo. Las instalaciones de tratamiento de aguas reducen la contaminación en las aguas de desecho a un nivel que la naturaleza puede manejar (USGS 2004, ILCE 2006, EPA 2004).

El propósito principal del tratamiento del agua de desecho es remover lo más posible las partículas sólidas que se encuentran suspendidas antes de que esta agua, llamada efluente, sea descargada de nuevo al ambiente. Al pudrirse el



material sólido, consume oxígeno, el cual es necesario para la subsistencia de las plantas y animales que viven en el agua (USGS 2004, EPA 2004).

2.2.2 Métodos convencionales de tratamiento de aguas residuales.

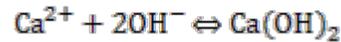
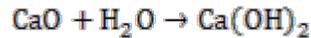
Debido a la necesidad de dar un tratamiento al agua residual proveniente del uso humano, se han implementado diversos procesos de tratamiento de agua, los cuales algunos de estos se describen continuación:

- Ablandamiento de agua por precipitación química.

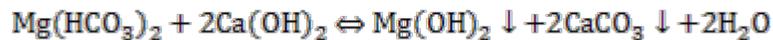
El ablandamiento por precipitación convierte las sales solubles de calcio y magnesio en otras insolubles, de forma que puedan ser eliminadas en una subsiguiente sedimentación o filtración. Se utilizan normalmente cal (óxido de calcio) o hidróxido de sodio para eliminar la dureza, aunque el método exacto de adición depende del tipo de dureza presente. Como producto se obtiene carbonato de calcio, que a su vez puede actuar como coagulante.

La adición de cal es el método más empleado, y es necesario añadirlo al agua dura en grandes cantidades para trabajar con eficiencia. Es por ello que a menudo se agrega en combinación con sulfato ferroso, produciéndose hidróxidos de hierro insolubles. La combinación de cal y sulfato de fierro solo es efectiva en presencia de oxígeno (EPA 2000).

De la adición de cal al agua, el radical hidroxilo, que es el componente reactivo de la cal, convierte CO_2 y HCO_3^- en CO_3^{-2} , precipitándose CaCO_3 , como se observa en las siguientes reacciones (Kemmer 1989):



La cal hidratada también reacciona con las sales de magnesio contenidas en el agua. En esta reacción se produce hidróxido de magnesio insoluble, el cual es removido por sedimentación y filtración.



Las dos diferentes formas de precipitado que son producidas en el proceso de ablandamiento con cal, el carbonato de calcio CaCO_3 y el hidróxido de magnesio Mg(OH)_2 , tienen la diferencia de que el carbonato de calcio es en forma de cristales y el hidróxido de magnesio es gelatinoso, por lo que este último sirve como agente coagulante y floculante, y ayuda a la sedimentación.

También pueden utilizarse otros compuestos como hidróxidos: NaOH , KOH , sin embargo, de ordinario ninguno compite con el bajo costo de la cal.

Es de mencionar que la precipitación de CaCO_3 no es una reacción tan simple como aparenta a causa de la formación de pares de iones y en virtud de las interferencias, como la estabilización del carbonato de calcio coloidal que impide su precipitación en el tiempo normal de la reacción, razón por la cual se utiliza un coagulante catiónico (Kemmer 1989).

El proceso de ablandamiento con cal es basado en cuatro factores esenciales (Fabiola 2004):



- a) Una selección apropiada de reactivos específicos para hacer más eficiente la precipitación de las impurezas que serán removidas en forma de lodo insoluble.
- b) Una correcta proporción de los químicos reactivos específicos para tratar el agua cruda.
- c) Promover las reacciones químicas de precipitación a través de una correcta combinación del coagulante, sedimentación y contacto del lodo.
- d) Filtración adecuada del agua suavizada para remover las trazas de turbidez o materia suspendida resultante del proceso.

Mediante pruebas experimentales realizadas en el laboratorio 301 de Ingeniería ambiental en la Facultad de Química, las remociones logradas mediante precipitación química se reportan en la Tabla 2.3:

Tabla 2.3 Remoción de contaminantes mediante precipitación química

Parámetro	Porcentaje de remoción
Dureza Total	81%
Sílice	50%
SDT	-61%
Alcalinidad	-2000%

- Coagulación-Floculación

Es la formación de partículas sedimentables a partir de puentes químicos o enlaces físicos; a partir de esto, las partículas se aglomeran, aumentando el tamaño, peso y velocidad de sedimentación (Nazih 2001).

La *coagulación* es la adición y mezcla rápida de un coagulante para promover la desestabilización de coloides y de sólidos suspendidos finos, logrando la



precipitación de tales partículas desestabilizadas. La *floculaciones* la formación de aglomerados o flóculos con agitación lenta o delicada para formar flóculos de rápida sedimentación. Los coagulantes que se utilizan en la práctica para agua son los siguientes (Nazih 2001, Kemmer 1989, Restrepo et al. 2009):

- *Sales de Aluminio:* Forman un floc ligeramente pesado. Las más conocidas son: El Sulfato de Aluminio, $Al_2(SO_4)_3 \times 14H_2O$, que en la práctica se le denomina como Alumbre; el Sulfato de Aluminio Amoniacal y el Aluminato Sódico. El primero es el que se usa con mayor frecuencia dado su bajo costo y manejo relativamente sencillo.
- *Sales de Hierro:* Se utiliza el Cloruro Férrico, $FeCl_3$, y los Sulfatos de Hierro Férrico y Ferroso, $Fe(SO_4)_3$ y $FeSO_4$. Forman un floc más pesado y de mayor velocidad de asentamiento que las sales de aluminio.
- *Polímeros o polielectrolitos:* Son compuestos complejos de alto peso molecular que se utilizan no propiamente como coagulantes sino como ayudantes de coagulación. La dosificación de estas sustancias se lleva a cabo en concentraciones muy bajas, lo cual es una gran ventaja y compensa el costo del polímero. Este tipo de coagulante están siendo ampliamente utilizados en el tratamiento de aguas potables debido a la baja producción de lodos, además que el lodo producido es más fácilmente ser tratado.

En la Tabla 2.4 se presentan algunos resultados obtenidos experimentalmente en un tratamiento de agua mediante el proceso de coagulación-floculación.



Tabla 2.4 Remoción de contaminantes mediante coagulación-floculación
(AVILES et al. 2009)

Parámetro	Porcentaje de remoción
Dureza Total	2%
Sílice	7%
SDT	-15%
Alcalinidad	18%

- Intercambio iónico

El intercambio iónico es una operación de separación basada en la transferencia de materia fluido-sólido. Implica la transferencia de uno o más iones de la fase fluida al sólido por intercambio o desplazamiento de iones de la misma carga, que se encuentran unidos por fuerzas electrostáticas a grupos funcionales superficiales. La eficacia del proceso depende del equilibrio sólido-fluido y de la velocidad de transferencia de materia. Los sólidos suelen ser de tipo polimérico, siendo los más habituales los basados en resinas sintéticas (Harriot 1999).

Una resina de intercambio iónico puede considerarse como una estructura de cadenas hidrocarbonadas a las que se encuentran unidos de forma rígida grupos iónicos libres. Estas cadenas se encuentran unidas transversalmente formando una matriz tridimensional que proporciona rigidez a la resina y donde el grado de reticulación o entrecruzamiento determina la estructura porosa interna de la misma. Como los iones deben difundirse en el interior de la resina para que ocurra el intercambio, la selección del grado de reticulación puede limitar la movilidad de los iones participantes (Harriot 1999).

Las cargas de los grupos iónicos inmóviles se equilibran con las de otros iones, de signo opuesto, denominados *contraiones*, que están libres y que son los que se



intercambian realmente con los del electrolito disuelto. Cuando dichos iones son cationes, los cambiadores iónicos se denominan *catiónicos* y cuando son aniones se denominan *aniónicos* (Harriot 1999).

El intercambio iónico puede explicarse como una reacción reversible implicando cantidades químicamente equivalentes. Un ejemplo común del intercambio catiónico es la reacción para el ablandamiento del agua:



donde R representa un lugar estacionario aniónico univalente en la malla del polielectrolito de la fase intercambiador (Harriot 1999).

Como información adicional en la Tabla 2.5 se presentan datos de remoción de contaminantes mediante el proceso de intercambio iónico de acuerdo a la información técnica contenida en resinas de intercambio iónico Sigma Aldrich.

Tabla 2.5 Remoción de contaminantes mediante intercambio iónico

Parámetro	Porcentaje de remoción
Dureza Total	90-96%
Sílice	S/D
SDT	2%
Alcalinidad	S/D

- Oxidación avanzada

Las AOP se basan en procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios profundos en la estructura química de los contaminantes debido a que involucran la generación y uso de especies transitorias con un elevado poder oxidante como



el radical hidroxilo ($\text{HO}\bullet$). Este radical puede ser generado por varios medios y es altamente efectivo para la oxidación de materia orgánica, en especial aquella que no es biodegradable. Algunos procesos de oxidación avanzada recurren, además, a reductores químicos que permiten realizar transformaciones en contaminantes tóxicos poco susceptibles a la oxidación, como iones metálicos o compuestos halogenados (Forero 2005). Para este tipo de proceso no se cuenta con datos de remoción de los parámetros estudiados en este trabajo de investigación debido a que la oxidación avanzada se utiliza para la eliminación de DQO/DBO y para separar los componentes orgánicos y los inorgánicos oxidables, es a menudo aplicado en aguas residuales que contienen tóxicos o materiales no biodegradables.

2.3 Electrocoagulación

Se puede definir la electrocoagulación como un proceso en el cual la fuerza electromotriz tiene como objeto desestabilizar las partículas de contaminantes que se encuentran suspendidas, emulsionadas o disueltas en un medio acuoso (Mercado et al. 2006, Aristizábal y Bermúdez 2007).

La electrocoagulación es una tecnología limpia emergente que se conoce desde principios del siglo XX y ha sido aplicada en el tratamiento puntual de contaminantes en aguas residuales; es una técnica con mayores ventajas comparativas con respecto a las tecnologías tradicionales de tratamiento. Pese a ello, en los últimos años ha cobrado interés científico, debido a que se necesita entender a fondo el proceso y los mecanismos que ocurren durante el proceso (Restrepo et al. 2008, Arango 2005).

De todas las técnicas electroquímicas conocidas se tiene mayor interés en emplear la electrocoagulación como método de tratamiento de aguas residuales,



método que ha sido aplicado de manera satisfactoria para tratar agua potable, aguas residuales de: procesadores de alimentos, industria cervecera, urbanas, de restaurante, industria textil, también para tratar aguas que contengan arsénico, surfactantes, metales pesados, aceites, tintes textiles, desechos poliméricos, partículas suspendidas, suspensiones acuosas de partículas ultrafinas, nitrato, residuos fenólicos, entre otros (Aristizábal y Bermúdez 2007, Montoya 2009).

2.3.1 Clasificación de las celdas electroquímicas

Podemos clasificar las celdas electroquímicas que proporcionan energía eléctrica como celdas voltaicas o galvánicas, además de contar con las celdas de combustible y las celdas electrolíticas (Oshiko 2007).

- Celdas voltaicas

Una celda voltaica es un dispositivo para producir energía eléctrica a partir de una reacción de tipo redox misma en la que los estados de oxidación cambian de forma espontánea. Las celdas voltaicas se clasifican en celdas de tipo primarias y tipo secundarias.

- a. Celdas Primarias

Las celdas primarias son constituidas con materiales de alta energía que reaccionan químicamente y producen energía eléctrica. La reacción de celda no es reversible y cuando los materiales se consumen, el dispositivo debe ser desechado. Algunos ejemplos típicos de este tipo de celdas son: las pilas comunes que todos conocemos y las celdas de cinc-mercurio usadas en cámaras fotográficas, relojes, relojes de mano, etc.



Sin embargo y a pesar de la gran cantidad de usos diarios que se le dan a las celdas primarias como lo pudimos notar, debemos mencionar que otro tipo de funciones no es posible que se lleven a cabo en este tipo de celda, con lo cual se da paso a la existencia de las celdas secundarias y las celdas de combustible que a continuación se describen.

b.Celdas Secundarias

Este tipo de dispositivo es reversible. Después de proporcionar energía pueden reconstituirse imponiendo una corriente desde una fuente de energía exterior en la dirección inversa. La reacción de la celda se invierte y el dispositivo se recarga (la reacción es de tipo reversible). Un ejemplo de este tipo de celda es la batería de plomo utilizada en los automóviles y las celdas recargables de níquel-cadmio utilizadas en las calculadoras y linternas.

- Celdas de combustible

Al igual que la celda primaria, la celda de combustible utiliza materiales de alta energía para producir potencia, con la diferencia de que la celda de combustible está diseñada para aceptar una alimentación continua de combustible ya sea hidrogeno, carbono e hidrocarburos.

- Celdas electrolíticas

Una celda electrolítica es un dispositivo en el que la energía producida por una corriente eléctrica se puede emplear para efectuar una reacción particular que no se produce de forma espontanea. Dentro de este tipo de celdas podemos también clasificar a la celda de electrocoagulación.



2.3.2 Descripción del Proceso de electrocoagulación

Para este proceso de electrocoagulación se utiliza un electrodo el cual generalmente es conectado a una fuente de corriente directa. La cantidad de metal disuelto depende de la cantidad de electricidad que pase a través de la solución con los electrodos que estén en contacto.

Las placas de metal, tales como hierro o aluminio son utilizadas como electrodo de sacrificio o placa consumible que aportan iones al sistema. Como se puede observar en la Figura 2.3, cuando esto ocurre, los iones metálicos se liberan y dispersan en el medio líquido y tienden a formar óxidos metálicos que atraen eléctricamente a los contaminantes que han sido desestabilizados formando componentes hidrofóbicos que se precipitan o flotan, facilitando su remoción por algún método de separación secundario; los electrodos más utilizados para este tratamiento son el hierro y el aluminio. Cabe mencionar que en este método un electrodo de sacrificio se corroe para que se lleve a cabo la coagulación (Restrepo et al. 2008, Aristizábal y Bermúdez 2007).

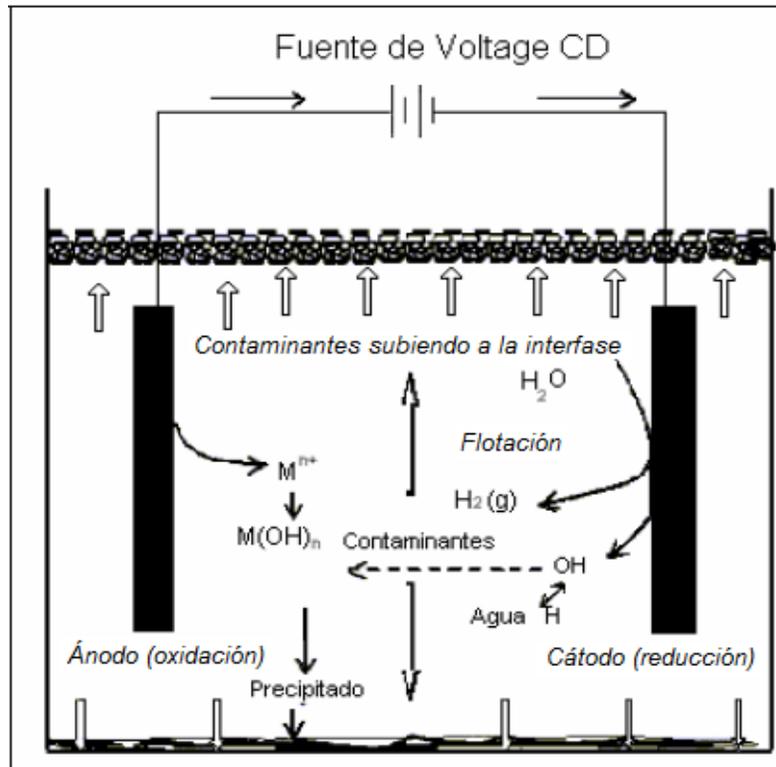


Figura 2.3 Principio de electrocoagulación

2.3.3 Tipos de Reactor para la Electrocoagulación

La celda electroquímica o reactor puede ser de tipo batch o continuo. La mayor cantidad de aplicaciones de la electrocoagulación son en continuo y trabajan en condiciones de estado estable o pseudo estable. La aplicación de la electrocoagulación en batch opera típicamente con un volumen constante de agua por ciclo de tratamiento y tiene una desventaja frente a los reactores en continuo desde el punto de vista de operación y diseño, ya que las condiciones dentro del tanque cambian con el tiempo, es decir, tiene un comportamiento dinámico. Una diferencia importante entre los reactores se debe a si en el reactor se lleva a cabo o no el proceso de flotación (Aristizábal y Bermúdez 2007).



