



BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA
INSTITUTO DE CIENCIAS



POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

"La tierra no es de nosotros, nosotros somos de la tierra"

DESCONTAMINACIÓN POR ELECTROCOAGULACIÓN DEL LÍQUIDO RESIDUAL DE NIXTAMALIZACIÓN

TESIS

Que para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Presenta

ALEJANDRA LOURDES DE GANTE GONZÁLEZ

Asesora de tesis:

Dra. María Teresa Zayas Pérez

Noviembre 2016



BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA

INSTITUTO DE CIENCIAS

POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES



“La tierra no es de nosotros, nosotros somos de la tierra”

DESCONTAMINACIÓN POR ELECTROCOAGULACIÓN DEL LÍQUIDO RESIDUAL DE NIXTAMALIZACIÓN

TESIS

Que para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Presenta

ALEJANDRA LOURDES DE GANTE GONZÁLEZ

Comité tutorial:

Asesora y Tutora	Dra. María Teresa Zayas Pérez
Integrante Comité Tutorial	Dr. Leonardo Salgado Juárez
Integrante Comité Tutorial	Dr. Ricardo Darío Peña Moreno
Integrante Comité Tutorial	Dr. Jesús Armando Ruiz Careaga



"60 Aniversario de la Autonomía Universitaria"

C. ALEJANDRA LOURDES DE GANTE GONZÁLEZ

Por este conducto me permito comunicarle que los miembros del jurado integrado por:

<i>Dr. Leonardo Salgado Juárez</i>	<i>Presidente</i>
<i>Dr. Ricardo Darío Peña Moreno</i>	<i>Secretario</i>
<i>Dra. María Ana Pérez Cruz</i>	<i>1er. Vocal</i>
<i>Dr. Manuel Huerta Lara</i>	<i>2do. Vocal</i>
<i>Dr. Jesús Armando Ruiz Careaga</i>	<i>Suplente</i>

designado para la defensa de su tesis "*Descontaminación por electrocoagulación del líquido residual de nixtamalización*" han manifestado mediante su voto que ésta cumple con los méritos suficientes para ser defendida como tesis de grado de Maestría en Ciencias Ambientales, por lo que este Posgrado le autoriza la impresión de la misma.

Sin otro asunto en lo particular, quedo de usted.

A T E N T A M E N T E

"PENSAR BIEN, PARA VIVIR MEJOR"

H. PUEBLA DE Z., NOVIEMBRE 28 DE 2016

DR. RICARDO DARÍO PEÑA MORENO

SECRETARIO ACADÉMICO

JSHZ/anma
c.c.p. Archivo
c.c.p. Minutario



Posgrado en Ciencias Ambientales
Instituto de Ciencias (ICUAP)

Edificio IC6,
Ciudad Universitaria,
Col. San Manuel, Puebla, Pue. C.P. 72570
01 (222) 229 55 00 Ext. 7056

La presente tesis fue realizada en el Laboratorio de Química Ambiental del Centro de Química del Instituto de Ciencias de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, con financiamiento del Programa Institucional de Fomento a la Investigación y Consolidación de los Cuerpos Académicos de la Vicerrectoría de Investigación y Estudios del Posgrado de la BUAP, bajo la dirección de la Dra. María Teresa Zayas Pérez.

INDICE

	Página
ÍNDICE	II
ÍNDICE DE TABLAS	V
ÍNDICE DE FIGURAS	VI
ABREVIATURAS	IX
RESUMEN	1
INTRODUCCIÓN	2
CAPÍTULO 1	4
1. ANTECEDENTES	5
1.1. Importancia del agua	5
1.2. Crisis del agua en México	5
1.3. La producción de tortillas en México	7
1.3.1. El proceso de nixtamalización	7
1.3.2. La producción de nejayote y el problema ambiental	9
1.3.3. Materia orgánica natural	11
1.4. El proceso de electrocoagulación como alternativa de tratamiento de agua residual de nixtamalización.	14
1.4.1. Reacciones involucradas en el proceso de electrocoagulación	15
1.4.2. Parámetros del proceso de tratamiento de electrocoagulación	21
1.4.3. Ventajas y desventajas del proceso de electrocoagulación como técnica de la remoción de contaminantes presentes en las aguas residuales.	21
1.4.4. Propiedades fisicoquímicas de los lodos residuales	22
1.5. Evaluación toxicológica de efluentes tratados por electrocoagulación	23
CAPÍTULO 2	26

2.	HIPÓTESIS DE TRABAJO Y OBJETIVOS DE INVESTIGACIÓN	27
2.1.	Hipótesis de trabajo	27
2.2.	Objetivo general	27
2.3.	Objetivos particulares	27
	CAPÍTULO 3	28
3.	DESARROLLO EXPERIMENTAL	29
3.1.	Localidad de origen del agua residual del proceso de nixtamalización	29
3.2.	Muestreo del agua residual de nejayote	30
3.3.	Caracterización del agua del proceso de la nixtamalización cruda y tratada	31
3.3.1.	Parámetros fisicoquímicos y equipo de medición	31
3.3.1.1.	pH, conductividad eléctrica y equipo	31
3.3.1.2.	Determinación del oxígeno disuelto (OD)	32
3.3.1.3.	Color y turbidez	32
3.3.1.4.	Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)	32
3.3.1.5.	Determinación de carbono orgánico total (COT)	32
3.3.1.6.	Determinación de los polifenoles	33
3.3.1.7.	Obtención de espectro UV-Visible	34
3.3.1.8.	Reactivos químicos	35
3.4.	Tratamiento del proceso de electrocoagulación	35
3.4.1.	Material de electrodos	35
3.4.2.	Reactor de electrocoagulación tipo batch	36
3.4.3.	Procedimiento de electrocoagulación de nejayote filtrado	37
3.4.4.	Variables de estudio en el proceso de electrocoagulación del nejayote	38
3.4.4.1.	Efecto de la diferencia de potencial	38

3.4.4.2.	Efecto de pH	38
3.4.4.3.	Efecto del tiempo de electrólisis	38
3.4.4.4.	Evaluación fisicoquímica del agua obtenida a partir de nejayote tratado por electrocoagulación	39
3.5	Pruebas de toxicidad con <i>Daphnia magna</i>	39
	CAPÍTULO 4	41
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	42
4.1.	Estimación de la producción de nejayote en la localidad de San Martín Texmelucan, Puebla	42
4.2.	Caracterización del agua residual de nejayote	44
4.3.	Tratamiento de electrocoagulación	45
4.3.1.	Efecto del potencial de celda sobre la DQO, COT y SUVA	46
4.3.2	Efecto de pH sobre la DQO, COT y SUVA	50
4.3.3.	Efecto del tiempo de electrólisis sobre la DQO, COT y SUVA	55
4.4.	Comparación del agua residual de nejayote, filtrada y tratada por electrocoagulación	60
4.4.1.	Determinación del consumo de energía eléctrica o consumo energético del proceso de electrocoagulación	62
4.4.2.	Producción de lodos durante el proceso de electrocoagulación	66
4.4.2.1.	Caracterización del lodo producido en el proceso de electrocoagulación	67
4.5.	Estudio de toxicidad de agua de nejayote tratada por electrocoagulación	71
	CONCLUSIONES	73
5.	CONCLUSIONES	74
6.	BIBLIOGRAFÍA	76

ÍNDICE DE TABLAS

		Página
Tabla 1.	Propiedades fisicoquímicas del nejayote.	9
Tabla 2.	Reacciones electroquímicas y químicas en la celda de electroquímica (Restrepo, 2006).	16
Tabla 3.	Estimación de la producción de nejayote en la región de San Martín Texmelucan.	43
Tabla 4.	Caracterización de nejayote crudo de la región de Santa Catarina Hueyatzacoalco, Puebla.	45
Tabla 5.	Parámetros fisicoquímicos del agua residual de nejayote crudo, filtrado y tratado por electrocoagulación.	60
Tabla 6.	Consumo de energía eléctrica por kilogramo de COT en el tratamiento de electrocoagulación del agua de nejayote en función del tiempo de electrólisis. Potencial de celda: 7 V, pH 5.0, electrolito soporte: NaCl 50 g/L.	63
Tabla 7.	Consumo de energía eléctrica por kilogramo de DQO en el tratamiento de electrocoagulación del agua de nejayote en función del tiempo de electrólisis. Potencial de celda: 7 V, pH 5.0, electrolito soporte: NaCl 50 g/L.	64
Tabla 8.	Análisis elemental (% en peso y % atómico) de una partícula de lodo del proceso de electrocoagulación.	69
Tabla 9.	Determinación del porcentaje de mortandad de neonatos de <i>Daphnia Magna</i> en agua de nejayote tratada a 48 horas de exposición.	71
Tablas 10.	Clasificación toxicológica de los efluentes industriales.	72

ÍNDICE DE FIGURAS

		Página
Figura 1.	Diagrama del proceso de nixtamalización (Rodríguez, 1996)	8
Figura 2.	Estructura molecular de la arabinoxilana, el componente principal de la hemicelulosa de la pared celular del maíz.	12
Figura 3.	Concentraciones de las especies para una solución acuosa al 5×10^{-6} M de Al^{3+} en función del pH.	18
Figura 4.	Diagrama de Potencial – pH de aluminio a 25 °C, 1 bar	19
Figura 5.	Representación de las reacciones características que ocurren durante el tratamiento de electrocoagulación (Vepsäläinen, 2014).	20
Figura 6.	Mapa de ubicación de la Junta Auxiliar de Santa Catarina Hueyatzacoalco perteneciente al municipio de San Martín Texmelucan Puebla.	30
Figura 7.	(a) Efluente del proceso de nixtamalización (nejayote) y (b) nejayote crudo y filtrado	31
Figura 8.	Curva de calibración de ácido cafeico.	34
Figura 9.	Electrodos de aluminio (a) y hierro (b).	36
Figura 10.	Conexión monopolar de electrodos de aluminio y hierro en el sistema de electrocoagulación.	37
Figura 11.	Sistema de electrocoagulación para el tratamiento de nejayote.	38
Figura 12.	Efecto de la diferencia de potencial de celda sobre la remoción de COT y DQO del nejayote usando ánodos de Al. Electrolito soporte: NaCl 50 g/L, pH=5.0, tiempo de electrólisis 60 minutos.	47
Figura 13.	Variación de SUVA del agua residual de nejayote tratada por electrocoagulación con ánodos de Al a diferentes potenciales de celda (V). Electrolito soporte: NaCl 50 g/L, pH=5.0, tiempo de electrólisis 60 minutos	48
Figura 14.	Espectros de absorción de nejayote crudo (dilución de 1:50) y nejayote tratado por electrocoagulación (dilución	49

1:25) usando ánodos de Al a diferentes potenciales de celda. Electrolito soporte: NaCl 50 g/L, pH=5.0, tiempo de electrólisis 60 minutos y dilución de 1:25

Figura 15.	Variación de la DQO y COT del nejayote en función del pH. Condiciones del proceso de electrocoagulación con ánodos de Al. Electrolito soporte: NaCl 50 g/L, pH=5.0, diferencia de potencial de celda 7 V y 60 min de electrólisis	51
Figura 16.	Variación de SUVA del nejayote en función del pH. Condiciones del proceso de electrocoagulación con ánodos de Al. Electrolito soporte: NaCl 50 g/L, pH=5.0, diferencia de potencial de celda 7 V y 60 min de electrólisis.	53
Figura 17.	Espectros de absorción de nejayote crudo (dilución de 1:50) y nejayote tratado por electrocoagulación (dilución 1:25) a diferentes valores de pH. Condiciones del proceso de electrocoagulación con ánodos de Al. Electrolito soporte: NaCl 50 g/L, pH=5.0, diferencia de potencial de celda 7 V y 60 min de electrólisis	54
Figura 18.	Variación de COT y DQO en nejayote en función del tiempo de electrólisis. Condiciones del proceso de electrocoagulación con ánodos de Al. Electrolito soporte: NaCl 50 g/L, pH=5.0, diferencia de potencial de celda 7 V.	56
Figura 19.	Variación de SUVA del nejayote en función del pH. Condiciones del proceso de electrocoagulación con ánodos de Al. Electrolito soporte: NaCl 50 g/L, pH=5.0, diferencia de potencial de celda 7 V	57
Figura 20.	Espectros de absorción electrónica de nejayote crudo (dilución 1:50) y nejayote tratado por electrocoagulación (dilución 1:25) a diferentes tiempos de electrólisis. Condiciones: Ánodos de Al, electrolito soporte: NaCl 50 g/L, pH=5.0, diferencia de potencial de celda 7 V	58
Figura 21.	Espectros UV-Vis de nejayote crudo (dilución 1:50) y nejayote tratado por electrocoagulación (dilución 1:25). Condiciones de operación: diferencia de potencial de celda de 7 V durante 60 minutos en presencia de NaCl (50g/L) como electrolito soporte y agitación magnética constante.	62
Figura 22.	Consumo de energía sobre COT y DQO en función del	65

tiempo de electrocoagulación (Potencial de celda: 7 V, pH 5.0, electrolito soporte: NaCl 50 g/L).

- | | | |
|-------------------|---|----|
| Figura 23. | Masa de lodo (seco) producido en el proceso de electrocoagulación | 66 |
| Figura 24. | Micrografías SEM de los lodos generados por procesos de electrocoagulación de aluminio. | 68 |
| Figura 25. | Micrografía de una partícula de lodo del proceso de electrocoagulación de aluminio (a) y (b) Espectro de energía dispersiva de rayos X. | 69 |
| Figura 26. | Mapeo elemental (O, Na, Al y Cl) en la muestra de la partícula de lodo del proceso de electrocoagulación de aluminio. | 70 |

ABREVIATURAS

A_{máx}	Absorbancia máxima que se presenta a una determinada longitud de onda
COD	Carbono Orgánico Disuelto
COT	Carbono Orgánico Total
CL₅₀	Concentración Letal Media
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
MON	Materia Orgánica Natural
OD	Oxígeno Disuelto
SDT	Sólidos Disueltos Totales
SUVA	Absorbancia Ultravioleta Específica
UNF	Unidades Nefelometrica de Formacina

RESUMEN

El proceso llamado nixtamalización consiste en la cocción de granos de maíz en agua alcalina. Los granos de maíz son molidos para obtener masa para hacer tortillas. El agua alcalina procedente de la cocción de maíz, conocida como nejayote, es un efluente rico en materia orgánica, que contiene elevadas concentraciones de sólidos suspendidos y en solución. En la actualidad se eliminan aproximadamente de 16 a 22 millones de m³ de nejayote al año. Se considera un residuo altamente contaminante debido a los valores superiores de 20000 mg O₂/L de Demanda Química de Oxígeno (DQO) que produce. El agua residual de nejayote se obtuvo de un molino tortillería, se caracterizaron los parámetros fisicoquímicos y absorbancias UV-Vis. El proceso de electrocoagulación se realizó utilizando tres ánodos de aluminio y tres cátodos de hierro en 450 mL de nejayote. La eficacia de la electrocoagulación se estudió en función del pH, tiempo de tratamiento y diferencia de potencial. Con una concentración de (50g/L) de NaCl como electrolito soporte y agitación constante. El análisis de calidad del nejayote tratado se realizó por mediciones de carbono orgánico total (COT), demanda química de oxígeno (DQO), absorción ultravioleta específica (SUVA) y pruebas de toxicidad con *Daphnia magna*. Se determinó la energía eléctrica (EE) consumida para eliminar 1 kg de materia orgánica, así como la cantidad de lodos producidos durante el proceso de tratamiento, se analizó su composición por Espectrometría Dispersiva de Energía (DES) y su morfología por Microscopía Electrónica de Barrido (SEM). El proceso de electrocoagulación aplicado al nejayote crudo, reduce los valores de DQO (72.3%), COT (59.6%) y SUVA (99.0%) con una diferencia de potencial de 7 V, 50 .0 g/L de NaCl, pH de 5.0 y 60 minutos de tiempo de tratamiento. Las pruebas de toxicidad con *Daphnia magna* mostraron un valor de CL₅₀ de 7.4 en una dilución (6.25% v/v) de nejayote tratado, lo que le confiere agua tratada altamente tóxica. Los resultados de energía eléctrica (EE) para remover 1k de COT se necesitan 30.07kw·h y para 1kg de DQO 7.72 kw·h. la producción de lodos a 60 minutos fue de 45.5 g., los resultados de EDS mostraron la presencia de aluminio (12.8% en peso) procedente de la electrocoagulación del ánodo durante la electrolisis y SEM muestra que el lodo está formado por flóculos compactos.

INTRODUCCIÓN

El nejayote es el agua residual que proviene del proceso de nixtamalización. El proceso de nixtamalización se refiere a la cocción alcalina de maíz para obtener la masa utilizada en el proceso de elaboración de la tortilla de maíz. La tortilla de maíz constituye un elemento básico en la dieta de la población mexicana y la producción anual de tortilla, en la república mexicana, ha alcanzado hasta 12 millones de toneladas anuales, en consecuencia, la producción de nejayote es elevada.

El nejayote es un líquido amarillento que contiene cal, residuos de cascarilla, endospermo de maíz y una gran cantidad de materia orgánica, con valores de DQO mayores a 20000 mg/L, pH alcalino (10-12), así como valores de DBO del orden de 7000 a 10000 mg/L, parámetro para el que la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 señala un límite máximo permisible de descarga en cuerpos receptores tipo C de 30 mg/L en promedio mensual (NOM-001-SEMARNAT-1996).

Datos actuales indican que anualmente en México se transforman 2.8 millones de toneladas métricas de maíz blanco y amarillo por el proceso de nixtamalización para elaboración de tortillas y se utilizan de 3 a 10 m³ de agua por tonelada de maíz para lavar y enjuagar el nixtamal produciendo de 36 a 120 millones de m³ de agua residual (nejayote) por año debido al proceso de nixtamalización. Esto indica que el nejayote representa un contaminante ambiental de alto volumen. Los niveles de producción de nejayote son diferentes entre la industria que produce la harina de maíz y los establecimientos, "tortillerías", que producen determinadas cantidades de nixtamal diariamente, para abastecer a la población de las diferentes localidades. Los volúmenes de nejayote que producen los establecimientos generalmente son dirigidos al drenaje público, arroyos o ríos, dependiendo de la ubicación del establecimiento, en consecuencia esto impacta fuertemente al medio ambiente en las diferentes regiones del país.

La problemática ambiental que genera el derrame de nejayote a los diferentes cuerpos de agua ha sido difícil de resolver debido a la elevada complejidad de producción del efluente, en puntos fijos pero dispersos. Aún con la regulación ambiental que se ha

implementado en las últimas décadas sobre el control de efluentes contaminados el problema está lejos de resolverse.

El tratamiento de aguas residuales es una prioridad a nivel mundial para reducir los niveles de contaminación. La electroquímica ambiental abarca técnicas o métodos que remueven impurezas para prevenir o minimizar la contaminación ambiental. Una de las técnicas electroquímicas más conocidas es la electrocoagulación como método de tratamiento de aguas residuales, el cual ha sido aplicado satisfactoriamente en diversos efluentes industriales.

Este trabajo es una contribución al estudio del tratamiento de nejayote por el método de electrocoagulación usando un sistema de electrodos de aluminio y hierro, bajo diferentes variables de operación. El objetivo fundamental consistió en aplicar el proceso de electrocoagulación para el tratamiento del agua residual del proceso de nixtamalización o nejayote y determinar las variables operacionales como diferencia de potencial, pH, y tiempo de tratamiento para lograr una mayor eliminación de materia orgánica natural a nivel laboratorio, utilizando un reactor electroquímico tipo batch.

CAPÍTULO I

1. ANTECEDENTES

1.1. Importancia del agua

Aproximadamente el 71% de la superficie terrestre está cubierta por agua en estado líquido, que se distribuye por cuencas saladas y dulces, formando los océanos, mares, lagos y lagunas. La vida depende del agua tanto para los organismos que viven en ambientes acuáticos como para aquellos que viven en ecosistemas aero-terrestres (Banús y Hernández, 2010).

El agua es imprescindible; no tiene sustituto. El cuerpo de un bebé tiene 83% de agua; un hombre adulto, 60%; una mujer, 45%, y una medusa, 95%. Somos agua en gran medida. El agua dio origen a la vida y la mantiene, es un factor que regula el clima del planeta, la existencia de los ecosistemas y de la humanidad. Todos los productos y benefactores humanos están en relación directa con el agua (FEA, 2006).

El total de agua presente en el planeta permanece relativamente constante en el tiempo y su disponibilidad resulta particularmente vulnerable al cambio climático. Los científicos advierten que en el próximo siglo se podría reducir el acceso al agua potable, al fundirse los glaciares y hacerse más frecuente la sequía en zonas como la mediterránea. Este hecho hará que disminuya, a su vez, el agua disponible para riego, consumo humano y producción de alimentos (Paredes, 2012). Disponer de agua en cantidad y calidad suficiente para el consumo humano es una prioridad de las demandas básicas de la población, ya que incide directamente en su salud y bienestar en general (PND, 2013-2018).

1.2. Crisis del agua en México

México ocupa el octavo lugar en la lista de países con mayor extracción de agua, después de la India, China, Estados Unidos, Pakistán, Irán, Japón e Indonesia (FAO, 2013). A nivel nacional se extraen 80.6 km³/año de agua; se destina el 76.7% a uso agrícola, el 9.20% al uso industrial y el 14.1% para el abastecimiento público (Reyes y col., 2012). Sin embargo, la distribución regional del agua disponible en México es

desigual y éste es uno de los factores que hace difícil el aprovechamiento sustentable. Alrededor de 12 millones de la población total padecen esta situación (FEA, 2006).

En cuanto al acceso a saneamiento en el mundo, se calcula que 2 mil 400 millones de habitantes no cuentan con él; en México, 24 millones carecen de alcantarillado. Se calcula que en el mundo cerca de ¡3900 niños! mueren cada día a causa de enfermedades curables transmitidas por el uso y consumo de agua no potable (FEA, 2006).

En México la contaminación del agua ha alcanzado elevados niveles que explican el deterioro de la calidad de los cuerpos de agua del país. La poca importancia que se ha dado a este problema se refleja en el mínimo marco de regulación y su amplio incumplimiento, lo que ha permitido a los agentes contaminadores del agua descargar sus desechos, bajo el supuesto de que la capacidad de asimilación de estos es infinita.

En México, la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) afirma que sólo se trata 15% de las aguas residuales y que la industria consume 6 km³ de agua y descarga anualmente 5.3 km³ de aguas residuales (Vargas y col., 2013). Las cuencas han sido fuertemente modificadas y muchas ya no aportan suficiente agua a sus ecosistemas naturales sobrevivientes (FEA, 2006). Las fuertes presiones que sufren los ecosistemas de agua dulce involucran, crecimiento demográfico, desarrollo de infraestructura (presas, canales, diques, desvíos, etc.), conversión de tierras, exceso de cosechas y explotación y descarga de contaminantes en tierra, aire y agua (UNESCO, 2003). Cuando un producto de desecho se incorpora al agua, el líquido resultante recibe el nombre de agua residual. Este tipo de aguas tiene un origen doméstico, industrial, subterráneo y meteorológico, y reciben el nombre, respectivamente, de domésticas, industriales, de infiltración y pluviales.

México no escapa a un problema de importancia mundial como es el manejo inadecuado de los recursos hídricos, lo que ha generado diversos problemas, como la salud o las enfermedades por la falta de agua potable o uso de agua contaminada, hasta la imposibilidad de garantizar el abasto a futuro por el agotamiento de los mantos, depuración natural o tratamiento adecuado).

La normatividad en el tratamiento de aguas residuales para proteger los ecosistemas, se ha implementado en México y a pesar de ser una prioridad en las políticas públicas, los resultados no muestran avances sustanciales en la materia. Dado el deterioro de los ecosistemas es imprescindible buscar métodos de tratamiento eficaces que permitan reducir los factores de riesgo de aguas contaminadas.

1.3. La producción de tortilla en México

La tortilla de maíz es un alimento básico en la dieta de los mexicanos. La producción de tortillas en México es actualmente del orden de 12 millones de toneladas (Excélsior, 2014). La tortilla en México es elaborada principalmente con masa de maíz nixtamalizado (65%), frente a un 35% de la harina de maíz. La industria de la harina de maíz a nivel nacional está concentrada en seis empresas: Grupo Industrial Maseca, que participa con 71.2% del mercado, Minsa con 23.5%, Harimasa con 1.4%, Cargill de México con 1.3%, Molinos Anáhuac con 1.1% y Productos Manuel José con 0.2 por ciento (Centeno J. 2015).

La industria de la masa y la tortilla se encuentra dispersa por todo el país con 85,924 unidades económicas a nivel nacional, las cuales incluyen molinos y/o tortillerías. El 94% de los establecimientos ocupan entre uno y cinco empleados (Centeno, 2015).