Para aumentar la eficiencia de remoción de los iones indeseables, se puede hacer pasar el agua dura a través de una serie de celdas que tienen electrodos compuestos de varios metales. Los parámetros como pH, conductividad y potencial de óxido-reducción deben ser ajustados de acuerdo con el tipo de contaminante contenido en el agua a tratar (Arango 2005, Hermon 2008, Cañizares et al. 2009).

2.3.4 Construcción de una celda electroquímica.

En la actualidad no existe una metodología definida para el diseño y construcción de un equipo de electrocoagulación. Sin embargo se deben tener en cuenta aspectos de naturaleza física y química que garanticen un buen desempeño y construcción del equipo. El diseño del reactor no es cuestión de rutina, ya que para el mismo proceso pueden proponerse diferentes diseños. El diseño óptimo no ha de basarse precisamente en el costo mínimo del reactor; puede hacerse un diseño con un costo bajo de reactor, pero los materiales de su instalación pueden estar en condiciones tales que su tratamiento requiera un costo mucho más elevado que empleando otros. En consecuencia, en el diseño más adecuado ha de considerarse la economía global del proceso (Oshiko 2007, Arango y Garcés 2007, Aristizábal y Bermúdez 2007).

Es importante diseñar una celda de electrocoagulación para alcanzar la máxima eficiencia posible, por lo que se deben considerar los siguientes factores:

- Minimizar el sobrepotencial entre electrodos causado por la resistencia de la solución y la acumulación de burbujas en la superficie de los electrodos, esto se puede controlar cuidando aspectos como: distancia entre electrodos, dimensión y número de electrodos.
- Maximizar la transferencia de masa entre electrodos mediante una adecuada configuración de la celda para asegurar un flujo adecuado.



El transporte de masa se puede incrementar aumentando la turbulencia de la solución en el reactor. Las burbujas gaseosas de oxígeno e hidrógeno que se forman alrededor de los electrodos son de forma esférica y a medida que se acumulan en la superficie de los electrodos se incrementa la resistencia eléctrica de la celda y como resultado de esto se requiere mayor cantidad de energía para lograr la eficiencia de remoción óptima; para minimizar esta acumulación de las burbujas se puede emplear vibraciones o agitación (Aristizábal y Bermúdez 2007, Feng 2004, Arango 2007).

2.3.5 Reacciones Fisicoquímicas en la Electrocoagulación

La electrocoagulación es un proceso complejo donde ocurren varias reacciones electroquímicas sobre la superficie del electrodo, formación de coagulantes en la fase acuosa, adsorción de agentes contaminantes solubles o coloidales sobre los coagulantes que son removidos por sedimentación o flotación (González y Hernández 1991).

Las reacciones electroquímicas que se llevan a cabo son de reducción-oxidación conocidas como redox, las cuales se basan en la transferencia de electrones entre un conjunto de especies químicas, en las cuales se presenta una especie oxidante y una reductora, que a su vez alcanzan una forma reducida y una forma oxidada respectivamente (Hansen 2006, Hermon 2008).

La electrocoagulación es un proceso complejo que ocurre en varios pasos; las reacciones fisicoquímicas que ocurren durante este proceso y las que tienen mayor influencia en una celda de electrocoagulación son (Aristizábal y Bermúdez 2007, González y Hernández 1991):



- Reacciones electrolíticas en la superficie de los electrodos (oxidación del ánodo).
- Formación de coagulante en fase acuosa.
- Desestabilización y/o adsorción de los contaminantes sobre los coagulantes.
- Agregación de las partículas desestabilizadas y formación de flóculos.
- Remoción del material contaminante por medio de flotación o sedimentación.

La coagulación ocurre cuando los cationes combinados con las partículas negativas son llevados cerca del ánodo por movimiento electroforético (Aristizábal y Bermúdez 2007).

La electrocoagulación es una técnica eficiente cuya relación costo efectividad es buena. Además como no se requiere de productos químicos en este proceso entonces no se produce contaminación secundaria. Cuando un potencial es aplicado por una fuente externa de energía, en el ánodo se lleva a cabo una oxidación mientras que en el cátodo se lleva a cabo una reducción. La reacción electroquímica con el metal (M) como ánodo se puede resumir como se describe en las siguientes reacciones (Aristizábal y Bermúdez 2007, Hermon 2008, Holt 2006).

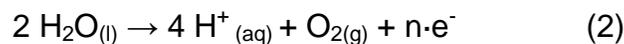
En el ánodo:



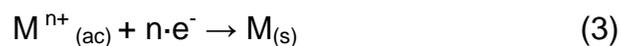
Donde:

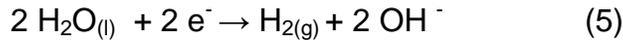
M: Metal oxidado

n: Número de oxidación



En el Cátodo:



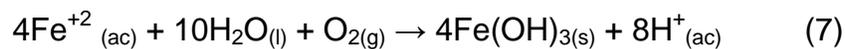
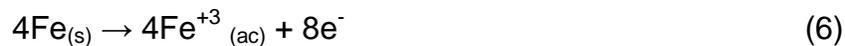


En el ánodo metálico, habitualmente de hierro o aluminio, se llevan a cabo dos reacciones de separación. Inicialmente el ánodo se disuelve y produce de manera continua hidróxidos poliméricos metálicos que son excelentes agentes coagulantes (Arango 2005, Morales y Nuñez 2009).

Para el caso en el cual el hierro actúa como ánodo, se han propuesto dos mecanismos que explican la formación de dos posibles coagulantes. Estos pueden ser hidróxido ferroso $\text{Fe}(\text{OH})_2$ o hidróxido férrico $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (Millan 2009).

Mecanismo 1: Formación del hidróxido férrico

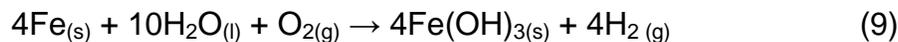
En el ánodo ocurren las siguientes reacciones:



En el cátodo ocurre la reacción:



Reacción global:



Mecanismo dos: Formación del hidróxido ferroso

En el ánodo se dan las reacciones:

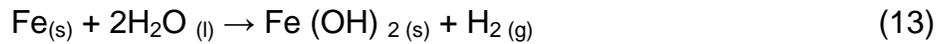




En el cátodo:



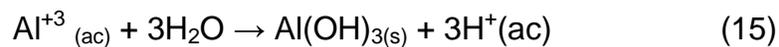
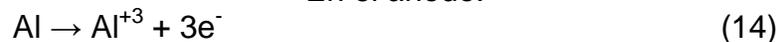
Reacción global:



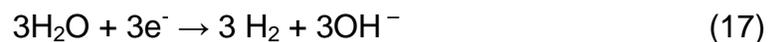
Los iones liberados de hierro pueden formar iones monoméricos ($\text{Fe}(\text{OH})_3$), complejos hidroxilo poliméricos y metálicos, por ejemplo $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6$, $\text{Fe}_2(\text{H}_2\text{O})_6(\text{OH})_4^{4+}$, $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_5$, $\text{Fe}(\text{OH})_4^{-}$, dependiendo del pH del medio los cuales se transforman finalmente a $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Luego de la formación de los hidróxidos de hierro los coloides se aglomeran, especialmente aquellos con carga negativa, y posteriormente otras partículas de contaminantes interactúan con estos aglomerados, siendo removidos por formación de complejos o atracciones electrostáticas (Mercado et al. 2006).

Cuando el aluminio actúa como ánodo las reacciones que ocurren son las siguientes.

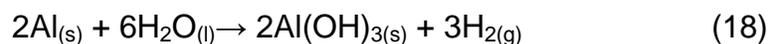
En el ánodo:



En el cátodo:



Reacción global:





Los iones Al^{3+} en combinación con los OH^- reaccionan para formar algunas especies monoméricas como $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}_2(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, y otras poliméricas, tales como $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$ y $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$ que por procesos de precipitación forman el $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$, como se muestra en la reacción de ánodo. (Mercado et al. 2006, Iran 2009). El $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$ es una sustancia amorfa de carácter gelatinoso, que expone una gran área superficial con propiedades absorbentes y que es propicia para los procesos de adsorción y atracción de las partículas contaminantes (Moreno 2002).

En este proceso, el aluminio presenta características especiales como las que se mencionan a continuación (Oshiko 2007):

- Causa la aglutinación y sedimentación de desechos presentes en el agua sucia por su fuerte efecto reductor del Potencial Zeta.
- El aluminio a diferencia del hierro no da color a la solución lo cual se traduce en un aspecto de mayor limpieza.
- El aluminio no cambia sus características químicas durante el reciclado. El proceso se puede repetir indefinidamente.
- Un residuo de aluminio es fácil de manejar: es ligero, no se rompe, no arde y no se oxida.
- Su punto de fusión es de 933.47 °K y su punto de ebullición es de 2792 °K, las cuales son temperaturas muy altas para casi cualquier tratamiento de agua existente.

La coagulación ocurre cuando los cationes combinados con las partículas negativas son llevados cerca del ánodo por movimiento electroforético (Moreno 2002).



La Figura 2.4 muestra el principio del proceso de electrocoagulación donde los Al^{3+} , producidos en el ánodo, se mueven por difusión hacia el cátodo. Los OH^- , producidos en el cátodo, se mueven por difusión hacia el ánodo; sin embargo, estos se pueden recombinar con los H^+ , producidos en el ánodo, para formar agua. Por otro lado, el H_2 (ac) puede reaccionar en el ánodo por medio de la inversa de la ecuación 11. Entre el ánodo y el cátodo, se encuentran los Al^{3+} con moléculas de agua para formar el $\text{Al}(\text{OH})_3$ (Hernández 2007, Huang 2006).

También se da la electrólisis del agua en una reacción paralela produciendo pequeñas burbujas de oxígeno en el ánodo e hidrógeno en el cátodo. Estas burbujas atraen las partículas floculadas y las hace flotar hasta la superficie, es por esta razón que el proceso de electrocoagulación esta asociado de manera intrínseca a la electroflotación. Los contaminantes presentes en el agua residual son tratados por reacción química y por precipitación o adición física o química a materiales coloidales que se generan por la erosión del electrodo. Estos son removidos posteriormente por electroflotación o por sedimentación y filtración. El éxito de un proceso de electrocoagulación está determinado por el tamaño de burbuja, y la mezcla adecuada de éstas con el agua residual. (Morales et al. 2002).

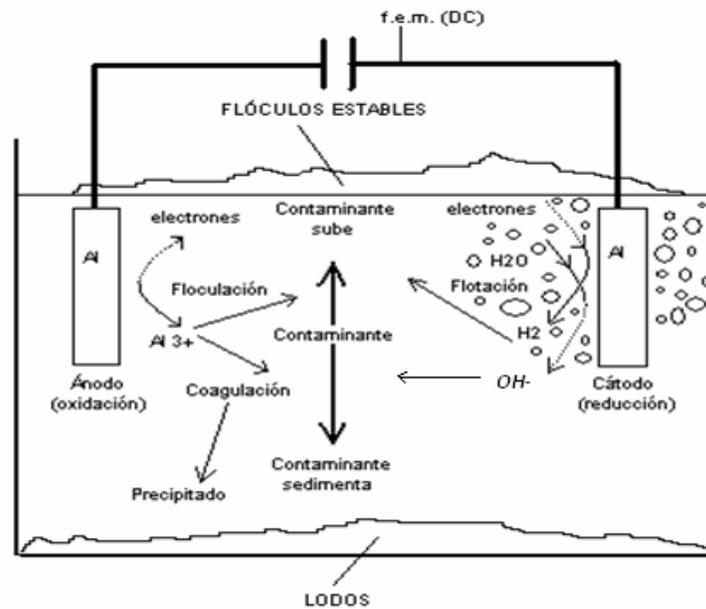


Figura 2.4 Principio de electrocoagulación con ánodo de aluminio

2.3.6 Factores que Afectan al Proceso de Electrocoagulación

La optimización de la técnica de electrocoagulación es un proceso empírico, hasta el momento que comprende procesos químicos y físicos complejos que envuelven fenómenos de interface y de superficie. Debido a que sus fenómenos no son totalmente entendidos, el diseño de los reactores se ve restringido para obtener el desempeño óptimo de los mismos, y su potencial de aplicación se ve entonces limitado. Sin embargo se reportan algunos efectos de los factores controlables y variables respuesta en el proceso de electrocoagulación que deben tenerse en cuenta a la hora de realizar un el diseño de equipos o para la operación de los mismos (Aristizábal y Vermúdez 2007).



2.3.7 Factores Controlables en el Proceso de Electrocoagulación

Los principales factores que se pueden controlar durante un proceso de electrocoagulación son:

Voltaje

El voltaje es dependiente de la densidad de corriente, de la conductividad del agua a tratar, de la distancia entre electrodos y del estado de la superficie de los mismos. El voltaje entre electrodos es independiente del pH si el agua tratada no se aleja mucho de un valor de pH de 7. El voltaje puede minimizarse disminuyendo la distancia entre los electrodos e incrementando su área de sección transversal así como la conductividad específica de la solución (Arango 2005, Aristizábal y Bermúdez 2007, Arango y Garcés 2007).

Densidad de corriente

Mientras mayor sea la densidad de corriente aplicada mayor será la producción de burbujas en los electrodos. El suministro de corriente al sistema de electrocoagulación determina la cantidad de iones de aluminio Al^{+3} o hierro Fe^{+2} liberados por los respectivos electrodos. Cuando se usa una corriente demasiado grande, hay una transformación de energía eléctrica en energía calórica que provoca la elevación de la temperatura del agua. Una densidad de corriente demasiado grande produciría una disminución significativa en la eficacia. La selección de la densidad de corriente podría realizarse teniendo en cuenta otros parámetros de operación como pH, conductividad y temperatura. La energía eléctrica que se suministra a la celda electroquímica puede ser mediante corriente alterna (CA) o bien como corriente directa (CD). Las características propias del paso de cada una de las corrientes a través del medio acuoso generan diferentes respuestas electroquímicas entre las placas y el agua residual tratada. Cuando se



suministra corriente directa se produce en el cátodo una impermeabilización, lo que causa una menor eficiencia en la remoción (Arango 2005, Restrepo et al. 2006).

Consumo del electrodo

Como consecuencia de la disolución de los electrodos, estos se van desgastando y su tiempo de vida útil se relaciona directamente con la corriente aplicada al sistema y el tiempo de residencia hidráulico del líquido a tratar (Aristizábal y Bermúdez 2007).

Material del electrodo

Deben tener resistencia química y buenas propiedades electroquímicas, por lo cual el cátodo debe contar con elevados sobre-potenciales que favorezcan las reacciones de descomposición del agua y permitan obtener elevados rendimientos electroquímicos. Usualmente se usan electrodos de aluminio y hierro. Se debe tener en cuenta los precios del material, debido a que el proceso debe ser viable en costos y resultados tomando en cuenta que cada material tiene diferente costo y eficiencia en el tratamiento. (Aristizábal y Bermúdez 2007, Moreno 2002, Vergnes 2008).

2.3.8 Efecto de las Variables de Respuesta en Proceso de Electrocoagulación.

pH

El efecto del pH en la electrocoagulación se refleja en la eficiencia de la corriente y se relaciona con la disolución del hidróxido del metal, se ha encontrado que el rendimiento del proceso depende de la naturaleza del contaminante y la mejor remoción se ha observado para valores de pH cercanos a 7. No obstante a pH



neutral el consumo de energía es alto, debido a que hay variación de la conductividad. Cuando la conductividad es alta, el efecto del pH no es significativo. El pH después de la electrocoagulación podría incrementarse para aguas residuales ácidas pero decrece para aguas alcalinas. Las reacciones que se dan durante el proceso de electrocoagulación le dan al medio acuoso capacidad buffer. Especialmente en aguas residuales alcalinas, esta propiedad previene grandes cambios de pH, con lo cual son menores las dosificaciones de sustancias químicas para regular el pH (Restrepo et al. 2006, Aristizábal y Bermúdez 2007, Hermon 2008, Huerta 2008).

Conductividad

Es la medida de la capacidad del agua para conducir la electricidad. Es por tanto indicativa de la materia ionizable total presente en el agua. Esta proviene de una base, un ácido o una sal, disociadas en iones. Un incremento en la conductividad generalmente causa incrementos en la densidad de corriente para el mismo voltaje de celda debido a esto se quiere que la conductividad del agua sea lo más alta posible. La sal aumenta la conductividad del agua residual. Se ha encontrado que los iones de cloruro pueden reducir los efectos adversos de iones como HCO^{3-} y SO^{4-} pues la presencia de iones carbonatos o sulfatos pueden conducir a la precipitación de Ca^{+2} y Mg^{+2} produciendo una capa insoluble depositada sobre los electrodos, que aumentaría el potencial entre los electrodos decreciendo así la eficiencia de la corriente. Por lo anterior se recomienda que para un proceso de electrocoagulación normal se mantengan cantidades de Cl^- del 20%, mantener constante el voltaje alimentado a la celda de electrocoagulación y adicionalmente el incremento de la conductividad, así como la densidad de corriente constante, para producir una disminución en el voltaje aplicado (Arango 2005, Aristizábal y Bermúdez 2007).