1.3.1. Proceso de nixtamalización

La forma de procesamiento del maíz para la elaboración de la tortilla incluye la nixtamalización, molienda, torteado y cocción de la masa. El proceso de nixtamalización es una etapa esencial en la producción de la tortilla ya que permite transformar el maíz en tortilla.

El proceso de nixtamalización (proceso ancestral) consiste en la cocción alcalina de maíz para producir la masa o harina para tortillas. El proceso inicia con la adición de una solución de cal viva al 1% en una porción de maíz en relación 3:1; agua: maíz. Esta mezcla se cuece de 50 a 90 minutos y se deja reposar de 14 a 18 horas. El agua residual resultante de la cocción alcalina de maíz se denomina “nejayote”, la cual se

elimina después del reposo. Generalmente, se llevan a cabo de dos a tres lavados manuales del nixtamal, con grandes cantidades de agua limpia, obteniéndose así, el grano de maíz blando conocido como nixtamal (Paredes *et al.*, 2009).

Durante el proceso de cocción y remojo, el maíz experimenta una serie de cambios químicos, debido a que los componentes de la membrana celular de los granos del maíz, entre los cuales se incluye la hemicelulosa y pectina, son altamente solubles en soluciones alcalinas, los granos de maíz se suavizan y sus pericarpios se separan. Los almidones se disuelven y gelatinizan y posteriormente estos se dispersan en el líquido de descarga. (Paredes *et al.*, 2009).

La Figura 1, ilustra el proceso de nixtamalización a través del diagrama correspondiente y se hace énfasis en el agua residual conocida como nejayote.

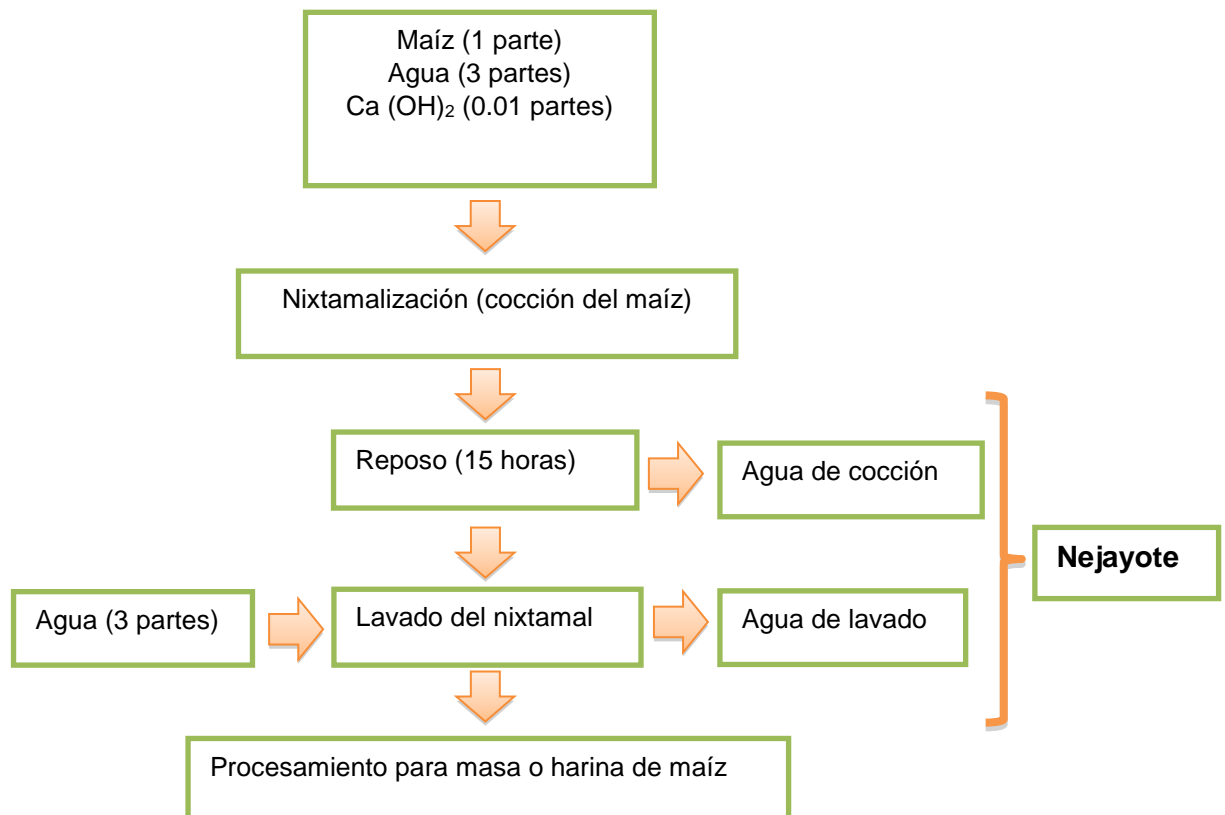


Figura 1. Diagrama del proceso de nixtamalización (Rodríguez, 1996)

1.3.2. Producción de nejayote y el problema ambiental

El término nejayote proviene del náhuatl nextli que significa “cenizas de cal” y áyoh” caldo o cosa aguada”, se utiliza en el centro del país para denominar los residuos líquidos fuertemente alcalinos (por la concentración de iones OH^- generados por la reacción de cal viva (CaO) con agua (H_2O) para formar hidróxido de calcio $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$, rico en nutrientes y con elevada carga orgánica, mediante la técnica de nixtamalización (Solís,1996).

El material contenido en el nejayote está compuesto principalmente por sólidos insolubles (residuos de pericarpio) y sólidos en solución entre los que se incluyen 64% de polisacáridos, 20 % de almidón y 1.4% de proteínas. El otro 50% está compuesto de sólidos solubles a base de proteínas, azúcares, vitaminas, dextrinas, hidróxidos de calcio (80% del hidróxido de calcio usado durante el proceso de cocción) y compuestos fenólicos antioxidantes, como el ácido *p*-cumárico y ácido ferúlico y carotenoides (Gutiérrez *et al.*, 2010).

Los parámetros fisicoquímicos del agua residual de la cocción alcalina de maíz (nejayote) reportados por Pedroza y Durán (1985), se resumen en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas del nejayote

Propiedad fisicoquímica	Valores
pH	11.5
Alcalinidad mg/L	2700
Sólidos mg/L	1940
Nitrógeno Total (Kjeldhl) mg/L	290
Fósforo Total mg/L	178
Conductividad $\mu\text{S}/\text{cm}$	1500
Demanda Química de Oxígeno mg/L	21280
Demanda Bioquímica de Oxígeno mg/L	7875
Relación DQO/DBO	2.5
Relación DQO:N:P	512:1:0.25

De acuerdo con SAGARPA en el 2011, se consumieron en México 10.6 millones de toneladas de maíz procesado durante el año (SAGARPA, 2011). El consumo de agua para procesar una tonelada de maíz es de 1.64 m³ de agua, esto indica que alrededor de 17.38 millones de m³ de agua residual provienen de la nixtamalización en ese año. Las estimaciones del agua residual del proceso de nixtamalización o nejayote son del orden de 16 a 22 millones de m³/año, considerando en la producción de masa o harina de maíz para tortillas (Asaff *et al.*, 2011).

La producción de nejayote es considerablemente alta tomando de acuerdo al volumen global. Esto representa un problema ambiental, sobretodo, tomando en cuenta que en la mayoría de los casos no se da un tratamiento adecuado o no recibe tratamiento alguno para reducir los efectos negativos al medio ambiente. Los volúmenes de nejayote producidos en cada expendio son vertidos a causes municipales, en la mayoría de los casos.

El problema del nejayote ha venido incrementándose en México, ya que actualmente se consumen 800 millones de tortillas por día, es decir, 12 millones de toneladas de tortillas por año, lo que implica la descarga al drenaje público y/o a cuerpos de agua de 36 a 120 millones de m³ por año de agua residual (nejayote) sin previo tratamiento (Figuroa J. 2015).

El agua proveniente de la industria de la tortilla tiene como principal desventaja su alto contenido de materia orgánica disuelta. Según Pedroza y Durán (1985), su demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es de 7 875 mg/L, muy alta comparada con el LMP establecido por la NOM-001-SEMARNAT-1996, para descargas en cuerpos superficiales, si tomamos en cuenta que para proteger la vida acuática, la DBO debe ser de 30 mg/L.

Las propiedades fisicoquímicas del nejayote no son aptas para la degradación biológica, antes se deben estabilizar sus condiciones alcalinas, ya que resultan inadecuadas para la proliferación de microorganismos responsables de la degradación orgánica de tipo convencional, aerobia o anaerobia. Desde hace más de treinta años se han probado sin éxito plantas compactas para el tratamiento de aguas residuales, así

como sistemas tradicionales de tratamiento biológico como lodos activados, reactores empacados aerobios y anaerobios y reactores biológicos rotatorios; este último el más eficaz para remover algunos contaminantes industriales tóxicos o recalcitrantes. Sin embargo, se requiere el empleo de microorganismos desarrollados en condiciones y medios particulares, por lo que en algunas ocasiones los microorganismos colapsan bajo las condiciones climáticas en las que deben de operar los sistemas de tratamiento o como consecuencia de los contaminantes a los que son expuestos (Reyes, *et al.*, 2012).

1.3.3. Materia orgánica natural

Materia orgánica natural (MON) es el término empleado para describir la compleja matriz de compuestos químicos orgánicos presentes en un efluente. Una gran variedad de compuestos, desde estructuras pequeñas como carbohidratos y aminoácidos, hasta complejas estructuras como la arabinosilana, el componente principal de la hemicelulosa de la pared celular del maíz, como se ilustra la Figura 2, así como ligninas, compuestos húmicos y fúlvicos (anillos aromáticos asociados a diferentes radicales), que constituyen la MON (Matilainen *et al.*, 2010). La composición elemental de la MON es de 45-60% de carbono, 4-5% de hidrógeno, 35-40% de oxígeno y menos de 1-2% de nitrógeno (MWH, 2005). Una aproximación típica para caracterizar la MON es dividir la mezcla en fracciones hidrofílica e hidrofóbica. La fracción hidrofílica contempla ácidos carboxílicos, carbohidratos y proteínas; mientras que la fracción hidrofóbica incluye las sustancias húmicas (ácidos húmicos y fúlvicos) (Hua *and* Reckhow, 2007; Kristiana *et al.*, 2010). A su vez, la MON varía de moléculas con bajo peso molecular, como aminoácidos, carbohidratos; a moléculas con alto peso molecular, como lo son las sustancias húmicas (Matilainen *et al.*, 2010).

La materia orgánica (MON) presente en el agua residual puede producir color, sabor y olor; la MON puede operar como agente acarreador de metales o de moléculas microcontaminantes, Por tanto, la remoción de MON en aguas residuales y especialmente en nejayote, es de suma importancia para reducir el nivel de contaminación. En este trabajo se estudia la remoción de MON en nejayote por medio

del proceso de electrocoagulación y se da especial atención a los conceptos y fundamentos del proceso.