Temperatura

Los efectos de la temperatura sobre la electrocoagulación no han sido investigados con profundidad, pero se ha encontrado que la eficiencia en la corriente incrementa inicialmente hasta llegar a 60° C, sobrepasando esta temperatura la eficiencia tiende a decrecer. El incremento de la eficiencia con la temperatura se atribuye al incremento en la actividad de destrucción de la película de óxido de aluminio de la superficie del electrodo (Aristizábal y Bermúdez 2007).

2.3.9 Ventajas y Desventajas del Proceso de Electrocoagulación

Ventajas

- Las burbujas producidas durante la electrocoagulación tienen mayor estabilidad que las generadas en los tratamientos de efluentes con flotación de aire comprimido y de flujo de aire disuelto, por lo que conservan su gran superficie de contacto y por tanto, aumenta la eficiencia de la remoción.
- Éste tratamiento electroquímico provoca una mejor y rápida ruptura de las emulsiones, comparado con los equipos convencionales para separación de aceites.
- Puede generar aguas potables, incoloras e inodoras.
- La cantidad de lodos generados son menores que para otros métodos tradicionales, ya que se efectúa de manera simultánea flotación y coagulación.
- Elimina requerimientos de almacenamiento y uso de productos químicos.
- Sus costos de operación son relativamente bajos si se realiza un apropiado diseño del reactor, selección de los materiales para electrodos, y una optimización de los parámetros de funcionamiento. Éste proceso requiere poca corriente eléctrica y bajos costos de mantenimiento.



- Los equipos para electrocoagulación son compactos y fáciles de instalar, factores que son muy apreciables cuando no se dispone de espacio suficiente.

(Restrepo et al. 2006, Oshiko 2007, Holt 2006, Hernández 2007)

Desventajas

- Electrocoagulación se encuentra requerimientos como el reemplazo periódico del electrodo de sacrificio, y que el agua tenga una conductividad mínima que varía según el diseño del reactor lo que limita su uso en aguas con baja cantidad de sólidos disueltos.
- En el caso de la remoción de componentes orgánicos se pueden formar compuestos orgánicos tóxicos al emplear el método de electrocoagulación.
- Se encuentra la formación de una película de óxido impermeable en el cátodo que interfiere con el buen desempeño de la celda, este efecto se puede disminuir cambiando la polaridad de la celda.
- Los costo de operación de la celda de electrocoagulación pueden ser altos donde los costos de la electricidad también lo sean
- Este sistema para el tratamiento de efluentes líquidos no tiene ninguna incidencia en la remoción de la DBO ocasionada por los compuestos orgánicos solubles y solamente remueve un porcentaje de la DBO asociada con los sólidos suspendidos.
- Los lodos contienen altas concentraciones de metal (hierro o aluminio), según sea el material del electrodo utilizado.

(Restrepo et al. 2006, Oshiko 2007, Mills 200)



3 METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

En el presente capítulo se describe la metodología experimental que se realizó para el desarrollo de este proyecto de tesis. El diagrama de flujo de la Figura 3.1 muestra la secuencia de las actividades experimentales desarrolladas. Las cuales se dividieron en tres etapas principalmente.

1. Desarrollo e implementación de técnicas analíticas, para los parámetros de dureza total, sílice soluble, SDT, aluminio libre e hierro libre.
2. Pruebas de tratamiento a las aguas de purga en un reactor por lotes, para determinar las mejores condiciones de tratamiento.
3. Pruebas de tratamiento en régimen continuo con las condiciones establecidas.

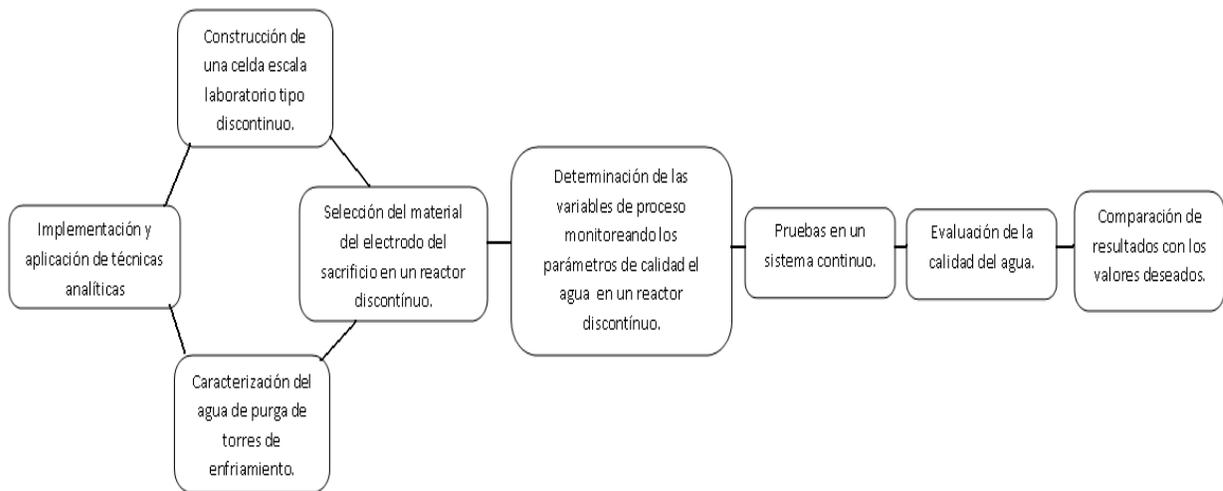


Figura 3.1 Secuencia experimental

En la Figura 3.1 se muestra la estructura y secuencia experimental realizada en la elaboración de este proyecto de tesis descrita con detalle a continuación.



3.1 Implementación de técnicas analíticas

La implementación de las técnicas analíticas se aplicó con base a la normatividad vigente. En la Tabla 3.1 se enlistan los parámetros y normatividad aplicable, así como el método y equipo utilizado para la caracterización de agua de enfriamiento referido en la norma NFR-206-PEMEX-2008 que indica los parámetros que deben ser controlados.

Tabla 3.1 Técnicas analíticas y normatividad aplicada

PARÁMETROS	TÉCNICA ANALÍTICA o EQUIPO	UNIDAD	NORMA
Alcalinidad F	Titulación con ácido	mg CaCO ₃ /L	NMX-AA-036-SCFI-2001
Alcalinidad M	Titulación con ácido	mg CaCO ₃ /L	NMX-AA-036-SCFI-2001
Dureza total	Titulación con EDTA	mg CaCO ₃ /L	NMX-AA-072-SCFI-2001
Calcio	Titulación con EDTA	mg CaCO ₃ /L	NMX-AA-072-SCFI-2001
Conductividad	Medidor de conductividad	mS/cm	NMX-AA-093-SCFI-2000
Manganeso	Diferencia entre dureza total y dureza de calcio	mg CaCO ₃ /L	NMX-AA-072-SCFI-2001
pH	Medidor y electrodo de pH		NMX-AA-008-SCFI-2000
SDT	Filtración y evaporación método gravimétrico	mg/L	NMX-AA-034-SCFI-2001
Sílice	espectrofotométrico	mg/L	ASTM D859/88
Cloro Residual	Método iodométrico	Ppm	NMX-AA-073-SCFI-2001
Turbiedad	Medidor de turbiedad marca Orbeco-Hellige modelo 966	NTU	NMX-AA-038-SCFI-2001
Aluminio	Espectrofotométrico	mg/L	Convenin 2124-84



3.2 Pruebas de tratamiento en un reactor por lotes

3.2.1 Construcción de la Celda Electroquímica

Para la construcción de la celda se consideró un volumen de agua a tratar. Otra característica que fue considerada, fue la distancia entre las placas utilizadas como electrodos, ya que esta influye en el consumo de energía y la eficiencia del proceso; se adaptó la posición de las placas para introducir agitación al sistema y de esta forma tener una buena transferencia de masa.

Para el empleo el reactor batch, se utilizó un recipiente de plástico para tratar un volumen de 310mL de agua de enfriamiento. Se utilizaron 6 placas cuya área efectiva fue de 390cm², la separación entre placas fue de 5mm, el número de placas se determinó de acuerdo a la siguiente expresión.

$$\text{Número de electrodos} = \frac{\text{ancho de celda} - 2 * \text{dist. electrodos a cara lateral}}{\text{distancia max. entre electrodos} + \text{espesor de placa}}$$

Entonces:

$$\text{Número de electrodos} = \frac{85\text{mm} - 2 * 20\text{mm}}{5\text{mm} + 3\text{mm}} = 5.6 \cong 6$$

En la Figura 3.2 se muestra el diseño que se utilizó para la celda electroquímica, conectando los ánodos y cátodos en serie y poder tener una distribución de corriente en todos los electrodos.

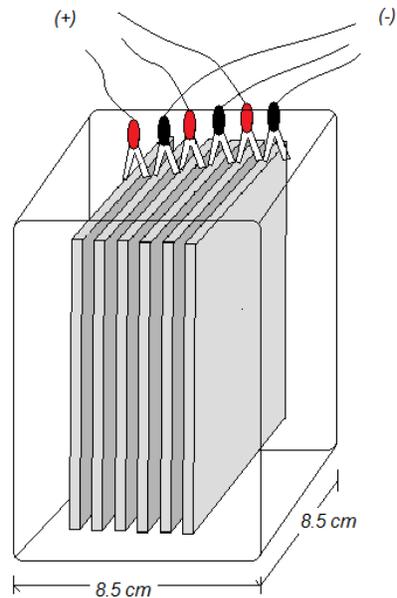


Figura 3.2 Celda Electroquímica

3.2.2 Selección de Material Para el Electrodo de Sacrificio

Para la selección del electrodo de sacrificio se realizaron pruebas con un electrodo de Al y Fe. Para ello se utilizó un reactor de una capacidad de 1L donde el electrodo fue sumergido. Para la generación de corriente de energía se utilizó una fuente de poder GW modelo GPR-3060D de capacidad de 0-30V y 0-6A, donde se empleo como cátodo un electrodo de carbón, para ambos electrodos de sacrificio (Fe y Al). El tratamiento se llevo a cabo durante un tiempo de 20 min. Para la selección del electrodo más efectivo se considero lo siguiente:

- Remoción de contaminantes.
- Precio del material.
- Disponibilidad de material.
- Facilidad para caracterizar el agua tratada.



3.2.3 Pruebas de tratabilidad en el Reactor Batch

Una vez construida la celda electroquímica y seleccionado el electrodo de sacrificio, se realizaron pruebas de tratabilidad en un reactor por lotes con capacidad de 310 mL, para dichas pruebas se utilizó agua de purga de torres de enfriamiento para lo cual se realiza una serie de variaciones en los parámetros involucrados tales como: tiempo de residencia hidráulica (THR), Conductividad, pH e intensidad de corriente. Con estas variaciones se monitorearon los parámetros: SDT, Dureza total, Sílice soluble, pH, conductividad y disolución de metal. Las corridas se efectuaron de forma intermitente, es decir, la caracterización del agua tratada se monitoreo en intervalos de 5 minutos durante 30 minutos de proceso, todo el tiempo se mantuvo una agitación constante y moderada. Con la finalidad de mantener el volumen constante, las corridas se detenían en lapsos de 0-5 minutos, 0-10 minutos, 0-15 minutos, etc.

- *Variación de la intensidad de corriente*

Se realizaron corridas tratando agua de purga de torres de enfriamiento, realizando variaciones en la intensidad de corriente aplicado 1, 2 y 3 amperios.

Una vez tratada el agua, se separaron los lodos generados mediante filtración y de esta manera poder caracterizar el agua y evaluar los parámetros. Para cada operación, se realizaron representaciones gráficas y evaluación de cada experiencia.

- *Dosificación de electrolito, conductividad.*

En esta etapa experimental del proceso se utilizó electrolito con la finalidad de mejorar la conductividad del agua a tratar, aplicando diferentes dosificaciones. El electrolito utilizado fue el sulfato de sodio decahidratado ($\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$), se decidió usar este electrolito debido a que, además de proporcionar buena



conductividad, es un compuesto inerte, y de esta manera se garantizaba que no afectaría en reacciones secundarias dentro del proceso. Existe la posibilidad de utilizar otro tipo de electrolito el cual es más fuerte (NaCl), pero tiene el inconveniente que es un reactivo no-inerte y que podría generar compuestos secundarios o incluso la generación de cloro en alguna de sus composiciones lo cual no es factible para la calidad del efluente.

Las cantidades que se utilizaron para las pruebas con electrolito fueron de 0.035g, 0.0614g, y 0.1 g en 310mL de agua y una intensidad de corriente de 1 amperio.

- *Modificación de pH*

La modificación de pH durante el tratamiento fue para estudiar su efecto en la conductividad, y por ende en la remoción de los contaminantes durante el proceso. Los reactivos utilizados para el ajuste de pH fueron NaOH 1M y HCl 1M. Los valores de pH utilizados fueron 4.2, 8.5, y 11; con estos resultados se pudo realizar una comparación con un pH final e inicial del agua de purga y la remoción de contaminantes.

- *Estudio de la influencia entre factores pH y conductividad mediante adición de electrolito.*

Para la optimización del proceso con el valor de pH y cantidad de electrolito adecuada, se realizó de la siguiente forma: se ajustó el pH al valor que mejores resultados de remoción ofreció y de igual manera se adicionó la cantidad de electrolito que favoreció a la remoción de contaminantes, bajo estas condiciones se aplicó una intensidad de corriente de 1 amperio y se monitorearon los parámetros del agua realizando un análisis de estos resultados y saber si es conveniente aplicar un ajuste de pH y conductividad combinados para el proceso de electrocoagulación.



3.3 Operación en un Sistema Continuo

Con las condiciones de operación establecidas en el reactor batch se procedió a realizar el tratamiento de agua en un reactor de forma continua para el cual se utilizó una bomba peristáltica de 5 H.P. para suministrar el agua de purga a un flujo de 1.8 L/h el que permitió tener el tiempo de residencia hidráulico establecido de 10 min. Las prueba para este reactor se realizaron con las condiciones finales establecidas para el reactor de tipo batch. El sistema utilizado se muestra en la Figura 3.3. el esquema utilizado . Para el análisis en el sistema, se utilizó un sedimentador donde fueron separados los lodos obtenidos mediante decantación y filtración para que posteriormente realizar la medición de los parámetros: sílice soluble, Dureza total por Ca^{2+} y Mg^{2+} ; SDT; para hacer un cuadro comparativo general de las características del agua de enfriamiento, en esta parte experimental también se realizó cuantificación de alcalinidad, conductividad, pH, turbidez, metal disuelto (Al^{3+}) y cuantificación de lodos generados por litro de agua tratada para saber los percances que estos puedan generar y las disponibilidades que tendrán.

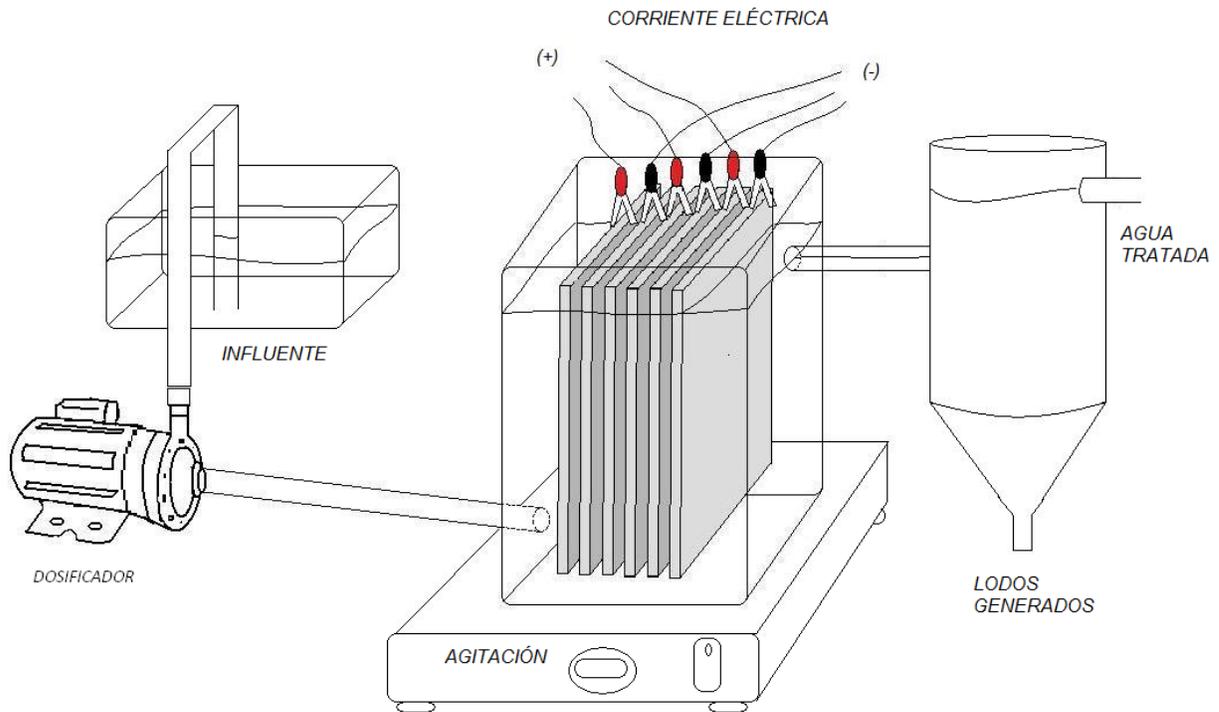


Figura 3.3 Sistema de electrocoagulación para agua de purga de torres de enfriamiento en un sistema continuo.



4 RESULTADOS EXPERIMENTALES

4.1 Caracterización Fisicoquímica

Para la caracterización de agua de purga de torre de enfriamiento procedente de la Refinería “Miguel Hidalgo” de Tula Hgo. Los resultados obtenidos después de la caracterización para aguas de purga de torres de enfriamiento antes del tratamiento; se presentan en la Tabla 4.1

Tabla 4.1 Caracterización de agua de purga de torre de enfriamiento

PARÁMETROS	UNIDAD	AGUA DE PURGA
Alcalinidad F	mg CaCO ₃ /L	0
Alcalinidad M	mg CaCO ₃ /L	32
<i>Dureza Total</i>	mg CaCO ₃ /L	850
Calcio	mg CaCO ₃ /L	381
Magnesio	mg CaCO ₃ /L	468
Conductividad	mS/cm	2.85
pH	Unidad de pH	6.3
<i>SDT</i>	mg/L	3090
<i>Sílice</i>	Mg SiO ₂ /L	120
Cloro residual	mg/L	--
Turbidez	NTU	3.65

Los resultados de la caracterización presentaron altos contenidos de dureza total, sílice y SDT siendo estos de aproximadamente de 850 mgCaCO₃/L, de 120 mg/L y 3090 mg/L respectivamente estos parámetros se consideran que son los principales contaminantes en equipos de enfriamiento.



4.2 Pruebas de tratamiento en un reactor por lotes

4.2.1 Selección de electrodo de sacrificio

- Electrodo de Hierro

Al utilizar un electrodo de sacrificio de hierro, no se obtuvieron resultados satisfactorios debido a las características físicas del agua tratada; el agua adquirió un color verde turbio conforme transcurría el tiempo de tratamiento, al finalizar el proceso el agua se dejó reposar para que sedimentaran o bien flotaran los lodos generados.

Una vez separados los lodos se filtró el agua para caracterizarla y evaluar el uso de este electrodo. Al llevar a cabo la caracterización del agua tratada se presentaron problemas de turbiedad, debido a que las técnicas analíticas utilizadas son con base en la determinación por colorimetría, por lo tanto las interferencias en los resultados se dieron a causa de la turbiedad del agua, ver Figura 4.1.

Con la prueba realizada se pudo evaluar hierro II, obteniendo $0.7\text{mgFe}^{2+}/\text{L}$, lo que indica que el hierro está en especie de Fe III casi en su totalidad, garantizando la formación de $\text{Fe}(\text{OH})_3$, siendo esta es la especie encargada de remover los contaminantes, sin embargo no es posible cuantificar la remoción de contaminantes debido a las interferencias por turbiedad.

- Electrodo de aluminio

Al utilizar un electrodo de aluminio durante el proceso de electrocoagulación, se obtuvieron resultados satisfactorios y benéficos para el proceso por las siguientes razones:

- Las características físicas del agua permiten su caracterización sin interferencias.
- La coloración del agua no presenta turbiedad.
- remolca remoción de contaminantes es cuantificable.



Durante la electrocoagulación



Después de la electrocoagulación

Figura 4.1 Electrocoagulación con electrodo de hierro.

En la Figura 4.2 se muestra la apariencia del agua durante y después del tratamiento con el electrodo de aluminio.

Después de las pruebas realizadas con el electrodo de aluminio se eligió utilizarlo como electrodo de sacrificio debido a las facilidades y ventajas que proporciona durante el tratamiento, por otra parte y en comparación con el uso del electrodo de hierro, el electrodo de aluminio presentó una mejor apariencia durante el tratamiento sin tener problemas durante la caracterización.



Durante la electrocoagulación



Después de la electrocoagulación

Figura 4.2 Electrocoagulación con electrodo de aluminio

Como se observa en la Figura 4.3, el agua antes de ser tratada presento una apariencia de color amarillo debido a los sólidos suspendidos y disueltos; después de ser tratada con el electrodo de aluminio, a pesar de no separar los lodos del agua, la apariencia es transparente por que los contaminantes están aglomerados en los flóculos suspendidos o precipitados.



Figura 4.3 Comparación del agua tratada con electrodo de aluminio y antes de ser tratada.

4.2.2 Variación de Intensidad de corriente

Con el electrodo de sacrificio identificado y teniendo la celda electroquímica construida, se realizaron series de 3 corridas a diferente intensidad de corriente las cuales fueron de 1, 2 y 3 amperios durante un tiempo de 30 minutos, tomando muestras en intervalos de tiempo de 5 minutos para cada intensidad aplicada. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 4.2.

En la Tabla 4.2 se muestran los resultados obtenidos después del tratamiento con variaciones de intensidad de corriente, logrando tener remociones de contaminantes altas al aumentar la intensidad de corriente, sin embargo hay incidencias en las lecturas de conductividad, ya que esta es mayor a 3 mS/cm que referente a la calidad recomendada para el agua de enfriamiento no es aceptable.



Tabla 4.2 Resultados experimentales con variación de intensidad de corriente.

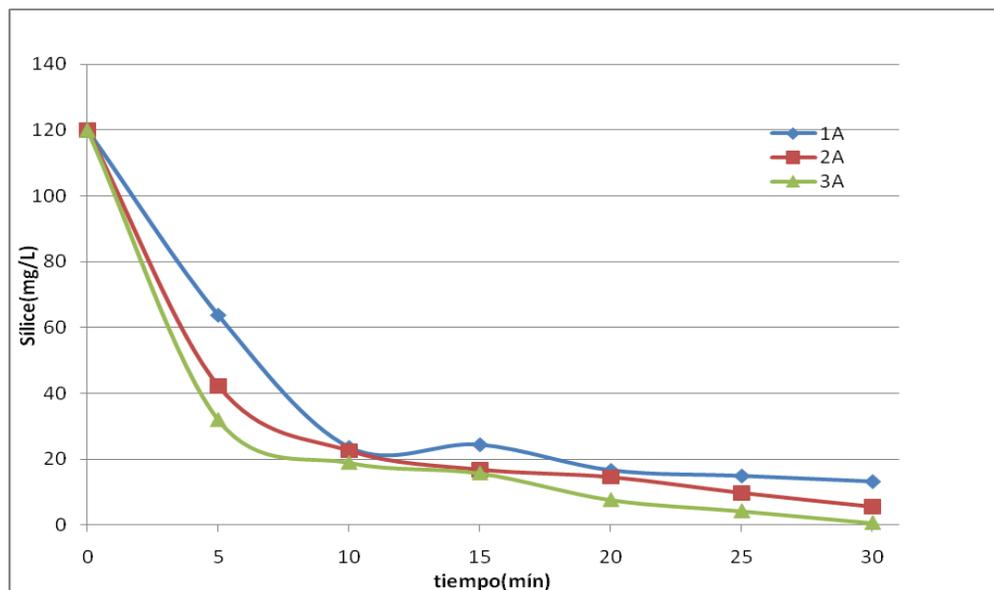
Intensidad de Corriente: 1 Amperio						
tiempo(min)	Sílice (mg/L)	Dureza Total (mgCaCO ₃ /L)	SDT (mg/L)	Al(mg/L)	pH	C (mS/cm)
0	120	850	3092	0.00	6	2.9
5	64	716	2923	0.60	7	3.7
10	24	681	2740	0.46	7	3.7
15	25	615	2645	0.35	7	3.7
20	17	542	2500	0.40	7	3.3
25	15	480	2337	0.38	7	3.6
30	13	441	2280	0.30	7	3.5
Intensidad de Corriente: 2 Amperios						
tiempo(min)	Sílice (mg/L)	Dureza Total (mgCaCO ₃ /L)	SDT (mg/L)	Al(mg/L)	pH	C (mS/cm)
0	120	850	3092	0.00	6	2.9
5	42	777	2838	0.50	7	3.6
10	23	679	2635	0.06	7	3.4
15	17	539	2398	0.03	8	3.6
20	15	461	2238	0.07	8	3.6
25	10	367	2078	0.08	8	3.8
30	6	298	2075	0.10	9	3.9
Intensidad de Corriente: 3 Amperios						
tiempo(min)	Sílice (mg/L)	Dureza Total (mgCaCO ₃ /L)	SDT (mg/L)	Al(mg/L)	pH	C (mS/cm)
0	120	850	3092	0.00	6	2.9
5	32	711	2510	0.19	8	3.4
10	19	490	2380	0.06	7	3.2
15	16	420	2038	0.04	8	3.2
20	8	289	1795	0.09	8	3.2
25	4	207	1575	0.08	8	3.2
30	1	133	1738	0.04	8	3.3

De la misma manera ocurre con el pH de la solución, cuando la intensidad de corriente es mayor a 1, el pH que adquiere el agua es mayor a 7, con este valor, ya no se cumple con las características que debería tener esta para ser reutilizada en el proceso de enfriamiento. El parámetro que no se ve afectado, es el



contenido de aluminio en el agua, ya que esta dentro de la cantidad permitida según los datos de recomendación que indica no sobrepasar la cantidad de 1mg/L.

Como se muestra en la Gráfica 4.1 la disminución de sílice al momento de variar la intensidad de corriente se ve favorecida, al pasar de un valor de 120 a 1mg/L en un tiempo de 30 minutos aplicando una intensidad de corriente 3 amperios.

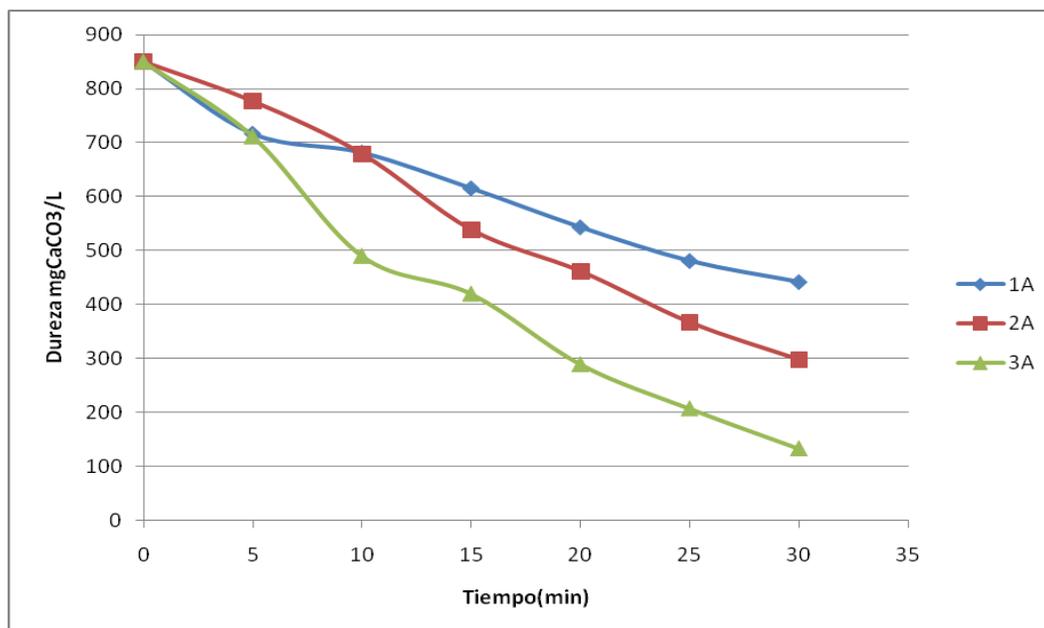


Gráfica 4.1 Remoción de sílice variando intensidad de corriente

En la Gráfica 4.1, se observa que la remoción de sílice se favorece mientras transcurre el tiempo hasta 10 minutos, después de este tiempo la remoción que se presenta no es considerable. Por otra parte, como se presenta en la Gráfica 4.1, un aumento de intensidad de corriente no tiene efecto significativo sobre la remoción de sílice debido a que en 10 minutos de operación se obtiene la misma remoción en los 3 amperajes trabajados obteniendo una concentración de sílice de 120 a 13mg/L.



En la Gráfica 4.2, se observa que la concentración de dureza total disminuye a tiempos de operación largos, también se observa que al aumentar la intensidad de corriente la remoción de dureza disminuye significativamente, sin embargo, como se mencionó anteriormente los valores de pH y conductividad finales no son adecuados para el proceso, por lo tanto aun que la remoción de dureza total se favorece a tiempos de operación largos e intensidades de corriente altas, no es conveniente trabajar a estas condiciones.

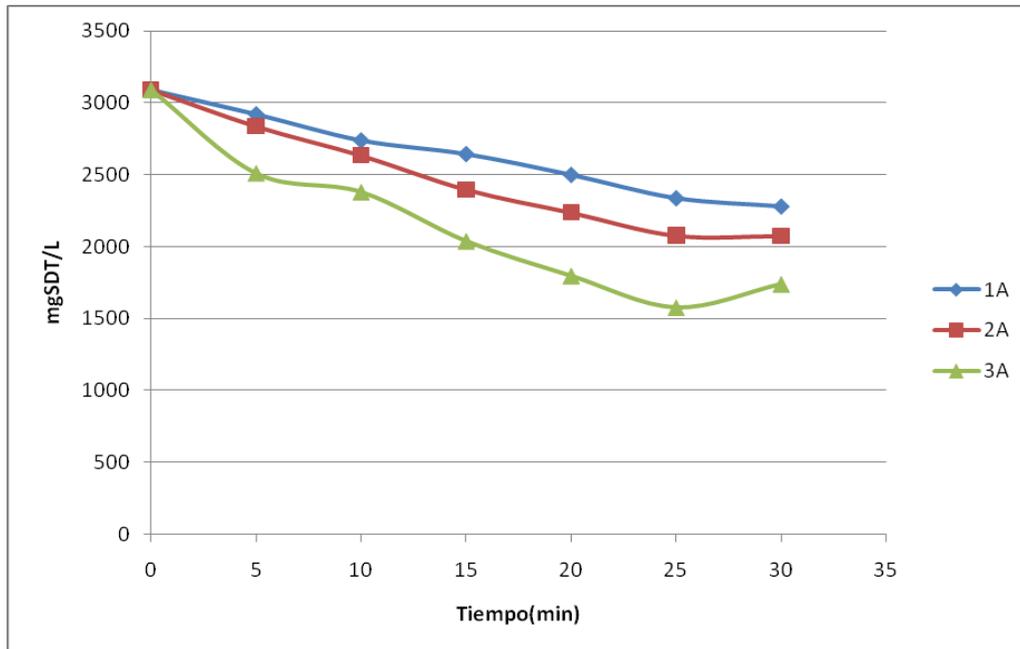


Gráfica 4.2 Remoción de dureza total variando intensidad de corriente.

La Gráfica 4.3, presenta la remoción de SDT, donde se observa que la remoción no es significativa ya que solo llegar a ser del 25% aproximadamente. Se observa que a medida que se aumenta la intensidad de corriente la remoción de SDT es lenta, la tendencia lineal que muestra la Gráfica 4.3 nos muestra a se podría aumentar la remoción de este parámetro a tiempos de operación más largos e intensidades de corriente también más altos, sin embargo no sería lo más recomendable operar de esta forma debido a que los valores de pH y



conductividad finales serán desfavorables en la calidad del agua y no podrá ser reutilizada.



Gráfica 4.3 Remoción de SDT variando intensidad de corriente.

4.2.3 Adición de electrolito, mejoramiento de la conductividad del agua.

Para esta etapa experimental la adición de electrolito mejoró la conductividad del agua durante el tratamiento, y por lo tanto el potencial aplicado; la adición de electrolito es indispensable pero no importa la cantidad agregada. A simple vista podría pensarse que a mayor cantidad de electrolito la conductividad del agua aumenta y por tanto el proceso mejora, pero no es así, el aumento en la cantidad de electrolito no influye significativamente si se compara la remoción de dureza total y sílice, pero, al aumentar la cantidad de electrolito afecta directamente en la remoción de SDT, la remoción de este parámetro es menor. En la se muestran los resultados de las corridas experimentales con una intensidad de corriente de 1



amperio. Se decidió trabajar sólo a una intensidad de corriente de 1 amperio debido a que intensidades de corriente por arriba de 1 amperio afecta en los valores finales de pH y conductividad.