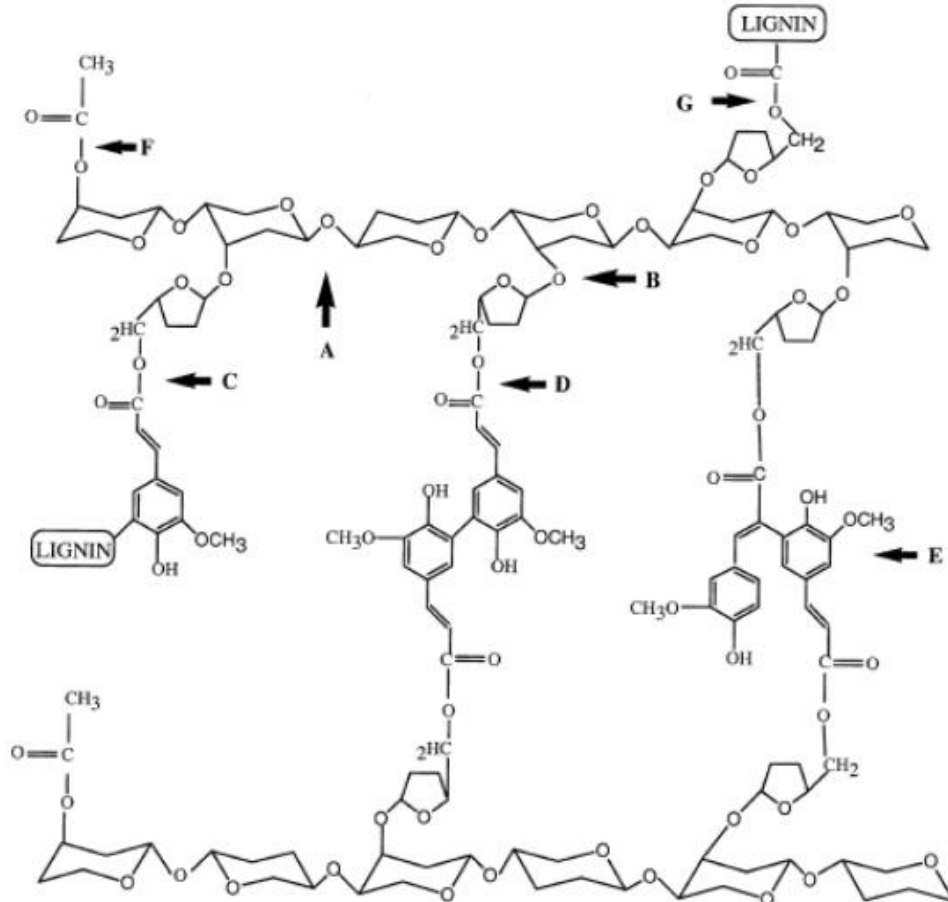


Figura 2. Estructura molecular de la arabinoxilana, el componente principal de la hemicelulosa de la pared celular del maíz. Fuente: Mathew, S. et al. *Ferulic acid: An Antioxidant Found Naturally in Plant Cell Walls and Feruloyl Esterases Involved in its Release and Their Applications.* p 61.

La complejidad de la MON en aguas residuales hace difícil cuantificar los compuestos individuales, por tal razón, se cuantifica el contenido global de materia orgánica a través de parámetros indirectos. Los parámetros más comunes para cuantificar la materia orgánica son el carbono orgánico total (COT), carbono orgánico disuelto (COD), color,

absorbancia UV a 254 nm (UV_{254}) absorbancia ultravioleta específica (SUVA) (Honh *et al.*, 2008; Matilainen *et al.*, 2010).

Es importante precisar la descripción de COT y SUVA como parámetros que cuantifican el contenido de materia orgánica natural. El Carbón Orgánico Total (COT), es la medida del contenido total de carbono de los compuestos orgánicos presentes en el agua y se mide por la cantidad de CO_2 que se genera a oxidar la materia orgánica en condiciones especiales. Se refiere tanto a compuestos orgánicos volátiles y no volátiles, naturales o sintéticos. Su medición establece contenido directo de carbono orgánico en el agua. El valor obtenido de COT se emplea como indicador no específico de calidad del agua. (Thomas *et al.*, 2007). Por otra parte, la Absorbancia Ultravioleta Específica (UV_{254nm}/COD) se define por el cociente entre la absorbancia UV_{254nm} y COD (carbono orgánico disuelto y se reconoce por las siglas: SUVA. La absorbancia UV_{254nm} indica la concentración de moléculas orgánicas con agrupaciones aromáticas. Es característica de sustancias con dobles enlaces carbono-carbono y carbono-oxígeno, por conveniencia, una longitud de onda para las determinaciones de absorbancia UV, es a 254 nm, que corresponde a la máxima absorbancia del benceno; y dado que el agua de nejayote contempla la MON, es posible hacer la medición indirecta mediante este parámetro (Roccaro *et al.*, 2008; Matilainen *et al.*, 2010). También se puede considerar la absorbancia UV a 272 nm (UV_{272}), ya que puede estar asociada a la formación de compuestos halogenados en las etapas de cloración, y es importante la remoción de este parámetro por el potencial de formación de subproductos de la desinfección. Por tanto, la absorbancia UV específica o índice SUVA (por sus siglas en inglés), es una medida de la cantidad de compuestos aromáticos presentes en una matriz de agua residual y su análisis es utilizado para establecer la calidad en el agua potable e industrias que manufacturan agua para beber (Potter *et al.*, 2005). El SUVA corresponde a la fracción dominante (hidrofóbica o hidrofílica) de la MON presente en el agua (Bekbolet *et al.*, 2005). Valores $\geq 4 \text{ Lmg}^{-1}\text{m}^{-1}$ indica altos contenidos de fracción hidrofóbica, aromáticos y moléculas con alto peso molecular de la MON; mientras que valores $\leq 2 \text{ L mg}^{-1}\text{m}^{-1}$, indica la fracción hidrofílica de MON, es decir, menor contenido de aromáticos y moléculas de bajo peso molecular (Ates *et al.*, 2009); para valores

entre 2–4 $\text{Lmg}^{-1}\text{m}^{-1}$, se considera una mezcla con fracciones proporcionales de hidrofóbica e hidrofílica (Bekbolet *et al.*, 2005).

En general, mediante la medición del COD es posible determinar la concentración de todos los compuestos orgánicos presentes en el agua, y se emplea frecuentemente como indicador del contenido de materia orgánica (MWH, 2005., Cuando, 2013). Para el caso del parámetro de SUVA,

El parámetro de carbono orgánico total es importante debido a que determina el grado de contaminación orgánica global en aguas residuales, mientras que el SUVA, establece una estimación de los contaminantes que tengan la capacidad de absorber energía UV.

1.4. El proceso de electrocoagulación como alternativa de tratamiento de agua residual de nixtamalización

El proceso de electrocoagulación involucra la generación de coagulantes *in-situ* por disolución eléctrica de electrodos de aluminio o hierro, dando lugar a los respectivos iones en el medio. Generalmente se utilizan electrodos de aluminio y hierro. El proceso de electrocoagulación se produce en una celda electroquímica constituida por los electrodos metálicos (ánodo y cátodo), inmersos en una disolución (problema) en presencia de un electrolito soporte. La oxidación ocurre en el ánodo y da lugar a la generación de los iones, mientras que la reducción ocurre en el cátodo y produce gas hidrógeno.

El proceso de electrocoagulación requiere de una fuente de energía para imponer una diferencia de potencial o corriente eléctrica entre los electrodos inmersos en el agua a tratar. La corriente eléctrica causa la disolución de los electrodos (ánodo), dando como resultado la formación de iones, aluminio o hierro, según sea la naturaleza del ánodo. Los iones de metal, bajo condiciones apropiadas de pH, pueden producir diferentes especies coagulantes e hidróxidos metálicos que desestabilizan y forman agregados de partículas suspendidas o precipitan y adsorben contaminantes disueltos o suspendidos,

las cuales pueden ser removidos fácilmente por algún método de separación de tipo secundario como la filtración o la sedimentación (Cheng, 2004; Holt et al., 2005; Mollah et al., 2001).

1.4.1. Reacciones involucradas en el proceso de electrocoagulación

Los electrodos en la celda de electrocoagulación, generalmente son de aluminio y hierro. Cuando el ánodo es de aluminio, el cátodo es de hierro y viceversa. La celda electroquímica puede estar conformada por un par de electrodos o múltiples electrodos en configuración monopolar (en serie o paralelo) o bipolar (en serie) (Arango, 2005). En los electrodos ocurren una serie de reacciones que proporcionan iones tanto positivos como negativos. El ánodo, provee los iones metálicos, y a este electrodo se le conoce como electrodo de sacrificio, ya que la placa metálica que lo conforma se disuelve, mientras la placa que forma el cátodo permanece sin disolverse.

Los iones producidos cumplen la función de desestabilizar las cargas que poseen las partículas contaminantes en el agua, cuando estas cargas se han neutralizado, las partículas en suspensión desaparecen (se destruye la emulsión), permitiendo la formación de agregados de los contaminantes e iniciando el proceso de coagulación, de forma similar al sistema tradicional de tratamiento de coagulación-floculación (Chen, 2004).

Los iones metálicos producidos en la oxidación del ánodo forman los hidróxidos correspondientes, dependiendo del medio ácido o básico, como se indica en la tabla 2.

Adicionalmente, el proceso de oxidación va acompañado por la reacción de evolución de oxígeno. En el cátodo, la reacción de reducción del agua da lugar a la formación de hidrógeno molecular que resulta un componente útil para promover la flotación, al igual que el gas O_2 que se produce en el ánodo.

Los iones metálicos que provienen del ánodo desencadenan un proceso de eliminación de los contaminantes que puede ser por dos vías: la primera, por reacción química y precipitación; y la segunda, por el proceso físico de agregación de coloides, que dependiendo de su densidad pueden flotar o precipitar (Restrepo et al., 2006).

Tabla. 2. Reacciones electroquímicas y químicas en la celda de electroquímica (Restrepo, 2006).

<p>Ánodo (Al)</p> $Al - 3 \rightarrow Al^{3+}$	
Medio ácido	$Al^{3+} + 3H_2O \rightarrow Al(OH)_3 + 3H^+$
Medio básico	$Al^{3+} + 3OH^- \rightarrow Al(OH)_3$
<p>Ánodo (Fe)</p> $Fe - 2e \rightarrow Fe^{2+}$	
Medio ácido	$4Fe^{2+} + O_2 + 2H_2O \rightarrow 4Fe^{3+} + 4OH^-$
Medio básico	$Fe^{2+} + 3OH^- \rightarrow Fe(OH)_2$
Reacción adicional en el ánodo:	$2H_2O - 4e \rightarrow O_2 + 4H^+$
<p>Reacción en el cátodo (Fe o Al):</p>	
$2H_2O + 2e \rightarrow H_2 + 2OH^-$	

Los mecanismos de remoción por electrocoagulación incluyen oxidación, reducción, coagulación, absorción, adsorción, precipitación y flotación (Parga et al. 2005). Por tanto, el proceso de electrocoagulación es afectado por diferentes factores, entre los más importantes se encuentran la naturaleza y concentración de los contaminantes, el pH del agua residual y la conductividad, entre otros. Estos factores determinan y controlan las reacciones ocurridas en el sistema y la formación del coagulante (Mollah & Yousuf, 2001, Restrepo *et al.*, 2006).

Haciendo énfasis en el uso de ánodos de aluminio y la influencia de pH en el proceso de electrocoagulación, los iones Al^{3+} en combinación con los OH^- , reaccionan para formar algunas especies monoméricas como: $[Al(H_2O)_6]^{3+}$, $Al(OH)^{3+}$, $Al(OH)^{2+}$,

$\text{Al}(\text{OH})_2^{4+}$, $\text{Al}(\text{HO})_2^+$, $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ y otras especies 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 $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$, $[\text{Al}_2(\text{H}_2\text{O})_8(\text{OH})_2]^{4+}$ o $[\text{Al}_2(\text{H}_2\text{O})_7(\text{OH})_3]^{3+}$, que por procesos de precipitación forman el $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$ (Gurses *et al.*, 2002). El $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$, es un compuesto amorfo de carácter gelatinoso, que expone una gran área superficial con propiedades absorbentes y que propicia los procesos de adsorción y atracción de las partículas contaminantes (Holt *et al.*, 2000).

La figura 3 ilustra el diagrama de predominio de las especies de aluminio en función del pH, a partir de una concentración de 5×10^{-6} M de Al^{3+} . La hidrólisis de Al^{3+} conduce a diferentes especies de hidróxidos bajo diferentes condiciones de pH. A valores de pH menores que 5.5 predominan el ion Al^{3+} , $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}(\text{HO})_2^+$, $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{32}^{7+}$. A valores de pH mayores de 5.5 y menores a 7.0 se obtiene como especie predominante el $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$, mientras que a pH mayor que 7, se forma el aluminato soluble, $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ (Vapsäläinen, 2012)

La Figura 4 muestra el diagrama de potencial (E) – pH o Diagrama de Pourbaix, el cual ilustra las condiciones de potencial - pH de estabilidad del electrodo de aluminio. Estos diagramas son construidos a partir de cálculos basados sobre la ecuación de Nernst y datos de solubilidad del metal y sus especies en equilibrio (Takeno, 2005).

El diagrama permite reconocer las zonas de potencial-pH de inmunidad, de corrosión y de pasivación del metal. La zona de inmunidad establece las condiciones de potencial – pH donde el metal es inmune al ataque de corrosión; la zona de pasivación corresponde aquellas condiciones de potencial-pH donde el metal es cubierto por una película de óxido o hidróxido metálico, que prácticamente impide todo contacto directo entre el propio metal y el medio ambiente y finalmente, la zona de corrosión, que corresponde a las condiciones de potencial – pH donde predomina la forma iónica del metal, es decir la forma soluble del metal y por tanto, susceptible a la corrosión. Este diagrama potencial - pH es de suma importancia en el proceso de electrocoagulación con ánodos de Al.

Hidrólisis de aluminio a una concentración de $5 \times 10^{-6} \text{M}$

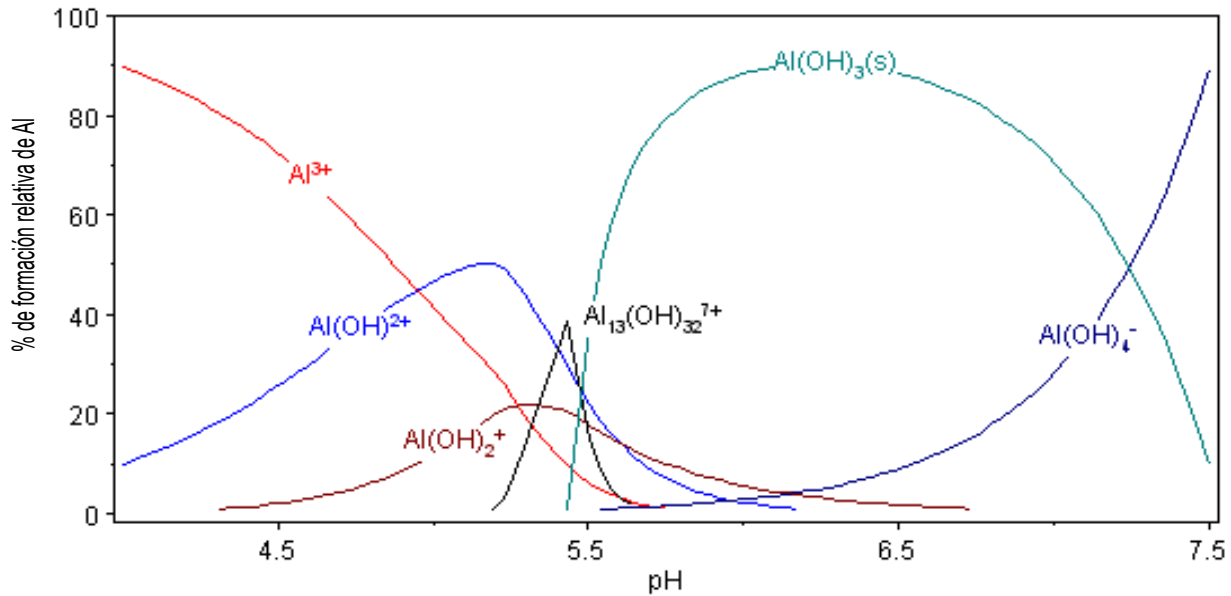


Figura 3. Concentraciones de las especies para una solución acuosa al $5 \times 10^{-6} \text{M}$ de Al^{3+} en función del pH (Duan. 2003).

Mills (2000), puntualiza que el proceso de electrocoagulación comprende tres procesos electroquímicos: a) La contribución de la diferencia de potencial eléctrico que causa las reacciones de oxidación y reducción en los electrodos, así como la migración de iones, b) la aglomeración de flocúlos del hidróxido metálico (hierro o aluminio) en la celda y c) la remoción de impurezas y/o patógenos por la formación de compuestos complejos y atracción electrostática (Mills, 2000).

La figura 5, muestra un esquema del proceso de electrocoagulación indicando las diferentes reacciones que se producen en los electrodos y en el seno de la disolución (Holt et al., 2005).

El proceso de electrocoagulación es un método simple y eficiente en el tratamiento de aguas residuales. El éxito de esta tecnología ha sido limitado, sin embargo ha retomado interés científico, económico y sobre todo ambiental en los últimos años, debido a la demanda de tecnologías alternativas para el tratamiento de agua (Attour *et al.*, 2014).

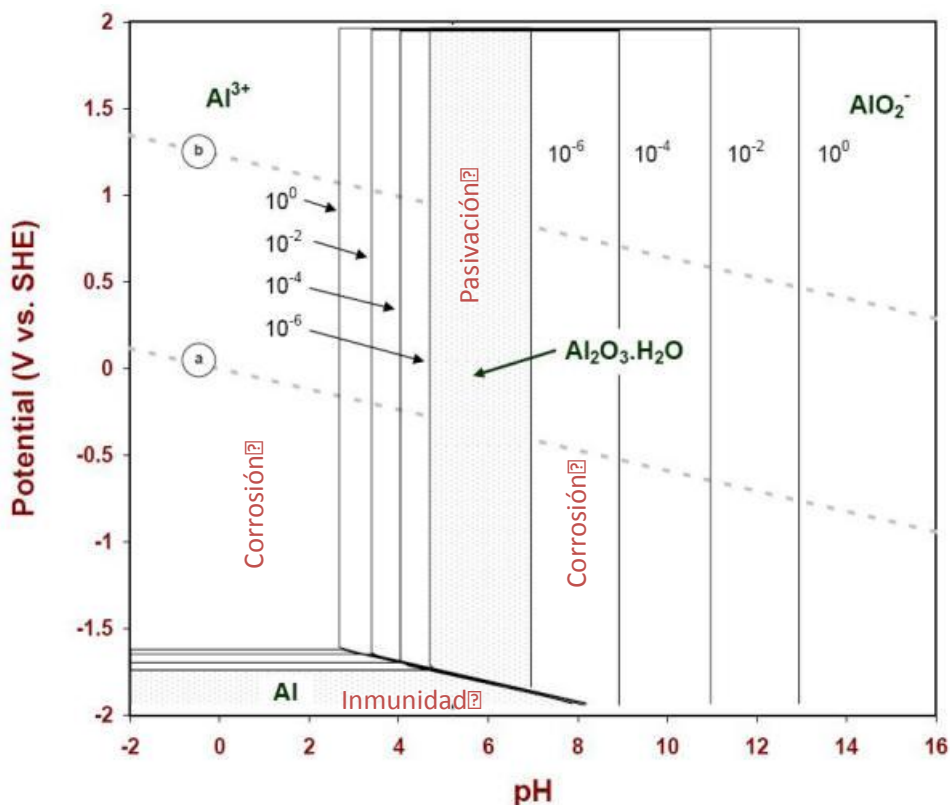


Figura 4. Diagrama de Potencial – pH de aluminio a 25 °C, 1 bar

El proceso de electrocoagulación ha llamado la atención por tener resultados positivos en la remoción de contaminantes de agua potable y en efluentes líquidos de diferentes procesos industriales como los de papelera, minera, maderera, textil, alimentaria, química, galvanoplastia, curtiembres, etc., que contienen alta concentración de materia orgánica, así como industrias de grasas y aceites. En cuanto al tratamiento de agua potable, el proceso de electrocoagulación ha resultado ser más eficiente que el proceso de coagulación química debido a que este último, presenta problemas inherentes al costo, mantenimiento y producción de lodos, por tal razón; la electrocoagulación tiende a ser más flexible obteniendo una mayor eficiencia, al usar electrodos de aluminio como ánodo y cátodo (Abuzaid *et al.*, 2002). Además tiene un efecto desinfectante debido a que destruye microorganismos con porcentajes del 99% (Restrepo, *et al.*, 2006).

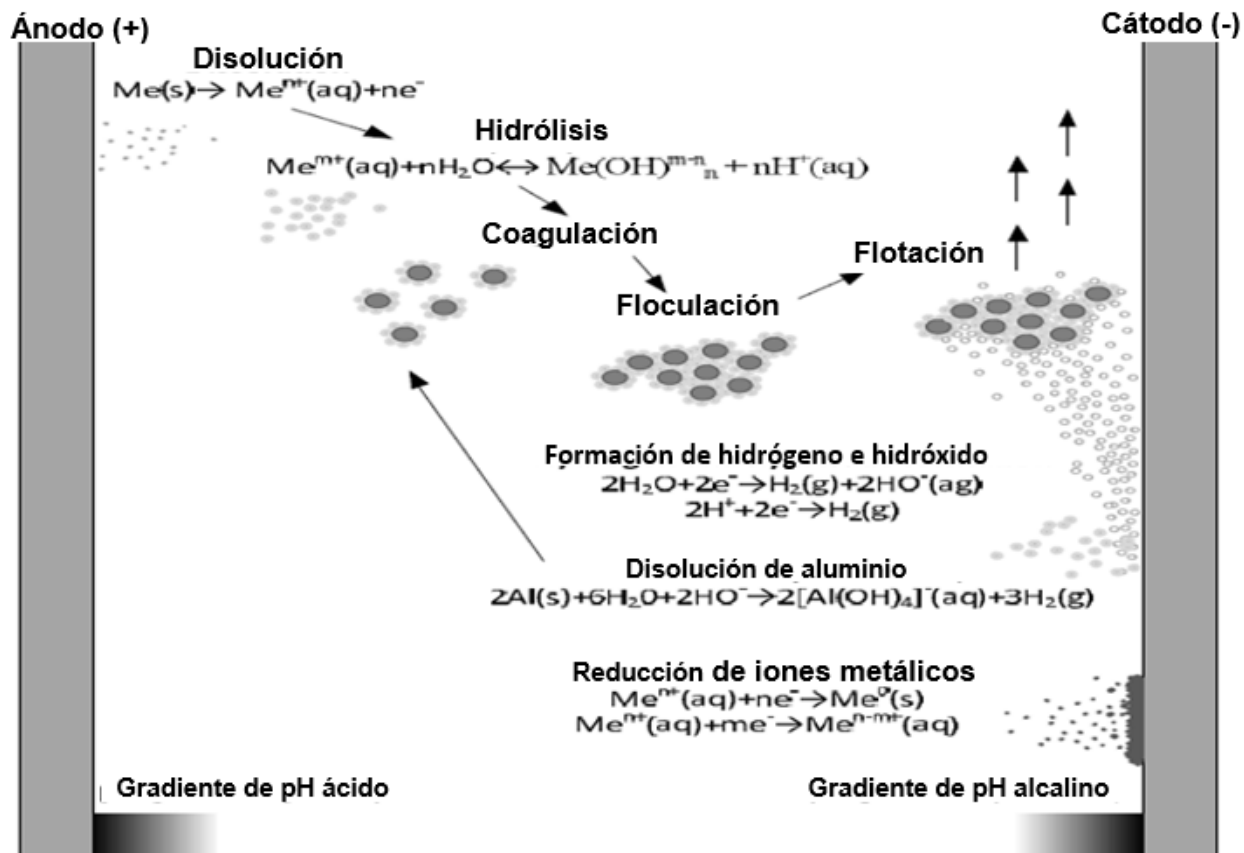


Figura 5. Representación de las reacciones características que ocurren durante el tratamiento de electrocoagulación (Vepsäläinen, 2014).

La tecnología de electrocoagulación es atractiva considerando la efectividad para remover contaminantes, su bajo costo comparado con otras tecnologías y su simplicidad de diseño y operación (Daneshvar & Djafarzadeh, 2006).

La electrocoagulación, como método de tratamiento de aguas residuales ha sido aplicada de manera satisfactoria en aguas residuales de la fabricación de pinturas (Akyol, 2012), de la industria del arroz (Mukesh and Kumar, 2013), de la industria de lácteos (Kushwaha et al. 2013), industrias de textiles (Samir et al. 2015), de la industria del pan (Devendra et al. 2014), de la pulpa de papel (Sharma, D. 2014), entre otras.

1.4.2. Parámetros del tratamiento de electrocoagulación

En el proceso de electrocoagulación, no obstante su simplicidad, es un proceso complejo en cual intervienen diversas variables, Bensadok y col. (2008) indican que la eficiencia del procesos de electrocoagulación es controlado por varios parámetros, tales como la densidad de corriente, el pH de la solución, la velocidad de flujo, los materiales de electrodo, la cantidad de materia a remover, la distancia de separación de electrodos, el tipo de conexión de electrodos, entre otros parámetros. El material de electrodo puede ser de placas de aluminio, hierro, acero inoxidable, cobre, entre otros. La eficiencia de los electrodos depende de sus potenciales estándar de reducción. Sin embargo, en términos económicos y de disponibilidad de compra, las láminas de aluminio y hierro son las más utilizadas; el pH de la solución tiene efecto sobre el material de electrodo, en las especies de hidróxidos metálicos en la solución y también sobre el potencial zeta de las partículas coloidales. La densidad de corriente es proporcional a la cantidad de reacciones electroquímicas que se llevan a cabo sobre la superficie del electrodo. El tiempo de electrólisis es proporcional a la carga eléctrica adicionada por volumen, la cual a su vez es equivalente a la cantidad de coagulante producido en el sistema de electrocoagulación. La temperatura de operación puede afectar la formación de flóculos, velocidad de reacción y la conductividad. Otros parámetros, tales como condiciones hidrodinámicas, distancias entre electrodos, voltaje, geometría del reactor, conexión de electrodos pueden tener efecto sobre el proceso de electrocoagulación y por tanto, afectar la eficiencia del tratamiento.