Tabla 4.3 Resultados experimentales dosificando electrolito con una intensidad de corriente de 1 amperio.

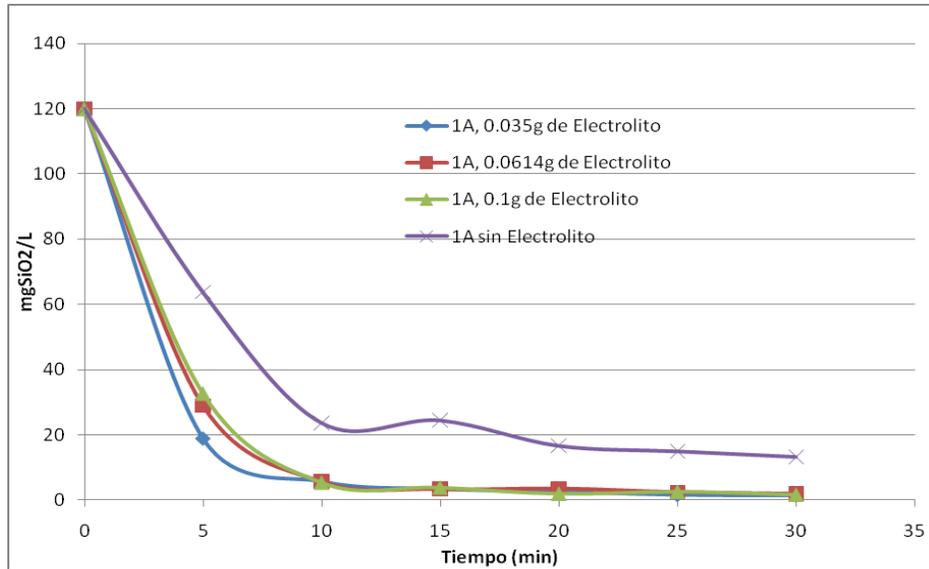
Intensidad de corriente: 1Amperio y 0.035g de (Na ₂ SO ₄ *10 H ₂ O)						
tiempo(min)	Sílice(mg/L)	Dureza(mgCaCO ₃ /L)	SDT(mg/L)	Al(mg/L)	pH	C(mS/cm)
0	120	850	3092	0.00	7	3
5	19	755	2670	0.13	6	3
10	6	712	2570	0.15	6	3
15	4	699	2610	0.22	6	3
20	3	650	2500	0.16	7	3
25	2	578	2412	0.10	8	3
30	2	564	2385	0.12	7	3
Intensidad de corriente: 1Amperio y 0.0614g de (Na ₂ SO ₄ *10 H ₂ O)						
tiempo(min)	Sílice (mg/L)	Dureza(mgCaCO ₃ /L)	SDT(mg/L)	Al(mg/L)	pH	C (mS/cm)
0	120	850	3092	0.00	7	3
5	29	755	2725	0.19	6	3
10	6	771	2920	0.14	7	4
15	3	704	2755	0.07	7	4
20	4	634	2645	0.22	7	3
25	3	619	2570	0.13	7	3
30	2	546	2523	0.12	8	3
Intensidad de corriente: 1Amperio y 0.1g de (Na ₂ SO ₄ *10 H ₂ O)						
tiempo(min)	Sílice (mg/L)	Dureza(mgCaCO ₃ /L)	SDT (mg/L)	Al(mg/L)	pH	C (mS/cm)
0	120	850	3092	0.00	7	3
5	33	802	3163	0.16	6	4
10	6	751	3158	0.18	6	4
15	4	700	3035	0.27	6	4
20	2	679	2923	0.17	6	4
25	3	609	2858	0.19	7	4
30	2	546	2795	0.12	8	4



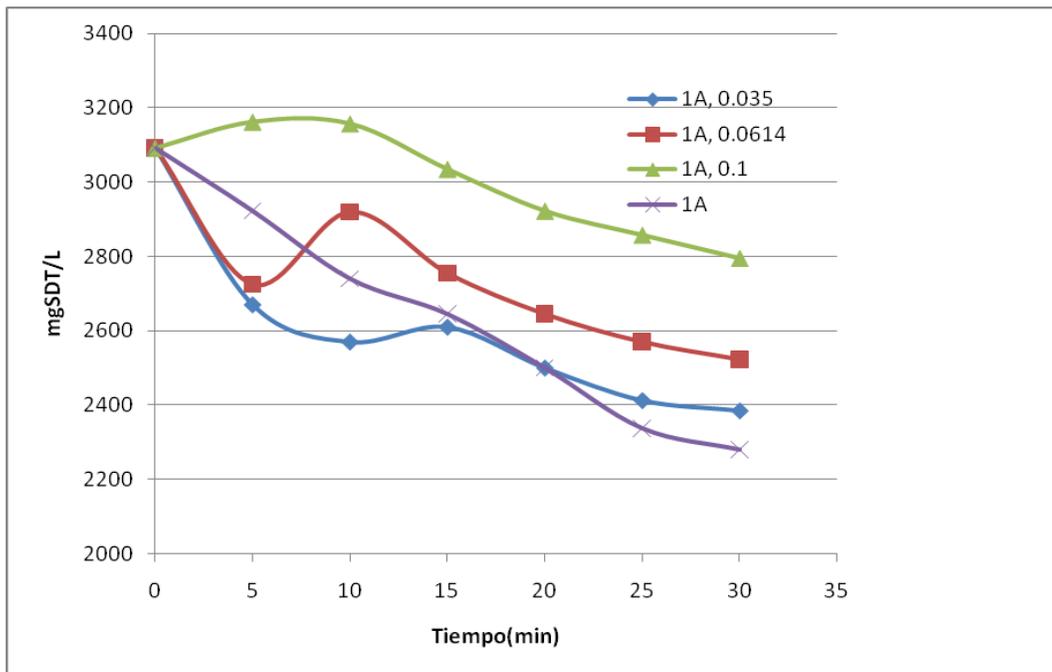
En la Tabla 4.3 se muestran los datos experimentales de las corridas con dosificación de electrolito en diferentes cantidades, las remociones en los tres casos son similares, el pH final es aceptable debido a que no sobrepasa el valor de 7, pero la conductividad comienza a aumentar la cantidad de electrolito en una relación de 1:2 (0.0614) y 1:3 (0.1) con respecto a 0.035g de $\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10 \text{H}_2\text{O}$. Como resultados de las pruebas realizadas se considera que la cantidad adecuada de electrolito que se debe aplicar es de 0.035g de $\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10 \text{H}_2\text{O}$ para un volumen del reactor de 310 mL.

En la Gráfica 4.4 Remoción de Sílice dosificando electrolito y aplicando una intensidad de corriente de 1 amperio se muestra que la cantidad de electrolito y la aplicación de una intensidad de corriente de 1 amperio, no afecta en la remoción de sílice, pero en comparación con el caso donde se aplicó únicamente corriente, es notable que existe una mejora en el proceso; el proceso tiene su mejor desempeño a los 10 minutos de operación debido a que después de este tiempo el comportamiento de la remoción de sílice es asintótico. En este caso lo recomendable es aplicar la menor cantidad de electrolito que es de 0.035g y operar hasta 10 minutos para tener un ahorro en reactivos y por consiguiente económicos.

En la Gráfica 4.5 Remoción de dureza total dosificando electrolito y aplicando una intensidad de corriente de 1 ampere. se observa que la adición de electrolito no beneficia en la remoción de dureza total, es notable que la remoción aumenta a tiempos largos, en este caso no es conveniente adicionar electrolito ya que la remoción es más lenta comparada con el caso donde no se adiciona electrolito y sólo se aplica corriente.



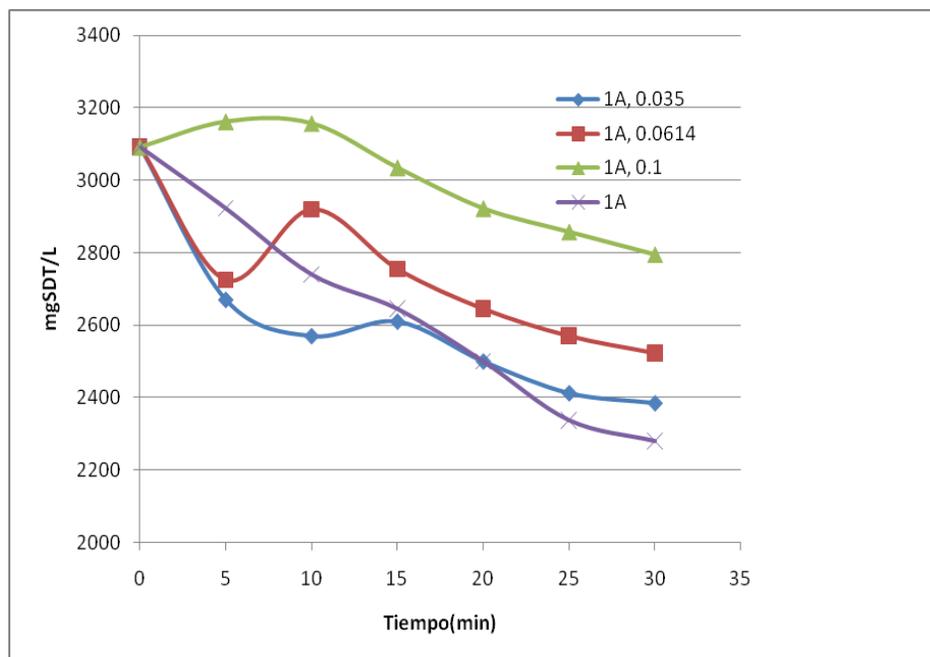
Gráfica 4.4 Remoción de Sílice dosificando electrolito y aplicando una intensidad de corriente de 1 amperio



Gráfica 4.5 Remoción de dureza total dosificando electrolito y aplicando una intensidad de corriente de 1 ampere.



En la Gráfica 4.6 Remoción de SDT dosificando electrolito y aplicando una intensidad de corriente de 1 ampere. se observa que a tiempos largos, la remoción de los SDT se favorece y a los 10 minutos se obtiene una remoción significativa de SDT usando 0.035g de electrolito, a cantidades mayores se observa que la remoción de SDT no se favorece comparando con un tratamiento sin adición de electrolito, por lo anterior se puede pensar que el aplicar un electrolito mejora la remoción del SDT. Los resultados obtenidos durante esta prueba se muestra



Gráfica 4.6 Remoción de SDT dosificando electrolito y aplicando una intensidad de corriente de 1 ampere.

Con los resultados obtenidos a las condiciones de 1 amperio se procedio realizar pruebas experimentales modificando el pH siendo este de 4, 8.5 y 11. La Tabla 4.4 muestra los resultados obtenidos.



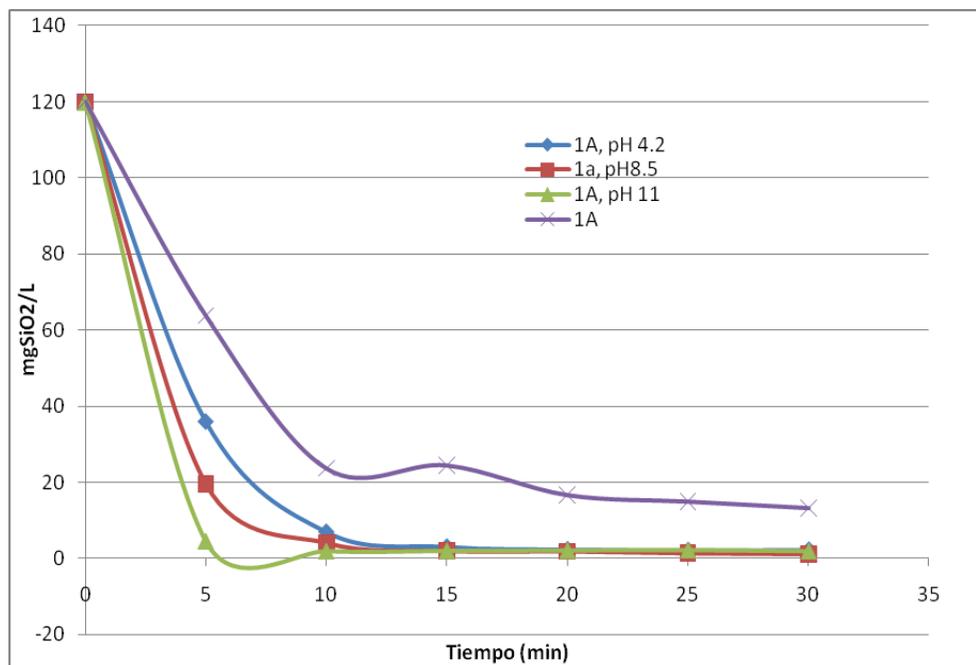
Tabla 4.4 Resultados experimentales modificando el pH con una intensidad de corriente de 1 amperio.

Intensidad de corriente: 1Amperio y pH4.2						
tiempo(min)	Sílice (mg/L)	Dureza(mgCaCO ₃ /L)	SDT (mg/L)	Al(mg/L)	pH	C (mS/cm)
0	120	850	3092	0.00	4	3
5	36	822	2883	0.20	7	3
10	7	748	2813	0.22	7	3
15	3	701	2710	0.14	7	3
20	2	606	2518	0.16	7	3
25	2	589	2550	0.18	7	3
30	2	553	2440	0.10	7	3
Intensidad de corriente: 1Amperio y pH8.5						
tiempo(min)	Sílice (mg/L)	Dureza(mgCaCO ₃ /L)	SDT (mg/L)	Al(mg/L)	pH	C (mS/cm)
0	120	850	3092	0.00	9	3
5	20	750	2805	0.49	7	3
10	4	720	2670	0.44	7	3
15	2	675	2648	0.50	7	3
20	2	576	2640	0.53	7	3
25	1	555	2430	0.43	7	3
30	1	522	2488	0.53	7	3
Intensidad de corriente: 1Amperio y pH11						
tiempo(min)	Sílice (mg/L)	Dureza(mgCaCO ₃ /L)	SDT (mg/L)	Al(mg/L)	pH	C (mS/cm)
0	120	850	3092	0.00	11	3
5	4	508	3045	1.07	9	3
10	2	430	2988	0.27	9	3
15	2	385	2875	0.33	9	3
20	2	333	2840	0.21	9	3
25	2	292	2765	0.38	9	3
30	2	262	2718	0.08	9	3

Como se observa en la Tabla 4.4, la remoción de sílice es similar para los tres diferentes valores de pH; las remociones de dureza total y SDT fueron similares en condiciones de pH de 4.2 y 8.5, pero a un pH de 11 se observa que la remoción de



Dureza total fue significativamente mayor, es decir, que a la condición de un pH de 11 se favorece la remoción de dureza total pero no así la cantidad de SDT la cual es mayor en un 5% aproximadamente comparada con un pH de 8.5 a los 30 min. A las condiciones de trabajo durante las pruebas experimentales se tiene que el ajustar el pH de 8.5 al inicio de la prueba se obtienen remociones aceptables para que el agua tratada sea considerada para el reuso del agua en el proceso de enfriamiento debido a que después de 30 min de tratamiento el efluente tiene un pH de 7 y la conductividad no es mayor a 3 mS/cm



Gráfica 4.7 Remoción de sílice variando el valor de pH aplicando una intensidad de corriente de 1 amperio.

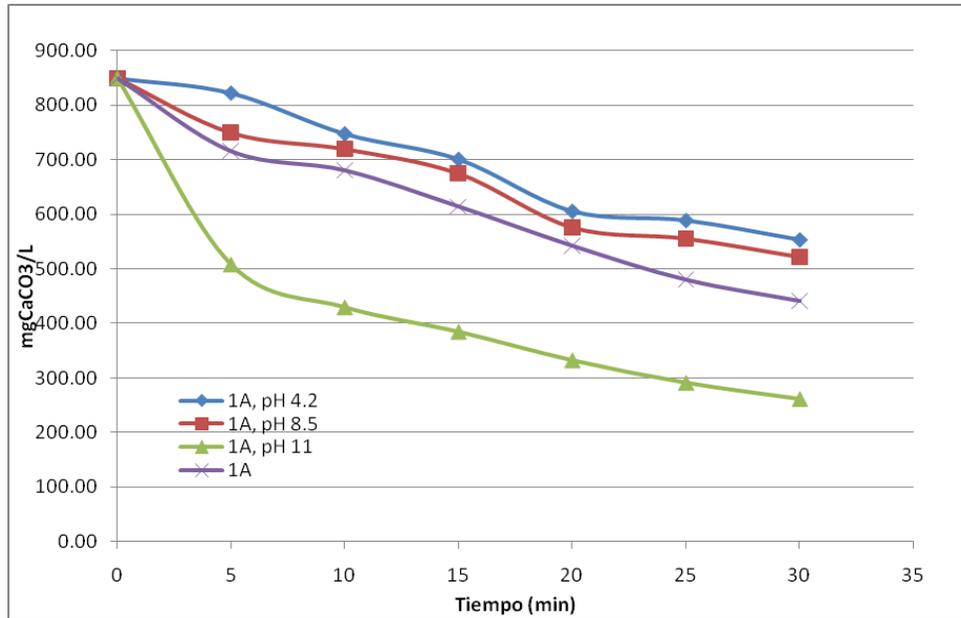
Al graficar los resultados obtenidos de la Tabla 4.4 mostrados en la Gráfica 4.7 se observa la tendencia de la remoción de sílice a diferentes valores de pH a una intensidad de corriente de 1 amperio. Las remoción de sílice se ven favorecidas al modificar el pH ya sea en un medio ácido o básico; cuando transcurren 10 minutos



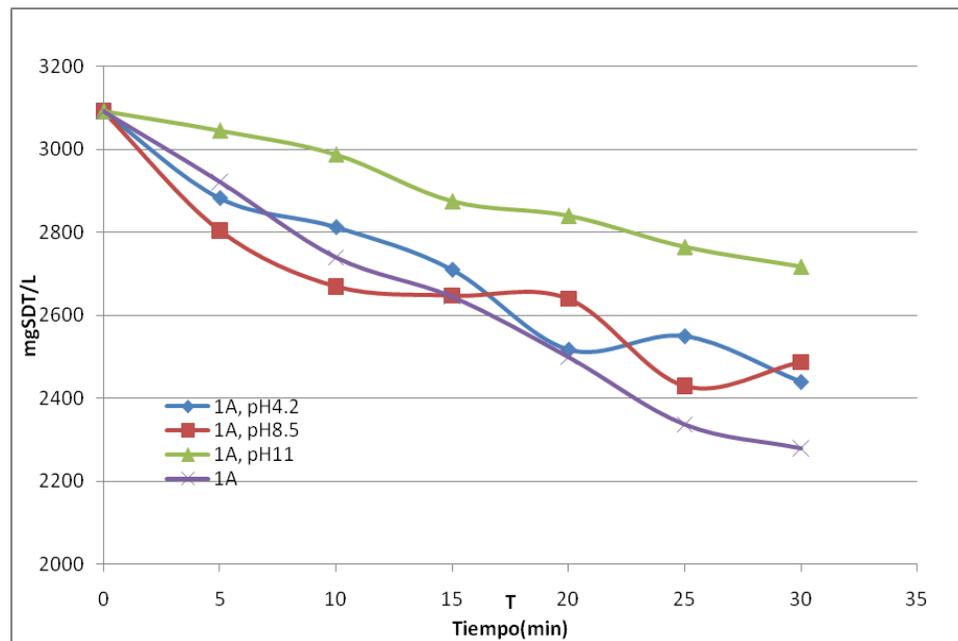
de operación se logra la mayor remoción de este contaminante al tener un comportamiento asintótico.

En la Gráfica 4.8 se observa la forma en que afectan las diferentes condiciones de pH para la remoción de dureza total, son muy similares comparadas con el caso donde solo se aplica corriente sin modificación de pH; cuando el pH tiene un valor de 11, la remoción de dureza total es considerablemente mayor, pero eso no significa que convenga trabajar en estas condiciones, esto se debe a que se presenta parte de un fenómeno llamado precipitación química por ajuste de pH, cuando se realiza el ajuste de pH a 11, instantáneamente surge la formación de flóculos y por consiguiente el tratamiento del agua, se puede pensar que es favorable trabajar en esa condición, sin embargo esta acción ya no forma parte del proceso de electrocoagulación, por otra parte como se observa en la Tabla 4.4, el pH final es alto y no cumple con los requerimientos para la calidad recomendada para agua de enfriamiento.

La Gráfica 4.9 muestra que el ajuste de pH a 4.2 y 8.5 no genera cambios significativos para la remoción de SDT comparado con la simple aplicación de corriente; en cambio un pH de 11 afecta el proceso removiendo en menor cantidad SDT; es decir, no es conveniente trabajar en esta condición de pH.



Gráfica 4.8 Remoción de dureza total variando el valor de pH aplicando una intensidad de corriente de 1 amperio.



Gráfica 4.9 Remoción de SDT variando el valor de pH aplicando una intensidad de corriente de 1 amperio.



4.2.4 Combinación de Mejores Condiciones de Operación

En esta etapa experimental se realizó una combinación de las condiciones de operación que mejores resultados proporcionaron en la remoción de contaminantes con la finalidad de saber si es favorable para el proceso de electrocoagulación en la remoción de SDT, dureza total y sílice. Los resultados experimentales se muestran en la Tabla 4.5:

Tabla 4.5 Resultados experimentales de la combinación de mejores condiciones de operación.

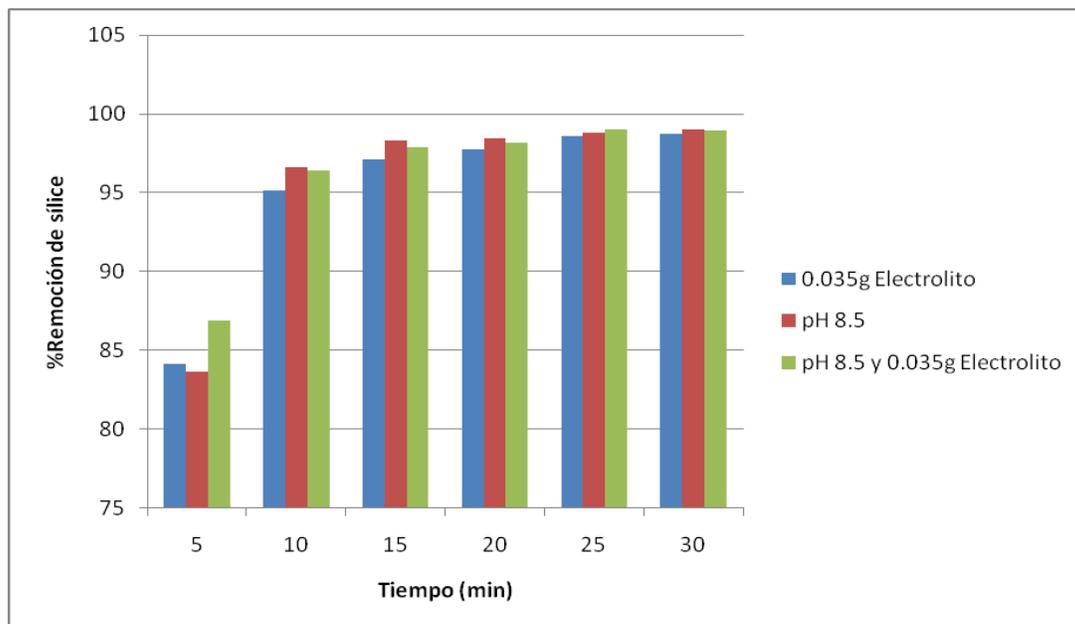
Intensidad de corriente: 1Amperio, 0.035g de Electrolito y pH 8.5						
tiempo(min)	Sílice (mg/L)	Dureza(mgCaCO ₃ /L)	SDT (mg/L)	Al(mg/L)	pH	C(mS/cm)
0	120	850	3092	0.00	8.5	3
5	16	806	2955	0.33	7	3
10	4	743	2885	0.33	7	3
15	3	689	2740	0.30	7	3
20	2	622	2535	0.33	7	3
25	1	570	2700	0.33	7.	3
30	1	517	2565	0.32	7	3

En la Tabla 4.5 se muestran los resultados experimentales obtenidos de la combinación de las mejores condiciones encontradas de un pH de 8.5 y la mejora de la conductividad del agua con la adición de electrolito. Como se puede observar, los resultados muestran que una combinación de estas condiciones no favorece el tratamiento, debido a que los resultados son muy similares a las condiciones de trabajo de pH 8.5 y cuando se adiciona solamente 0.035g de electrolito lo cual indica que no es conviene trabajar en condiciones combinadas ya que implica mayor inversión en reactivos.

En la Gráfica 4.10 se puede observar que la combinación de las dos mejores condiciones de operación de pH y cantidad de electrolito adecuada no mejora de manera significativa la remoción de sílice, lo cual para este parámetro no tiene

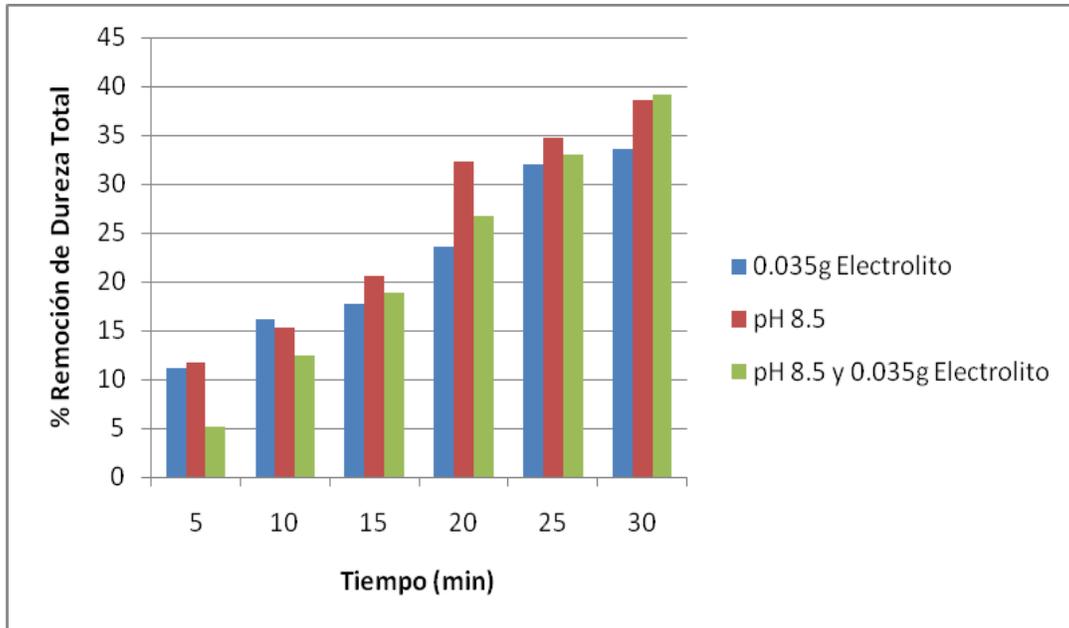


caso operar de forma combinada, se puede elegir entre un ajuste de pH de 8.5 o bien, una dosis de electrolito de 0.035g para un volúmen de 310ml de agua aplicando una corriente de 1 ampere.

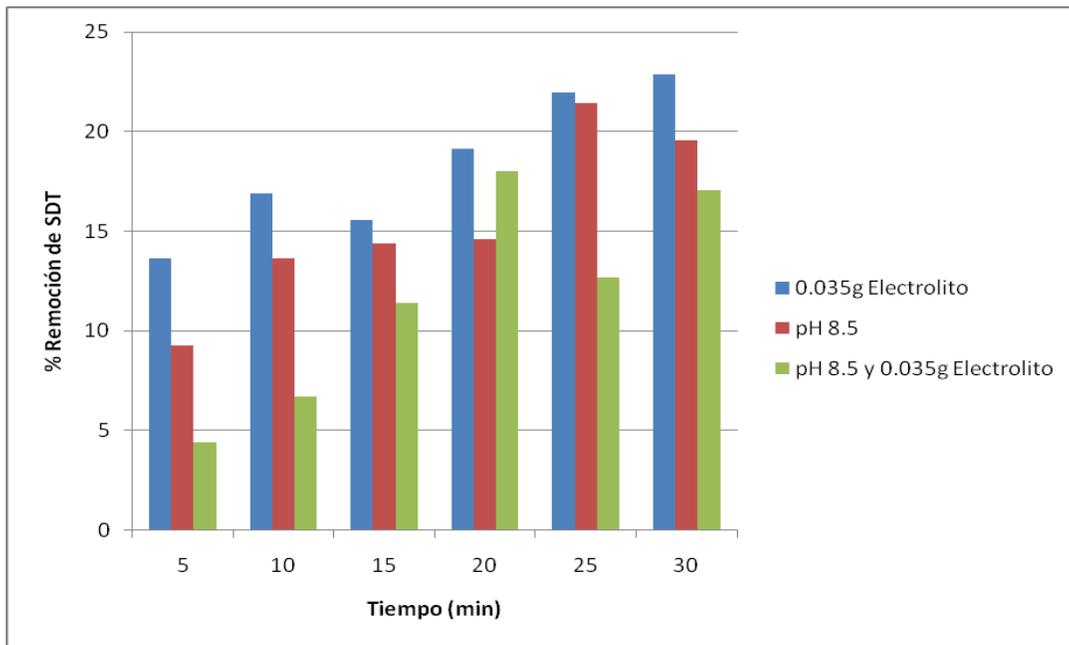


Gráfica 4.10 Remoción de sílice combinando las mejores condiciones de operación.

En la Gráfica 4.11 se observa que no es conveniente aplicar una condición combinada de pH y electrolito para remover la dureza total, ya que en cualquier condición se obtienen resultados de remoción muy similares a un efecto combinado, el ajuste de pH y adición de electrolito solo implicaría un gasto adicional.



Gráfica 4.11 Remoción de dureza total combinando las mejores condiciones de operación.



Gráfica 4.12 Remoción de SDT combinando las mejores condiciones de operación.



Para la remoción de SDT los mejores resultados están en adicionar 0.035g de electrolito, de acuerdo a la Gráfica 4.12 no es conveniente ajustar pH y adicionar electrolito, basta con agregar 0.035g de electrolito debido a que presenta una remoción de SDT ligeramente mayor a la que se obtiene con un ajuste de pH de 8.5.

4.2.5 Comparación de “mejores resultados experimentales vs valores deseados”

Tabla 4.6 Comparación de los mejores resultados experimentales vs los valores deseados

	Sílice(mg/L)	Dureza(mgCaCO ₃ /L)	SDT(mg/L)	Al(mg/L)	pH	C(mS/cm)
Agua de purga.	120	850	3090	--	6.3	2.85
1Amp, 0.035g de Na ₂ SO ₄ *10 H ₂ O y 10 min T _H .	6	712	2570	0.15	6	3
Valores de referencia (agua de pozo).	98.5	95	432	--	7.55	1.04

En la Tabla 4.6 se muestran los mejores resultados experimentales comparados con los valores deseados que corresponden a las características que tiene el agua de pozo, observándose que el único valor satisfactorio obtenido es la disminución de sílice en 96% referida al agua de purga, y 94% referido al agua de pozo; para la dureza y SDT sólo se logra una remoción de 17% siendo un 750% mayor para la dureza total en comparación con el agua de pozo y un 590% mayor para los SDT.

Si los valores experimentales se comparan con los valores máximos permitidos en la refinería “Miguel Hidalgo” que se muestran en el Anexo A.1, se observa que los resultados obtenidos para los parámetros medidos, se encuentran dentro de los límites para que el agua pueda ser utilizada en el proceso.



4.2.6 Operación en un Sistema Continuo

Para esta etapa, se realizaron cambios al reactor batch adaptandolo para poder operarla de modo continuo. Para las pruebas en un reactor en continuo se establecieron que las mejores condiciones fueron un tiempo de residencia hidráulica (TRH) de 10 minutos, adición de 0.035g de sulfato de sodio decahidratado como electrolito, una intensidad de corriente de 1 amperio con un voltaje de 2.2 voltios y una agitación moderada; para estas condiciones en el sistema se se establecio un flujo de alimentación de agua a tratar de 1.8L/h.

Los resultados experimentales obtenidos para esta prueba se presentan en la Tabla 4.7 donde se observan los valores finales de los parámetros principales para el agua de enfriamiento.