1.4.3. Ventajas y desventajas del proceso de electrocoagulación como técnica de la remoción de contaminantes presentes en las aguas residuales

Mollan y Yousuf (2001), puntualizan las ventajas y desventajas más relevantes del tratamiento de electrocoagulación. Las ventajas son las siguientes: Las instalaciones de tratamiento son compactas, los tiempos de residencia del agua residual para generar la electrocoagulación son menores, en comparación con los sistemas biológicos, los

costos de inversión son más bajos que los de sistemas biológicos y químicos, los sistemas de electrocoagulación tienen posibilidad de completa automatización.

El proceso de electrocoagulación puede tratar diferentes aguas residuales de diferentes procesos industriales, produce flóculos más grandes que los formados en la coagulación química y con menor cantidad de agua. La generación de lodos es más compacta y en menor cantidad, por tanto, presenta menor problemática de disposición de lodos. Por otro lado, las desventajas del proceso de electrocoagulación en el tratamiento de efluentes son: el reemplazo de los electrodos de sacrificio, los lodos generados contienen altas concentraciones de hierro y aluminio. El óxido formado en el ánodo puede formar una capa que impide el paso de la corriente eléctrica, disminuyendo de esta forma la eficiencia del proceso. El tratamiento puede ser costoso cuando el consumo o demanda de energía es alto.

1.4.4. Propiedades fisicoquímicas de los lodos residuales

Actualmente, algunos lodos generados en el tratamiento del agua residual son considerados residuos peligrosos, de acuerdo con lo establecido en la NOM-052-ECOL-1993 (SEMARNAT, 1993), sin embargo, estos lodos generados del proceso de electrocoagulación poseen características benéficas que pueden ser aprovechadas como son el contenido de nutrientes y materia orgánica. Esto permite que una vez que han sido tratados, éstos puedan ser aprovechados benéficamente como fertilizantes, mejoradores de suelo, o como cubierta de rellenos sanitarios.

En México el principal problema de los lodos es el alto contenido microbiológico que presentan (Barrios y col., 2000), a pesar de esta problemática, gran parte de los lodos generados son descargados al drenaje o son desechados sin ningún tipo de tratamiento previo en presas, terrenos o en las mismas fuentes de suministro y en el mejor de los casos han sido dispuestos en lagunas y rellenos sanitarios.

Tomando en cuenta lo anterior, se genera una doble problemática: por una parte el vertido de lodos en sitios inadecuados puede generar severos problemas de contaminación, y por otro lado se están desperdiciando las propiedades benéficas de

los lodos que pudieran ser aprovechadas en la agricultura o el mejoramiento de los suelos.

Aparentemente, la causa de esta problemática es la falta de recursos para llevar a cabo el tratamiento de los lodos, pero adicionalmente existe una falta de normatividad que permita su reutilización benéfica. Actualmente se encuentra en evaluación el proyecto de norma NOM-004-ECOL, el cual establecerá los límites máximos permisibles de contaminantes en lodos para su aprovechamiento y disposición.

1.5. Evaluación toxicológica de efluentes tratados por electrocoagulación

Las pruebas toxicológicas proporcionan la herramienta para detectar efectos tóxicos en un organismo, por lo cual, el empleo de pruebas de toxicidad se han incrementado en diferentes efluentes de agua. El efecto de los contaminantes se valora mediante pruebas controladas de laboratorio conocidas como ensayos biológicos o bioensayos, que consisten en medir la toxicidad de los contaminantes ya sea en forma individual o en mezcla, sometidos deliberadamente a algún ser vivo a distintas concentraciones. Los ensayos biológicos determinan y analizan la toxicidad de una sustancia, capacidad que es medida a través de las respuestas generadas en los organismos o sistemas vivientes, obteniendo una relación dosis-respuesta. Una sustancia o agente de cualquier origen (natural o artificial) tóxico es aquel que ocasiona un efecto adverso sobre los organismos vivos. Los ensayos biológicos son adecuados para determinar el efecto de agentes físicos y químicos sobre organismos de prueba bajo condiciones experimentales específicas y controladas. Estos efectos pueden ser tanto de inhibición como magnificación, evaluados por la reacción de los organismos, tales como muerte, crecimiento, proliferación, multiplicación, cambios morfológicos, fisiológicos o histológicos (Castillo, 2004). Los bioensayos se utilizan para determinar dos tipos de toxicidad: **Toxicidad crónica** la cual determina efectos subletales a largo plazo, se desarrollan en períodos relativamente largo de exposición que representa un lapso superior al 10% del período de vida del organismo de prueba y **Toxicidad aguda**: esta prueba determina la concentración de una muestra (compuesto específico, efluente o aguas receptoras), que producen un efecto adverso en un grupo de organismos de

prueba durante un tiempo de exposición, se desarrolla en el período corto (minutos, horas o algunos días), dentro del ciclo de vida del organismo empleado. Los invertebrados son seleccionados como organismos de los test de toxicidad porque representan un eslabón intermedio en la cadena alimenticia. La especie *Daphnia magna* es uno de los invertebrados más utilizados en los test de toxicidad. Estos organismos forman el zooplancton que se alimenta de algas y constituyen un eslabón importante entre los productores primarios. *Daphnia magna* conocida comúnmente como “pulgas de agua” pertenecen al orden cladócero, son crustáceos pequeños, que miden aproximadamente de 1 a 3 mm de longitud, son transparentes y se pueden observar con facilidad, es una especie partenogenética usada extensivamente en pruebas de toxicidad para evaluar sustancias químicas puras, aguas residuales domésticas e industriales, aguas superficiales o subterráneas, agua potable y lixiviados entre (Castillo, 2004). Tienen un ciclo de vida corto con alto número de producción de crías, posee amplia distribución geográfica, son fáciles de cultivar en el laboratorio, son muy sensibles hacia determinados compuestos, del orden de mg/L, estas características han hecho que sea un bioensayo muy utilizado en la evaluación de la toxicidad de los contaminantes en aguas. La presencia de agentes tóxicos en el medio puede afectar al sistema nervioso o digestivo de estos crustáceos, los que se manifiestan en su capacidad de movilidad. *Daphnia magna* es considerada como especie de referencia internacional en la mayoría de los protocolos de evaluación existentes como la Organización Alemana de Estandarización (DIN, por sus siglas en inglés) y la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica (U.S. EPA) por sus siglas en inglés, entre otras.

La toxicidad aguda se define empleando la concentración letal media CL_{50} que toma como punto de terminación del ensayo la mortalidad de los organismos, o la concentración efectiva media (CE_{50}) cuyo punto de terminación es la aparición de un efecto subletal (inmovilización o fatiga al nadar del microorganismo). Como el valor de CL_{50} es un valor medio, es importante obtener información estadística sobre la variabilidad de los resultados de la población de los organismos estudiados. Los valores de CL_{50} se pueden determinar en forma gráfica o analítica utilizando diferentes métodos

estadísticos. Generalmente, los valores de CL_{50} son calculados con base a la supervivencia de organismos expuestos entre 48 y 96 horas. La unidad tóxica aguda (Uta) se define como el inverso de la concentración letal media de agua residual que causa el efecto agudo al finalizar el periodo de exposición

$$UTa = \frac{100}{CL_{50}} \quad \text{Ec. (1)}$$

De acuerdo al manejo que se dé a los resultados obtenidos en un ensayo de toxicidad, los diferentes valores numéricos de la unidad tóxica aguda (Uta) pueden ser usados como base para estimar la capacidad de asimilación ambiental frente a la descarga de un efluente.

CAPÍTULO 2

2. HIPOTESIS DE TRABAJO Y OBJETIVOS DE INVESTIGACIÓN

2.1. HIPÓTESIS DE TRABAJO

- El proceso de electrocoagulación aplicado al agua de nejayote, logrará disminuir la cantidad de materia orgánica y algunos otros contaminantes presentes en el agua a tratar.

2.2. Objetivo general

- Determinar las condiciones operacionales más óptimas para remover la mayor cantidad de contaminantes presentes en el agua de nixtamalización o nejayote a través del proceso de electrocoagulación, analizando la influencia de algunas variables que permitan obtener un porcentaje elevado de remoción de contaminantes y bajos requerimientos de energía a nivel laboratorio.

2.3. Objetivos particulares

- Estimar la producción de nejayote en la región de San Martín Texmelucan, Puebla
- Obtener las muestras de nejayote conforme a la Norma NMX-AA-003-SCFI-2006 en un molino de nixtamal y caracterizar el agua de nejayote a través de diferentes parámetros fisicoquímicos.
- Determinar las condiciones óptimas del tratamiento de electrocoagulación en el proceso de depuración del agua residual
- Evaluar la eficacia del proceso de electrocoagulación a través de los parámetros: Demanda Química de Oxígeno (DQO), Carbón Orgánico Total (COT), Ultravioleta Visible (UV).
- Determinar ensayos de toxicidad aguda por *Daphnia Magna* e identificar microorganismos indicadores de contaminación. Determinar la eficiencia de corriente y consumo de energía.

CAPÍTULO 3

3. DESARROLLO EXPERIMENTAL

3.1. Localidad de origen del agua residual del proceso de nixtamalización

La localidad de procedencia del agua residual del proceso de nixtamalización o nejayote corresponde a Santa Catarina Hueyatzacoalco, junta auxiliar de San Martín Texmelucan, Puebla. El municipio de San Martín Texmelucan es uno de los 217 municipios y se localiza en la zona centro oeste del estado de Puebla, y su cabecera es la ciudad de San Martín Texmelucan de Labastida. Tiene una superficie de 82.67 km². Ocupa el 0.3% de la superficie del estado, cuenta con 45 localidades y una población de 141,112 habitantes, el municipio se divide en once juntas auxiliares: San Lucas Atoyatenco, San Francisco Tepeyecac, San Buenaventura Tecaltzingo, San Juan Tuxco, San Jerónimo Tianguismanalco, San Baltazar Temaxcalac, Santa Catarina Hueyatzacoalco, San Cristóbal Tepatlaxco, Santa María Moyotzingo, San Rafael Tlanalapan y el Moral.

Santa Catarina Hueyatzacoalco, colinda con los municipios de San Matías Tlalancaleca, Huejotzingo, San Salvador el Verde y con el Estado de Tlaxcala (Figura 6.). Las principales actividades económicas son: agricultura, actividad ganadera y de corral, pequeña industria doméstica y comercio. El número de habitantes aproximado en Santa Catarina Hueyatzacoalco es de 2,126 en 2013 (<https://hueyatzacoalco.wordpress.com/>).



Figura 6. Mapa de ubicación de la Junta Auxiliar de Santa Catarina Hueyatzacoalco perteneciente al municipio de San Martín Texmelucan Puebla.

3.2. Muestreo de agua residual de nejayote

El muestreo de nejayote se realizó de acuerdo a la Norma NMX-AA-003-1980 en una unidad de producción de tortillas de la localidad de Santa Catarina Hueyatzacoalco. Se utilizaron recipientes de plástico de 20 L y se etiquetaron con una leyenda del lugar y fecha donde fueron recolectadas. El nejayote recolectado se filtró con papel filtro marca Ahlstrom No.5 y se conservó en refrigeración a 4°C en el laboratorio de Química

Ambiental. La Figura 7.a. muestra el lugar donde fue recolectado el nejayote crudo y la Figura 7.b. muestra el nejayote crudo y la fase líquida del nejayote filtrado.

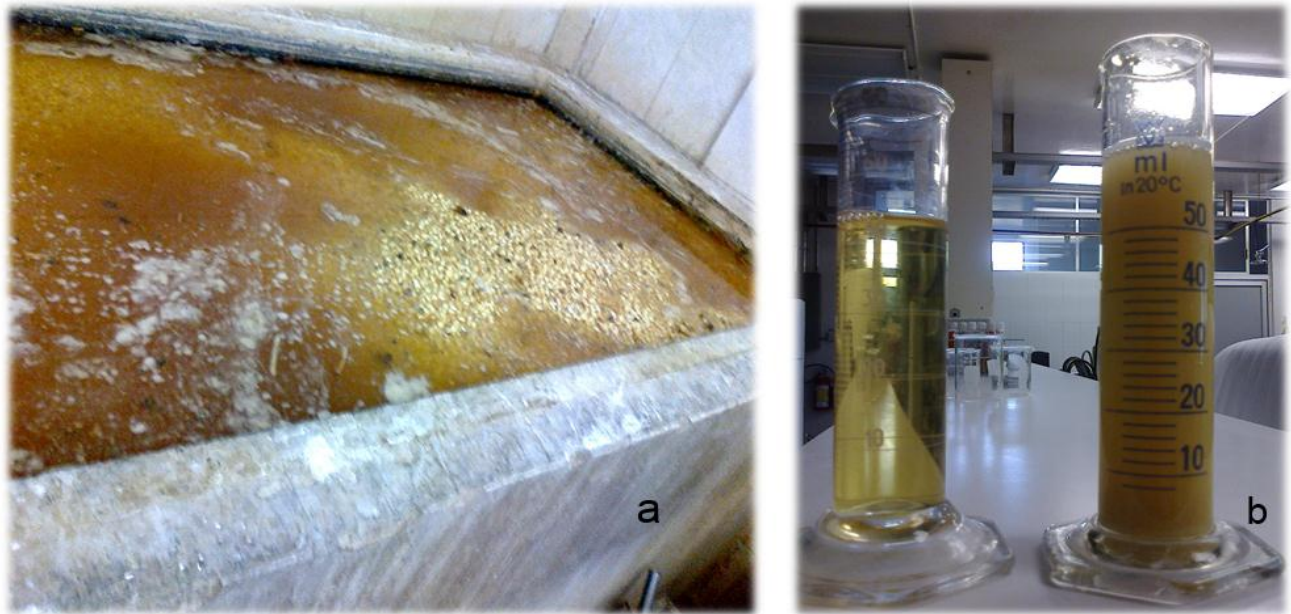


Figura 7. (a) Efluente del proceso de nixtamalización (nejayote) y (b) nejayote crudo y filtrado.

3.3. Caracterización del agua del proceso de la nixtamalización cruda y tratada

Las muestras de nejayote crudo, filtrado y después de aplicar el tratamiento de electrocoagulación, fueron caracterizados con los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica, sólidos disueltos, oxígeno disuelto, color, turbidez, concentración de calcio, aluminio, demanda química de oxígeno, carbono orgánico total.

3.3.1. Parámetros fisicoquímicos y equipo de medición.

3.3.1.1. pH, conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales (SDT)

La determinación del pH y la conductividad eléctrica del nejayote se realizó en el potenciómetro Conductronic, modelo PC 45. El potenciómetro fue calibrado de acuerdo al manual de fabricante antes de realizar las mediciones respectivas. Los SDT se midieron empleando un potenciómetro marca OAKTON.

3.3.1.2. Determinación de oxígeno disuelto (OD)

El oxígeno disuelto se determinó con el medidor de OD marca HANNA, modelo HI 9146. El equipo se calibró antes de realizar las mediciones respectivas de acuerdo con las indicaciones del fabricante.

3.3.1.3. Color y turbidez

El método fotométrico se empleó para determinar el color y turbidez. El método fotométrico se basa en la medición de la energía radiante que absorbe, refleja o emite una sustancia presente en un fluido. El principio básico del método se basa en la relación entre la absorción de energía radiante y la concentración de la especie, la relación lineal entre ambos parámetros la establece la ley de Lambert-Beer (Wilson, 2005). El color y la turbidez se determinaron en muestras de nejayote filtrado en dilución 1:3 y nejayote sin filtrar diluido 1:8, una vez preparadas las muestras se realizó su medición en el fotómetro marca Merck modelo SQ 118, empleando el método 113 para turbidez y 139 para color.

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

La Demanda Química de Oxígeno (DQO), se midió en el fotómetro marca Merck, modelo SQ 118. Para la determinación de la DQO se utilizaron tubos de ensayo que contienen una concentración específica de los reactivos necesarios para oxidar la materia orgánica presente en la muestra marca Merck Germany, en un intervalo de 500 a 10,000 mg/L de DQO. La técnica consistió en agregar 2 mL de nejayote filtrado en dilución 1:15 y nejayote sin filtrar en dilución 1:25 a los tubos de ensayo. Posteriormente, el proceso de digestión de las muestras se realizó en un Thermoreactor TR 300, marca Merck, durante 120 minutos a 148 °C. Las muestras se dejaron enfriar y se realizó su medición en un fotómetro marca Merck, modelo SQ 118.

3.3.1.5. Determinación de carbono orgánico total (COT)

El Carbono Orgánico Total (COT) del nejayote es una medida más rápida, cuidadosa y directa del contenido orgánico ya que no depende del estado de oxidación inicial de la materia, ni mide otros enlaces orgánicos, como nitrógeno e hidrógeno o inorgánicos que pueden contribuir en la demanda química de oxígeno. Esta determinación se realizó utilizando un analizador de carbono orgánico total TOC-L, marca SHIMADZU. El

método se basa en una oxidación catalítica de materia orgánica a 680 °C. Como producto de la combustión se genera agua que se vaporiza y se elimina mediante una posterior condensación. Otro producto de la combustión es el carbono (orgánico e inorgánico) que se oxida a CO₂. Este dióxido de carbono se transporta empleando una corriente de aire y se mide mediante un detector de infrarrojo no dispersivo (NDIR). De esta forma se calcula el carbono total (TC). El Carbono Inorgánico (IC), contempla básicamente dióxido de carbono disuelto, carbonatos y bicarbonatos, se obtiene mediante la acidificación de la muestra, proceso en el que se forma CO₂ y el cual es analizado por el NDIR. El TOC se puede establecer por diferencia de los anteriores (TC-IC). Antes de realizar las mediciones de COT, se prepararon dos curvas de calibración que requiere el software del equipo, una para carbono orgánico y la otra para la determinación de carbono inorgánico. En este caso se emplearon curvas de calibración de 150 ppm. Para la curva de carbono orgánico se utilizó biftalato de potasio (KHP) y para la curva de carbono inorgánico se utilizó carbonato de sodio (Na₂CO₃) y bicarbonato de sodio (NaHCO₃). Posteriormente se procedió a la lectura de las curvas de calibración y por último se realizó la medición de las muestras de nejayote filtrado, empleando una dilución 1:25.

3.3.1.6. Determinación de polifenoles

La cuantificación de los polifenoles totales presentes en el agua residual de nejayote se realizó por espectrofotometría UV-Visible, basándose en una reacción calorimétrica de óxido-reducción. El agente oxidante utilizado fue el reactivo de Folín-Ciocalteu. El reactivo de Folín-Ciocalteu es una mezcla de complejos poliméricos formados a partir de los ácidos fosfomolibdico (H₃PMo₁₂O₄₀) y fosfotúngstenico (H₃HW₁₂O₄₀). Los fenoles son oxidados, reduciendo a los ácidos para formar un complejo Mo-W de color azul. La cuantificación del complejo formado a una determinada longitud de onda permite determinar el contenido de polifenoles.

Para la determinación de los polifenoles totales del nejayote se preparó una curva de calibración con ácido cafeico a partir de una solución patrón de 100 ppm realizando las siguientes diluciones: 10, 20, 30, 40 y 50 ppm, aforando a 10 mL con agua destilada. Posteriormente a cada dilución de ácido cafeico se le adicionó 1.50 mL de carbonato de

sodio anhídrido a partir de una solución patrón de 200 g/L y 0.50 mL de reactivo de Folín–Ciocalteu. Este mismo procedimiento se repitió para las muestras de nejayote filtrado (diluido 1:35, 1:45 y 1:55), nejayote sin filtrar (diluido 1:55, 1:75 y 1:95) y nejayote tratado. Inmediatamente después, todas las muestras se colocaron en la oscuridad durante 60 minutos, y enseguida se midió la absorbancia (A), encontrando la absorbancia máxima ($A_{m\acute{a}x}$) a una longitud de onda de 643 nm. La concentración de polifenoles totales en las muestras de nejayote se calculó con base en la curva de calibración que se muestra en la Figura 8.

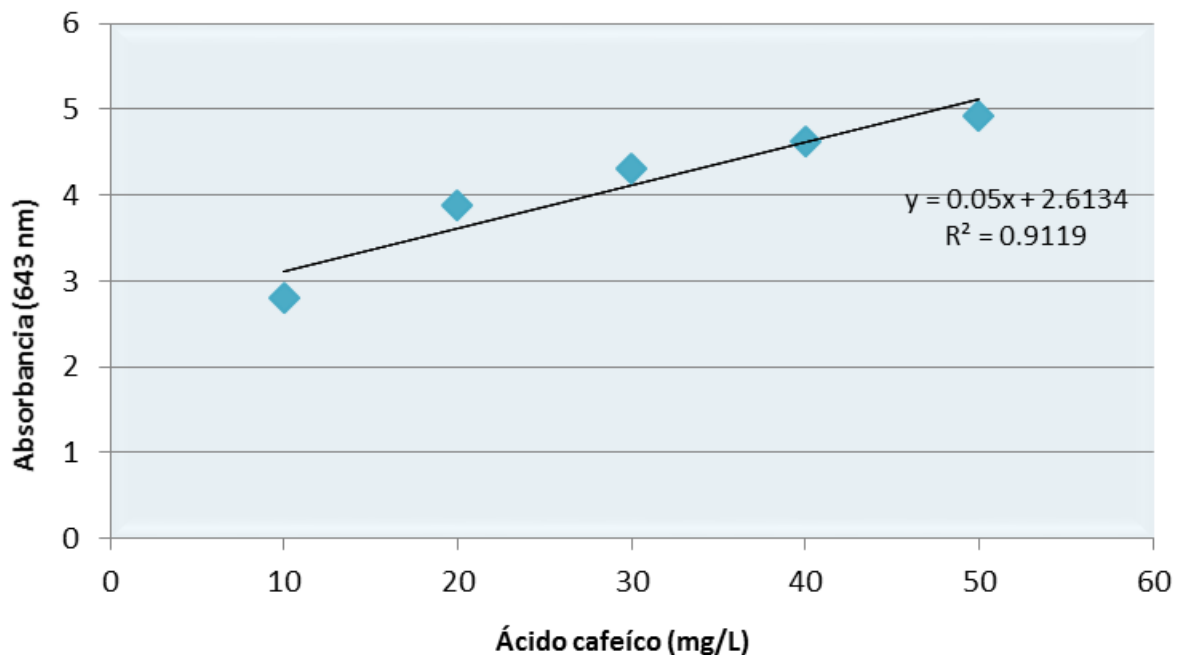


Figura 8. Curva de calibración de ácido cafeico

3.3.1.7. Obtención de espectro UV-Visible

Los espectros de absorción ultravioleta visible fueron obtenidos en la región de 200 a 800 nm. Los espectros UV-Vis del nejayote filtrado y diluido a 1:50 y el nejayote tratado por electrocoagulación fueron registrados con un espectrofotómetro Marca Perkin Elmer, modelo Lambda 20.

3.3.1.8. Reactivos químicos

Se utilizó NaOH (grado reactivo, Merck) y HCl al 37% en masa (marca Merck) para preparar soluciones acuosas al 0.5% y 1.0 %, respectivamente. Estas soluciones fueron preparadas utilizando agua desionizada. Las soluciones acuosas al 0.5% de NaOH y HCl al 1.0 %, se usaron para modificar el pH inicial de las muestras de nejayote.

El cloruro de sodio (NaCl) marca J.T.Baker se utilizó como electrólito soporte para los proceso de electrocoagulación. Para la determinación de la concentración de DQO, calcio (Ca^{++}) y aluminio (Al^{+++}) se utilizaron tubos de reacción estandarizados marca Merck con intervalos de medida en mg/L para DQO, para calcio (Ca^{++}) el intervalo de medida fue de 5-160 mg/L y para aluminio fue de 0.020 – 0-200 mg Al/L.

3.4. Tratamiento del proceso de electrocoagulación

La electrocoagulación es un proceso que implica los principios de coagulación-floculación en un reactor electrolítico y los elementos que lo constituyen son los electrodos (ánodo y cátodo), una celda electroquímica y fuente de poder de corriente continua para controlar la diferencia de potencial o voltaje (V) impuesto al sistema de electrodos.

3.4.1. Material de electrodos

En nuestros experimentos se emplearon placas de aluminio y hierro como electrodos. Las dimensiones de las placas fueron de 15 X 3 cm, ambos de calibre 16, como se muestran en la figura 9.