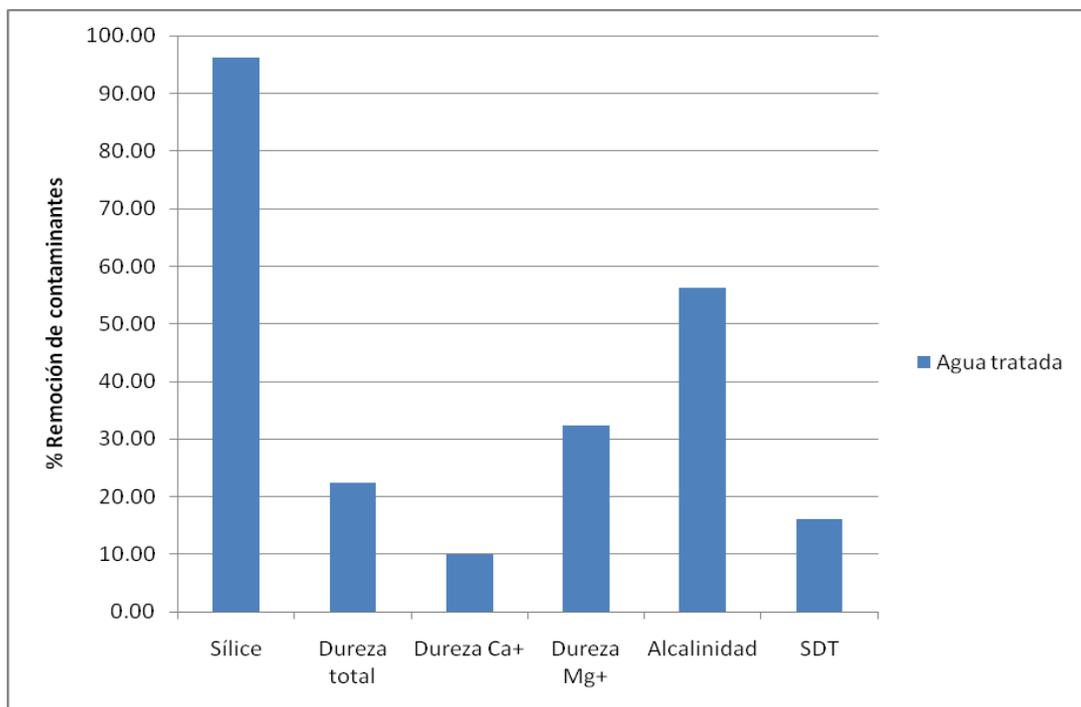
Tabla 4.7 Resultados experimentales del sistema continuo.

CARACTERIZACIÓN				Valores deseados
Parámetro	Entrada	Salida		
	mg/L	mg/L	%Remoción	mg/L
Sílice	120	5	97	98.5
Dureza total	850	660	22	95
Dureza Ca ⁺	381	343	10	1.04
Dureza Mg ⁺	469	317	32	93.4
Alcalinidad	32	14	56	120
SDT	3092	2592	16	432
Contenido				
Al III	0.00	0.31		<1
pH	6	7		7-7.55 máx.
Turbidez	3.7	3.1	UNT	0
Conductividad	3	3	mS	1.04.
Lodos generados		80	mL/L	

En la Tabla 4.7 se muestran los resultados finales del tratamiento en un sistema continuo de electrocoagulación comparados con las características que tiene el



agua antes de ser tratada. Como se puede observar, el agua adquiere una mejor calidad en comparación con el agua sin tratar removiendo sílice en un 96%, y removiendo más del 50% de alcalinidad, ver Gráfica 4.13. Con estos resultados, se observa que la remoción de dureza total y SDT no fue tan significativa ni satisfactoria como se deseaba, sin embargo el agua puede ser reutilizada en el proceso de enfriamiento según los valores de referencia reportados en el Anexo A.1 debido a que no se exceden los valores máximos permisibles de pH, Turbidez, Al^{3+} y conductividad.



Gráfica 4.13 Resultados finales en un sistema continuo.



5 ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

5.1 Variación de Intensidad de Corriente

En este trabajo fue de importancia variar la intensidad de corriente, para observar que tan significativo puede ser aplicar intensidades de corriente grandes o pequeñas en la remoción de contaminantes del agua de purga proveniente de una torre de enfriamiento. Lo que se observó durante la experimentación, fue que a manera que se aumenta la intensidad de corriente, aumenta la remoción de sílice, dureza total y SDT pero el aumento de la remoción no es tan significativo como para aplicar intensidades de corriente altas, el resultado que se obtiene con la modificación de la conductividad o pH a una intensidad de corriente de 1 amperio, es similar para intensidades de corriente mayores. En la modificación de esta variable de proceso se identifica que el proceso tiene su mejor desempeño en un tiempo de tratamiento de 10 minutos para la remoción de sílice, para otros parámetros como la dureza total y SDT es notable que requiere de la aplicación de más energía y tiempo de tratamiento, aplicar más energía y operar a tiempos largos no es óptimo tanto económicamente como en tiempo de operación; por lo tanto se decide aplicar una intensidad de corriente de 1 amperio para cualquier modificación de conductividad mediante adición de electrolito o modificación de pH. La modificación del pH y adición de electrolito, mejora la eficiencia del proceso economizando la inversión de energía, es decir se requiere menor voltaje además de favorecer el tratamiento del agua.

5.2 Dosificación de electrolito, modificación de conductividad.

Para esta etapa experimental, la adición de un electrolito tiene la finalidad de mejorar la conductividad del agua y disminuir la energía invertida en el proceso, la cantidad adicionada de electrolito influye directamente en las características



En los finales del agua tratada, se observó que los resultados en un tiempo de operación de 10 minutos se da el mejor desempeño del proceso y la remoción de contaminantes son similares en las diferentes cantidades del electrolito agregadas, debido a esto se decide trabajar con la adición de una cantidad pequeña de electrolito de 0.035g, por que la remoción de SDT es menor y la conductividad final del agua es mayor a 3 mS/cm que cuando se aplican cantidades mayores de electrolito; esta cantidad es lo suficiente para darle al agua la conductividad necesaria y que el proceso sea beneficiado, cabe mencionar que el pH no se ve afectado al modificar la conductividad.

5.3 Modificación de pH

En este caso la modificación del pH afecta directamente en la conductividad del agua, esto se debe a los iones formados con la adición de HCl o bien NaOH. El efecto que causa la modificación de pH esta en las especies que probablemente se forman con los contaminantes del agua, o también puede causar un aumento de cloro residual si se agrega ácido clorhídrico o bien un aumento en la alcalinidad si se agrega sosa teniendo como consecuencia una calidad en el agua indeseable. Con la adición de sosa, existe un rango de pH que beneficia en la remoción de dureza total con eficiencia, como es el caso que muestra la 6 cuando se maneja un pH de 11; pero este resultado es descartado y su efecto no se le atribuye al proceso, debido a que se presenta un fenómeno llamado precipitación química, este método es muy factible para remover la dureza total del agua por las condiciones de pH básicas que provocan que las sales de Ca^{2+} y Mg^{2+} que se encuentran solubles, se conviertan en sales insolubles y precipitan como CaCO_3 y Mg(OH)_2 tal como se expone en el capítulo 2.2.2, pero un pH de 11 no favorece la remoción de sílice o bien SDT con gran eficiencia, debido a esto no se trabaja en esta condición de pH. Cuando se trabaja a un pH de 8.5, los resultados son satisfactorios y similares a una adición de electrolito de 0.035g, esta condición de



pH es una opción de trabajo, por que se requiere poco reactivo (0.5mL) para el ajuste de pH y se obtienen buenos resultados. El mejor desempeño del proceso está en 10 minutos de operación.

5.4 Combinación de Mejores Condiciones de Trabajo

La operación a estas condiciones tuvo como objetivo saber si aplicando dos condiciones óptimas el proceso se podía optimizar de manera significativa todo el proceso de electrocoagulación, es decir, a un pH de 8.5 adicionar 0.035g de electrolito. Bajo estas condiciones no hay remociones significativas en comparación con la simple adición de electrolito o bien la modificación de pH. Las condiciones óptimas establecidas para este tipo de tratamiento fue la adición de 0.035g de electrolito y aplicar 1 amperio de intensidad debido a que se favorece ligeramente la remoción de sílice en un 96%, SDT en un 16% y dureza total en un 22%, teniendo al final del tratamiento un pH de 6 y una concentración de aluminio de 0.31mgAl/L teniendo estos valores por debajo del límite recomendado para agua de enfriamiento, en cambio cuando se usa un pH de 8.5 y el efecto combinado el pH se encuentra en el límite, es decir pH 7.

5.5 Operación en un Sistema Continuo

En esta etapa final, como ya se mencionó anteriormente, la celda electroquímica que sirvió como reactor discontinuo, se adapto de manera que funcionara como un reactor continuo. El agua de alimentación estuvo acondicionada con 0.113g de $\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}/\text{L H}_2\text{O}$, esta concentración corresponde a 0.035g para 310mL de agua que fue tratada en el reactor discontinuo. La calidad que tiene el agua después de ser tratada en un sistema continuo, resulta ser de mejor calidad con remociones del 96%, 22%, 16% y 56% de Sílice, dureza total, SDT y alcalinidad respectivamente. Por otra parte se obtiene una cantidad de aluminio de



0.31mgAl/L siendo esta una cantidad aceptable dentro del límite permisible que se muestra en el Anexo A.1.

En la Tabla 5.1 se muestra un comparativo final de los resultados experimentales, deseados y límites permisibles.

Tabla 5.1 Comparativo final de resultados experimentales y de referencia

Parámetro	Agua de Purga	Agua Tratada	Valores deseados	Límite permisible
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Sílice	120	5	98.5	200
Dureza total	850	660	95	1500
SDT	3092	2592	432	5500

De acuerdo con la Tabla 5.1, se lograron remociones de Sílice, Dureza Total y SDT en diferentes proporciones, de esta manera se observa que el proceso solo es factible para remoción de sílice y se logra un resultado mejor en comparación con el valor deseado; en cambio, para la Dureza Total y SDT no sucede así. En esta comparación es notable que la cantidad de contaminantes del agua antes de ser tratada son lo suficientemente aceptables como para ser usados en el proceso de enfriamiento debido a que no rebasan las cantidades límites permisibles que se reportan en el Anexo A.1 y se muestran en la Tabla 5.1.

El agua de estudio sirvió para evaluar la remoción de contaminantes, resultando que con el proceso de electrocoagulación no se puede lograr un tratamiento completo del agua; para elevar la remoción de Dureza Total y SDT, es necesario implementar un proceso alternativo que sea eficiente para la remoción de estos contaminantes y que la electrocoagulación sirva de proceso primario o secundario para la remoción de sílice.



6 CONCLUSIONES

- En este trabajo experimental fue posible mejorar las técnicas para la cuantificación de sílice, dureza total y SDT a manera de economizar la cantidad de reactivos disminuyendo las proporcionalidades de volumen usadas de las muestras y reactivos.
- Por otra parte es importante aplicar una técnica para la determinación de metal disuelto según sea el tipo de electrodo de sacrificio usado, debido a que se debe cumplir con una cantidad máxima permisible de metal disuelto en el agua, en este caso, al utilizar como electrodo de sacrificio placas de aluminio, fue posible el establecimiento de la técnica que permite determinar aluminio libre en el agua; según referencias encontradas y mostradas en el Anexo A.1 la cantidad de aluminio máxima en el agua debe ser de 1mg/L. Para el proceso de electrocoagulación aplicado se obtuvieron 0.32 mg/L de aluminio disuelto en las pruebas en un reactor discontinuo y de 0.31 mg/L para un sistema en continuo; de tal manera que no representa problemas con la calidad del agua.
- Fue de suma importancia evaluar las variables del proceso de electrocoagulación en un reactor discontinuo, debido a que de esta forma fue posible establecer conductividad, pH, T_H e intensidad de corriente. Mediante la operación del reactor discontinuo se encontró que las condiciones de operación para el tratamiento de agua de purga de torres de enfriamiento en un sistema continuo son: operar con un tiempo de residencia hidráulica de 10 minutos, una intensidad de corriente de 1 amperio, y 0.113g de sulfato de sodio decahidratado por litro de agua a tratar; con estas condiciones el proceso tiene su mejor desempeño.
- Este estudio sirvió para comprobar que el proceso de electrocoagulación no es eficiente para darle una calidad de agua de pozo al agua de purga teniendo bajos porcentajes de remoción para dureza total, pero si es el proceso más



eficiente para la remoción de sílice, SDT y alcalinidad en comparación con otro tipo de tratamiento convencionales, la Tabla muestra la comparación de la eficiencia del proceso de electrocoagulación con otros métodos de tratamiento.

- Este proceso puede ser aplicado solo en casos donde el agua tiene un alto contenido de sílice y concentraciones bajas de dureza total, debido a que estos casos suelen presentarse en algunas otras refinerías.
- Con las condiciones finales, el agua puede ser utilizada en el proceso de electrocoagulación, pero si se desean obtener las condiciones que tiene el agua de pozo es necesario implementar un tratamiento alternativo, por ejemplo precipitación química por ajuste de pH, debido a que es muy eficiente en la remoción de dureza total; posteriormente implementar el proceso de electrocoagulación para remover el sílice, SDT, además de remover la alcalinidad contenida y generada mediante la precipitación química, de esta manera adquirirá una condición más cercana a la calidad del agua de pozo.



7 RECOMENDACIONES

Para estudios a futuro de este tipo de proyecto de tesis, se mencionan las siguientes recomendaciones:

- Realizar más estudios del proceso de electrocoagulación para conocer y encontrar otro tipo de condiciones de operación que ayuden a mejorar la remoción de dureza total y sólidos disueltos totales.
- Establecer una técnica o método para evadir la interferencia que causa la turbiedad del agua al ser tratada mediante el proceso de electrocoagulación usando un electrodo de hierro, y de esta manera se pueda caracterizar el agua y evaluar el proceso un electrodo de hierro.
- Si se desea establecer el proceso de electrocoagulación como tratamiento para agua de purga de torres de enfriamiento, se debe implementar un tratamiento alternativo del agua que permita la remoción de dureza total, y SDT introduciendo la electrocoagulación como un tratamiento complementario. De esta forma se tendrá agua de una calidad más cercana a la del agua de pozo y ser utilizada en el proceso de enfriamiento.



8 ANEXOS

8.1 ANEXO A

Tabla 8.1 Parámetros de calidad del agua que circula por las torres de enfriamiento, según el reporte de análisis fisicoquímico en las torres CT-503, CT-503/A, CT-504, CT-505 y CT-507 de la Refinería Miguel Hidalgo

ANÁLISIS	Unidades	LÍMITE/RANGO
Ciclos de Concentración	N/A	3.0 min
Alcalinidad "M"	ppm	140 max
Dosificación de Halógeno	Kg/hr	N/A
Residual de Halógeno	ppm	0.2 – 1.0
pH	N/A	7.0 – 7.6
Turbidez	NTU	20 max
Temperatura de Suministro	° C	N/A
Temperatura de Retorno	° C	N/A
Índice de Estabilidad (Ryznar)	N/A	5.7 – 6.5
Dureza Total	ppm CaCO ₃	1 500 max
Dureza Calcio	ppm CaCO ₃	950 max
Cloruros	ppm	2 100 max
Sólidos Disueltos Totales	ppm	5 500 max
Sílice	ppm	200 max
Hierro	ppm	1 max
Aluminio	ppm	1 max
O-PO ₄	ppm	3.0 max
Conductividad	mS/cm	3.1 max
Zinc	ppm	2.5 max
Sulfuros	ppm	0. max
Grasas y Aceites	ppm	1.0 max
Nitrógeno Amoniacal	ppm	3 max
Sulfatos	ppm	2 500 max
Corrosión Instantánea –Acero al carbón-	MPA's	3 max
Corrosión Instantánea –Admiralty-	MPA's	0.5 max



8.1.1 A.2 Técnicas utilizadas para determinar la calidad del agua

Técnica de determinación de sílice en agua.

Método ASTM D859/88

Reactivo

Solución Patrón de 50 ppm de sílice (SiO₂)

Disolver 0.2367 g de Na₂SiO₃.9H₂O en agua destilada y aforar a un litro. Mézclese bien y guardar en frasco de plástico.

Solución de molibdato de amonio al 10%

Disolver 50 g de Heptamolibdato de amonio tetrahidratado [(NH₄)₆Mo₇O₂₄*4H₂O] en agua destilada y aforar a 500 mL. El reactivo se disuelve con lentitud necesitando agitación y un poco de calentamiento suave para ayudar a la disolución. Guardar en frasco de plástico.

Solución de HCl 10%

Disolver 50 mL de HCl con. (d=1.19 g/mL) en 450 mL de agua destilada. Guardar en frasco de plástico.

Solución de ácido oxálico al 10 %

Disolver 100 g de ácido oxálico (C₂H₂O₄*2H₂O) en agua destilada y aforar a 1L.

Solución se sulfito de sodio

Disolver 170 g de Na₂SO₃ en agua destilada y aforar a 1L.



Estandarización

Elaborar una curva de calibración con las siguientes concentraciones de SiO_2 : 0, 2.5, 5, 10, 15 y 20 mg/L de SiO_2 . Posteriormente se añaden los reactivos a cada una de las de las concentraciones preparadas como se menciona en el análisis de la muestra, para desarrollar la reacción de color. Se llena la celda del espectrofotómetro y se anota la lectura de la Absorbancia obtenida para cada estándar, ver Tabla 8.2.

Tabla 8.2 Estándares para curva de calibración en determinación de sílice.

mg/L	mL de Solución Patrón	Aforar a 100mL	Abs.
0	0	“	0
2.5	5	“	“
5	10	“	“
10	20	“	“
15	30	“	“
20	40	“	“

Graficar la absorbancia obtenida contra las mg/L SiO_2 .

Procedimiento

- Preparar un blanco con agua destilada y reactivos, ajustar a 0 de Absorbancia.
- Colocar 50 mL de muestra en un matraz Erlenmeyer de 125 mL.
- Agregar 5 mL de HCl al 10 %.
- Añadir 5 mL de molibdato de amonio al 10 %.
- Se agita y se deja reposar 5 min.
- Se añaden 2 mL de la solución de ácido oxálico al 10 %
- Agitar y dejar reposar durante 2 min.
- Agregar 10 mL de sulfito de sodio (Na_2SO_3)
- Agitar y dejar reposar 2 min.
- Leer el % de Absorbancia en una longitud de onda de 650 nm

Determinar mg/L de SiO_2 por medio de la curva de calibración.



Determinación de acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-036-SCFI-2001

Reactivos

Disolución de ácido sulfúrico o clorhídrico (0,02 N).

Diluir 200 mL de ácido clorhídrico o ácido sulfúrico 0.1 N a 1 L de agua.

Disolución de hidróxido de sodio (0,02 N).

Transferir 200 mL de la solución de NaOH 0.1 N a un matraz volumétrico de 1L. Diluir a 1L con agua.

Disolución indicadora de naranja de metilo.

Pesar aproximadamente y con precisión 0.5 g del colorante naranja de metilo y aforar a 1L con agua. Filtrar la disolución fría para remover cualquier precipitado que se forme. O bien, pesar aproximadamente y con precisión 0.5 g de la sal de sodio y diluir a 1 L con agua, si es necesario filtrar cuando esté fría la disolución.

Disolución indicadora de fenolftaleína.

Pesar aproximadamente y con precisión 5.0 g de fenolftaleína y disolver en 500 mL de etanol, añadir 500 mL de agua con agitación constante. Filtrar si hay formación de precipitado.



Procedimiento

Acidez

- Transferir 100mL de muestra en un matraz Erlenmeyer de 250 mL, añadir 2 gotas de solución indicadora de fenolftaleína.
- Titular con hidróxido de sodio hasta el vire de incoloro a rosa y registrar el volumen utilizado.
- Transferir 100 mL de la muestra en un matraz Erlenmeyer de 250 mL, añadir dos gotas de naranja de metilo y titular con hidróxido de sodio hasta el vire del indicador (de amarillo a canela).

Alcalinidad

- Transferir 100mL de muestra en un matraz Erlenmeyer de 250mL, añadir 2 gotas de fenolftaleína, titular con ácido sulfúrico hasta el vire de la fenolftaleína y registrar el volumen ocupado.
- Adicionar 2 gotas de naranja de metilo y continuar la titulación hasta el vire del naranja de metilo, y registrar el valor.

Cálculos

$$AcidezCaCO_3 (mg/L) = \frac{[(mL_{NaOH} * N_{NaOH}) - (mL_{H_2SO_4} * N_{H_2SO_4})] * 50 * 1000}{mL_{muestra}}$$
$$AlcalinidadCaCO_3 (mg/L) = \frac{[(mL_{TotaldeH_2SO_4} * N_{H_2SO_4})] * 50 * 1000}{mL_{muestra}}$$

Donde:

- 50 es el factor de conversión de eq/L a mgCaCO₃
- 100 es el factor de conversión de mL a L



Determinación de dureza total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas

NMX-AA-072-SCFI-2001

1. Reactivos

Disolución amortiguadora.

Pesar aproximadamente y con precisión 16.9 g de cloruro de amonio y disolver en 143 mL de amoniaco concentrado. Añadir aproximadamente 1.25 g de sal de magnesio de EDTA y diluir hasta 250 mL con agua.

Indicador negro de eriocromo T.

Pesar aproximadamente y con precisión 0,5 g de indicador negro de eriocromo T y agregar 100 g de cloruro de sodio y triturar en el mortero hasta formar una mezcla homogénea. Guardar en un frasco color ámbar. Esta mezcla se conserva en buenas condiciones para su uso durante un año.

Disolución de EDTA (aproximadamente 0,01 M).

Pesar aproximadamente y con precisión 3.723 g de sal disódica del ácido etilendiaminotetra acético dihidratada y disolver en agua y diluir a 1L.

2. Procedimiento

- Tomar 50mL de la muestra en un matraz Erlenmeyer de 250mL.
- Añadir 1 o 2 mL de solución amortiguadora hasta llegar a un pH de 10 o 10.1
- Añadir 0.2g de negro de eriocromo T.
- Titular con EDTA 0.01M, hasta que desaparezcan matices rojizos y esperar el vire de rojo a azul.

3. Cálculos

$$DurezaCaCO_3 = \frac{mL(EDTA_{titulación}) * mgCaCO_3 (eq.a1mLdeEDTA) * 1000}{mL_{muestra}}$$



Análisis de agua para la determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-034-SCFI-2001

Procedimiento.

- Calentar en una mufla capsulas de porcelana a 550°C durante 20 minutos.
- Introducir capsulas a estufa a 105°C durante 30 minutos.
- Dejar las capsulas en un desecador de silica una hora hasta peso constante.
- Registrar los valores de peso de las capsulas (P_1).
- Filtrar con el equipo de filtración 25 mL de la muestra a analizar.
- Colocar la muestra filtrada a 110°C por una hora en capsulas hasta evaporar.
- Dejar las muestras en un desecador una hora hasta alcanzar peso constante.
- Registrar las pesadas (P_2).

Cálculos

Sólidos disueltos totales

$$SDT = \frac{(P_2 - P_1) * 1000 * 1000}{25}$$



Análisis de agua para la determinación de aluminio en agua mediante colorimetría.

Norma Venezolana Convenin-2124-84

Reactivos

Solución patrón de aluminio

Disolver 8.7920g de alumbre en 1000ml de de agua en un matraz aforado.

Solución de ácido sulfúrico 0.02N y 6N

Solución de ácido ascórbico

Se disuelve 0.1g de ácido ascórbico en agua y se lleva a 100mL en un matraz aforado, debe prepararse diariamente.

Solución de ácido acético 1N Solución buffer

Se disuelven 136 g de acetato de sodio en agua, y se añaden 40mL de ácido acético 1N y se lleva a 1000mL con agua en un matraz aforado.

Solución colorante de trabajo

Se diluyen 10mL de la solución de reserva de colorante a 100mL en un matraz aforado con agua.

Solución de EDTA 0.01M

Se disuelven 3.7g de EDTA en agua y se diluye a 1L en un matraz aforado

Soluciones de Hidróxido de sodio 1N y 0.1N



Procedimiento

Preparación de una curva de calibración

- Se prepara una serie de soluciones de aluminio que contenga 0 a 250 μ g Al/L en una muestra de 25 mL colocando las muestras en tubos nessler.

Procedimiento de análisis de muestra

- Se toma una muestra de 25mL de agua y se filtra a través de una membrana filtrante de 0.45 μ m.
- Se añade 1mL de ácido sulfúrico 0.02N a cada solución de aluminio y se mezcla
- Se añade 1mL de ácido ascórbico y se mezcla.
- Se añaden 10mL de solución buffer y se mezcla.
- Con una pipeta volumétrica se agregan 5mL de solución colorante de trabajo y se mezcla.
- Llevar inmediatamente a 50mL con agua destilada y mezclar dejando reposar durante 5-10 minutos, el color desaparece después de 15 minutos.
- Leer en el espectrofotómetro a una longitud de onda de 535nm.
- Graficar datos de la curva de calibración.
- Para las muestras analizadas, determinar μ gAl/L con la curva de calibración.



Análisis de agua para determinación de hierro II, técnica STD

Reactivos

Solución de ácido ascórbico 1%

Pesar 1 gramo de ácido ascórbico y disolver en 99 ml de agua destilada

Solución de acetato de amonio 20%

Pesar 20 gramos de acetato de amonio en cristal y disolver en 80ml de agua destilada

Solución colorante de 1,10 fenantrolina (ortofenantrolina)

Pesar 0.5g de ortofenantrolina directamente en un matraz para evitar pérdidas, agregar 99.5ml de agua destilada y disolver calentando a 85 ° C hasta que se complete la disolución total de los cristales.

Elaboración de curva patrón

- Se preparan 5 soluciones de sulfato ferroso con las concentraciones mostradas en la Tabla 8.3:

Tabla 8.3 Soluciones patrón para curva de calibración en determinación de Fe II.

Solución	g FeSO ₄ / 50mL	mgFeII/L
1	0.02490	100
2	0.01992	80
3	0.01494	60
4	0.00996	40
5	0.00498	20



Se recomienda que se pese directamente en el matraz aforado para evitar pérdidas de masa ya que las cantidades son muy pequeñas.

- Una vez preparadas estas soluciones, se toman 5mL de cada una y se aforan a 50mL con agua destilada. Esta será la muestra a medir.
- En tubos de ensayo colocar 2mL de cada muestra, a cada tubo se le agregan las siguientes dosis: 2mL de ácido ascórbico, 2mL de acetato de amonio, 2mL de 1, 10 fenantrolina, y agitar vigorosamente
- Reposar durante 10 minutos para que se efectúe la reacción y se genere la coloración.
- Llevar a lectura en el espectrofotómetro a una longitud de onda de 510nm.
- Realizar gráfica con los resultados obtenidos.
- Para muestras experimentales, leer mgFeII/L con la curva de calibración.



9 BIBLIOGRAFÍA

- ARANGO A. (2005). La electrocoagulación: una alternativa para el tratamiento de aguas residuales. Revista lasallista de investigación, vol. 2 No. 1, 49-56.
- ARISTIZÁBAL A. Y BERMÚDEZ C. (2007). Estudio de la Factibilidad de un Sistema de Electrocoagulación para Tratamiento de Aguas Procedentes de Lavanderías Industriales con Fines de Reúso, Universidad Pontificia Bolivariana Escuela de Ingeniería Facultad de Ingeniería Química Medellín. 22-42.
- ARANGO A. Y GARCÉS L.F. (2007). Diseño de una Celda de Electrocoagulación para el Tratamiento de Aguas Residuales de la Industria Láctea, Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal, Vol.43, No.147. 56-67.
- AVILES M. et al. (2009). Remoción de Arsénico de Agua Mediante Coagulación-Floculación a Nivel Domiciliario, Organización Panamericana de la Salud, México D.F., 10p.
- CAÑIZARES P. et al. (2009). The pH as a key parameter in the choice between coagulation and electrocoagulation for the treatment of wastewaters, Journal of Hazardous Materials, Spain, No.163. 158-164
- Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente CEPIS. El Agua [En línea]. 2004. disponible en: <http://www.cepis.ops-oms.org/bvsacg/e/elagua.html> [consulta: mayo 2010]
- CONSORCIO ECOLÓGICO INDUSTRIAL (2005). El Cuidado del Agua en Nuestras Manos, México, D.F., 63p.
- Environmental Protection Agency EPA. Wastewater Technology Fact Sheet Chemical Precipitation [En línea]. 2000. disponible en: http://www.epa.gov/owm/mtb/chemical_precipitation.pdf [consulta: abril 2010]



- FABIOLA C. (2004). Análisis Comparativo de un Polímero Coagulante Catiónico vrs. Sulfato de Aluminio en la Clarificación de Agua en una Planta de Elaboración de Bebidas Carbonatadas. Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala, 66-69.
- FENG H. (2004). Performance of Two New Electrochemical Treatment Systems for Wastewaters, Journal of Environmental Science and Health, Japan, Vol. A39, No. 9, 2533–2543.
- FORERO J. (2005), Aplicación de Procesos de Oxidación Avanzada como Tratamiento de Fenol en Aguas Residuales Industriales de Refinería, Instituto Colombiano del Petróleo Bucaramanga, Colombia, vol. 3, No. 001, 97-109.
- GALICIA M. L. Departamento de Programas Audiovisuales. Facultad de Química. Generalidades de torres de enfriamiento de agua [*En línea*]. 2006. disponible en: <http://depa.pquim.unam.mx/~luimary/generalidades.html> [consulta: mayo 2010]
- GUEVARA A. (1996). Control de Calidad del Agua, Métodos de Análisis para la Evaluación de la Calidad del Agua, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente CEPIS, Lima-Perú, 50p.
- GONZÁLEZ M. E. Y HERNÁNDEZ C. (1991). Determinación de Aluminio en el Agua Potable de Valencia y Localidades Cercanas, Órgano de Divulgación Científica y Tecnológica de la facultad de Ingeniería de la Universidad de Carabobo U.C. Carabobo-Venezuela, 15p.
- HANSEN H, (2006), Electrocoagulation in Wastewater Containing Arsenic: Comparing Different Process Designs, Elseiver, Chile, Vol. II, 3465-3468.
- HARRIOT P. (1999). “Operaciones unitarias de Ingeniería Química”, McGraw-Hill. 4° Ed., España, 586-598.



- HERMON S. (2008). Zero Liquid Discharge Approach in Plating Industry: Treatment of Degreasing Effluents by Electrocoagulation and Anodic Oxidation, Water Science & Technology, France, 10p.
- HERNANDEZ J. (2007), Diseño, Construcción y Caracterización de un Reactor de Electrocoagulación Para la Remoción de Arsénico Contenido en Aguas Potables, México, 5-15.
- HOLT P. (2006). Electrocoagulation as a Wastewater Treatment, The Third Annual Australian Environmental Engineering Research Event, New South Wales, 6p.
- HOSHIKO J. (2007). Eliminación de Silicatos de Agua de Proceso Industrial por Electrocoagulación-Floculación, Facultad de Química UNAM, México D.F., 15-58.
- HUANG C. (2006). Electrocoagulation of Silica Nanoparticles in Wafer Polishing Wastewater by a Multichannel Flow Reactor: A Kinetic Study, ACS Publications, Washintong, 9p.
- HUERTA M. (2008). Incidencia del Gradiente de Velocidad en la Eficiencia de la Electrocoagulación para Remover Arsénico en un Reactor a Flujo Pistón, Interciencia, Vol. 33, No. 7, México, 7p.
- INFOAGUA. Disponibilidad de agua en la Tierra [En línea]. 2009. disponible en: <http://www.infoagua.org/> [consulta: mayo 2010]
- Instituto Latinoamericano de la Comunicación Educativa ILCE, Proyectos educativos: Aguas con el agua, Red escolar México. ¿Qué es el agua? [En línea]. 2006. disponible en: http://redescolar.ilce.edu.mx/redescolar/proyectos/aguas_con_agua/elagua.htm. [consulta: mayo 2010]
- IRAN. J. (2009). The Efficiency of Electrocoagulation Process using Aluminum Electrodes in Removal of Hardness From Water, School of Public Healt, Iran, Vol. 6, No. 2, 131-136.



- Kemmer F. (1989). Su naturaleza, tratamiento y aplicaciones, Nalco Manual del agua, Ed. McGraw-Hill, México, 70p.
- MILLAN J. (2009). Descontamination of Wastewaters Containing Synthetic Organic Dyes by Electrochemical Methods: A General Review. Journal of Hazardous Materials, Spain, 105-145.
- MERCADO I. D. et al. (2006). La Electroquímica en Función de la Ingeniería Ambiental. Método de Electrocoagulación Aplicado a un Flujo Continuo de Residuos Líquidos, Tratamiento de Lixiviados, México, 62-65.
- MILLS D. (2000). A New Process for Electrocoagulation, American Water Works Association, Journal, E.U.A., Vol. 92, 34-44.
- MORALES G. et al. (2009). Influence of the Anodic Material on Electrocoagulation Performance, Chemical Engineering Journal, México D.F., 97-105.
- MORENO G. (2002). Electrocoagulación de Aguas Residuales, Revista Colombiana de Física, Colombia, Vol. 34, No. 2, 484-487.
- NAZIH K., (2001), Psicochemical Treatment Processes, Coagulation and Flocculation, Chemical Engineering Journal, México, 85-95.
- SUBDIRECCIÓN DE CONSERVACIÓN Y MANTENIMIENTO DE LA SUBDIRECCIÓN GENERAL MÉDICA (2002). Guía técnica de operación y mantenimiento para tratamiento de agua de enfriamiento, ISSSTE, México, 21p.
- RESTREPO A. et al. (2006). La Electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas, Producción + limpia, México, Vol. 1, No.2, 58-77.
- United Nations Environment Programme UNEP. Freshwater Resources [En línea]. 2002. disponible en: <http://www.unep.org/vitalwater/freshwater.htm> [consulta: abril 2010]



- U.S. Geological Survey USGS, La Ciencia del Agua para la Escuela [En línea]. 2004. disponible en: <http://water.usgs.gov/gotita/earthwherewater.html> [consulta: mayo 2010]
- U.S ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY EPA, La Ciencia del Agua para la Escuela [En línea]. 2004. disponible en: <http://translate.google.com.mx/translate?hl=es&langpair=en%7Ces&u=http://www.epa.gov/highschool/water.htm> [consulta: mayo 2010]
- VERGNES H. (2008). On the Crucial Influence of Some Supporting Electrolytes During Electrocoagulation in the Presence of Aluminum Electrodes, Journal of Hazardous Materials, France 163. 1282-1288.