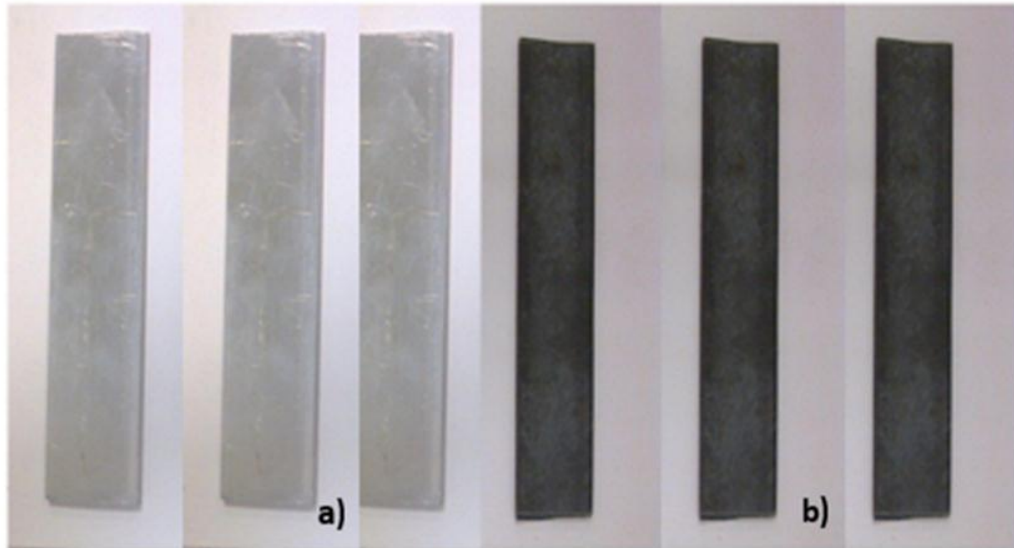


Figura 9. Electrodos de aluminio (a) y hierro (b).

La placa de aluminio actuó como ánodo y la placa de hierro como cátodo, ambos materiales fueron seleccionados por su bajo costo y fácil adquisición. Las placas fueron lijadas para obtener electrodos porosos para una mejor disolución del metal, posteriormente se sumergieron en una solución de ácido clorhídrico (HCl) al 5% durante 5 minutos, para activar la superficie del electrodo y se enjuagaron exhaustivamente con agua destilada.

3.4.2. Reactor de electrocoagulación tipo batch

Los experimentos de electrocoagulación se realizaron en una celda electrolítica de vidrio pyrex, rectangular con capacidad de 850 mL tipo batch, a escala de laboratorio. El funcionamiento de la celda electrolítica se basa en la transformación de energía eléctrica a partir de reacciones químicas, la energía eléctrica se aporta por medio de un generador de voltaje externo a través de una diferencia de potencial. Se utilizaron 6 placas metálicas como electrodos; 3 ánodos de aluminio (electrodos de sacrificio) y 3 cátodos de hierro, la distancia entre electrodos fue de 2 cm y los electrodos monoplares fueron conectados en paralelo, como se puede apreciar en la figura 10.

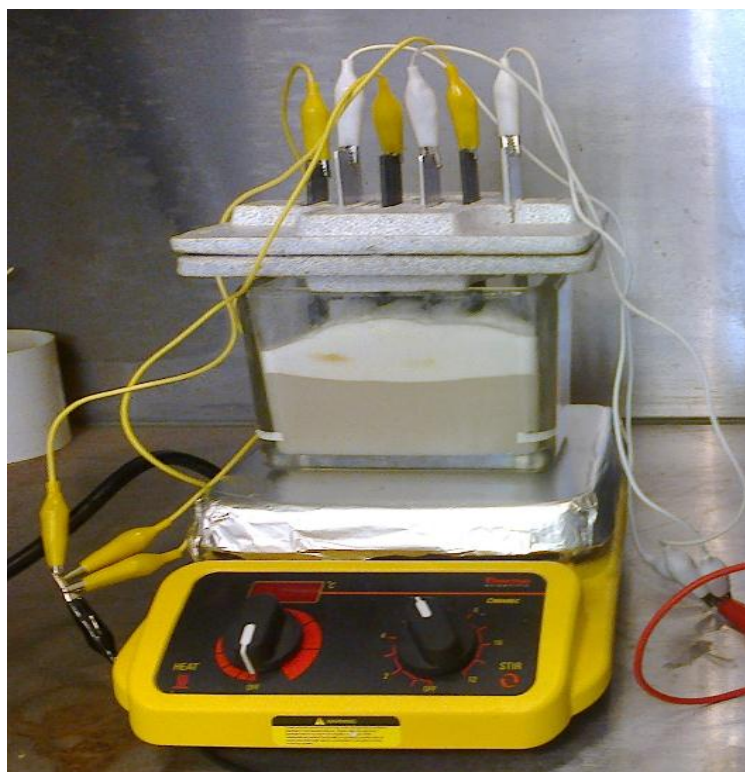


Figura 10. Conexión monopolar de electrodos de aluminio y hierro en el sistema de electrocoagulación.

3.4.3. Procedimiento de electrocoagulación de nejayote filtrado

Los experimentos de electrocoagulación del nejayote se realizaron en función de la diferencia de potencial de celda, pH y tiempo de electrólisis, con la finalidad de encontrar las condiciones óptimas del tratamiento. Todos los experimentos se realizaron con 450 mL de nejayote filtrado, utilizando un sistema de 3x3; tres cátodos de hierro y tres ánodos de aluminio, cada uno con un área de contacto de 34 cm². Como electrólito soporte se empleó cloruro de sodio (NaCl) y agitación constante durante todo el tratamiento. El sistema de electrocoagulación (Figura 11) consistió de una fuente de poder externa Power Suply FB-2040, marca Steren (1), que nos permitió suministrar la cantidad de potencial (o corriente) a la celda electroquímica. Para el monitoreo del voltaje o diferencia de potencial se conectó un multímetro analógico Mul-105 (2), una parrilla eléctrica con agitación constante C-MAG SH marca IKA (3) y la celda electrolítica (4), como se muestra en la figura 11.



Figura 11. Sistema de electrocoagulación para el tratamiento de nejayote.

3.4.4. Variables de estudio en el proceso de electrocoagulación de nejayote

3.4.4.1. Efecto de la diferencia de potencial

Los experimentos de electrocoagulación de nejayote en función del potencial de celda (6, 7, 8, 9 V) se realizaron bajo las siguientes condiciones: Volumen de muestra de 450 mL, pH 5, electrolito soporte NaCl (50 g/L), tiempo de electrólisis 60 min.

3.4.4.2. Efecto de pH

Experimentos de electrocoagulación en función del pH (4, 5, 6, 7, 8, 9, 12) se realizaron bajo las siguientes condiciones: Volumen de muestra: 450 mL, potencial de celda 7 V, electrolito soporte NaCl (50 g/L), tiempo de electrólisis 60 min.

3.4.4.3. Efecto del tiempo de electrólisis

Los experimentos de electrocoagulación de nejayote bajo la influencia del tiempo de electrólisis (60, 90, 105, 120, 150 min) se realizaron en las siguientes condiciones:

Volumen de muestra: 450 mL, electrolito soporte: NaCl (50 g/L) pH=5.0, diferencia de potencial de celda 7 V.

3.4.4.4. Evaluación del agua obtenida a partir del nejayote tratado por electrocoagulación

El agua obtenida a partir del nejayote tratado por electrocoagulación fue analizada mediante la determinación de los siguientes parámetros fisicoquímicos: DQO, COT, SUVA y la obtención de espectros UV-visible.

3.5. Pruebas de toxicidad con *Daphnia magna*

Las pruebas de toxicidad se realizaron en el Laboratorio de Biología Molecular que pertenece a la Escuela de Biología, siguiendo la norma oficial NMX-AA-087SCF-2010. El método se basa en la exposición controlada del crustáceo del orden Cladóceros, *Daphnia magna* a muestras de agua, para evaluar el efecto que produce sobre el organismo. Se seleccionaron neonatos menores de 24 horas de nacidos. Las diluciones se hicieron con agua reconstituida y es la que se empleó para el mantenimiento de los organismos de *Daphnia magna*. La composición del agua reconstituida consistió en adicionar 2.4 g de MgSO₄, 3.84 g de NaHCO₃, 0.16 g de KCl, 2.4 g de CaSO₄ · 2H₂O en 20 litros de agua destilada. Una vez preparadas cada una de las disoluciones, se midió 30 mL y se colocaron en los recipientes, se transfieren diez neonatos de 24 horas de nacidos en cada uno de los recipientes, bajo condiciones controladas de iluminación y temperatura.

La norma NMX-AA-087SCF-2010 sugiere que para la prueba exploratoria de muestras ambientales (efluentes y aguas superficiales) se recomienda utilizar un factor de dilución de 0.5, el cual permite cubrir un amplio intervalo de dilución (por ejemplo: 100, 50, 25, 12.5, 6.25%, etc.).

El estudio se realizó por triplicado y no se suministró alimento durante el mismo, a fin de garantizar la biodisponibilidad del tóxico de prueba. Transcurrido el tiempo de exposición se observó el comportamiento y cuantifico el número de organismos muertos (se consideró como evidencia de muerte la inmovilización de los individuos), para

determinar la concentración de la muestra problema que produce la muerte al 50% de la población de neonatos expuestos (concentración letal media o CL₅₀).

También se preparó un control negativo con agua reconstituida sin suplementos, y un control positivo con una solución del tóxico de referencia, preparada a partir de dicromato de potasio (Cr VI) que corresponde a la CL₅₀.

El control negativo se emplea para verificar el adecuado estado de salud de los organismos, de manera que se esperaría que al término del experimento su sobrevivencia sea mayor a 90%. El control positivo se emplea para valorar la estabilidad de la sensibilidad de los organismos. Aunque se puede utilizar diferentes compuestos tóxicos de referencia, el recomendado para pruebas de toxicidad con *Daphnia magna*, es el Cr (VI).

CAPÍTULO 4

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se presenta el conjunto de resultados del estudio de la descontaminación del líquido residual de la nixtamalización por el proceso de electrocoagulación.

4.1. Estimación de la producción de nejayote en la localidad de San Martín Texmelucan, Puebla

Para estimar la cantidad de producción de nejayote en la región de San Martín Texmelucan Puebla, se registraron los datos que se encontraron disponibles en la base de datos de la página electrónica del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), referentes a la actividad económica de los “Establecimientos dedicados a la elaboración de tortillas de maíz y molienda de nixtamal”, de los censos económicos realizados en el año de 2014.

Se tomaron en cuenta las rúbricas referentes al número de unidades económicas y el total de ventas de productos elaborados (producción de tortillas) al año. Durante el año 2014, el precio/kilogramo de tortilla fue de \$8.80 pesos (Sistema Nacional de Información e Integración de mercados, SNIIM, 2015).

El total de ventas de productos elaborados que presenta INEGI, está basado en la producción de 190 establecimientos dedicados a la elaboración de tortillas de maíz y molienda de nixtamal en el municipio de San Martín Texmelucan Puebla.

Por tanto, la producción de kilogramos de tortillas por año (2014) se obtiene a partir de la ecuación 2, que relaciona el monto global anual por venta de tortillas, dividido por el costo kilogramo de tortillas

$$\text{Producción de tortillas (kg) por año} = \frac{\text{Venta anual de tortillas (\$)}}{\text{Precio por kilogramo de tortilla } \frac{\$/\text{kg}}} \quad \text{Ec. (2)}$$

Para estimar la cantidad de nejayote producido por año, se consideró la producción de tortillas por año y la información de GRUMA c, 2015, en relación al proceso de cocción alcalina de maíz. GRUMA establece que la elaboración de un kilogramo de tortillas de manera tradicional requiere de 714 g de maíz y por cada porción de granos de maíz se requieren dos porciones de una solución al 1% de cal (Paredes et al., 2008). Se deduce entonces que por cada kg de tortillas se necesitan 14 g de cal y 1.414 L de agua. Dado que el nejayote es el agua residual del proceso de nixtamalización o proceso de cocción alcalina de maíz, entonces una aproximación de la producción de nejayote se obtiene al considerar el agua utilizada en el proceso (1.4 L/kg de tortillas). La ecuación 3 permite estimar la cantidad de nejayote producido por año, considerando la producción total anual de tortillas (Kg) por la cantidad de agua utilizada por kilogramo de tortilla.

$$\text{Nejayote producido (L)} = \text{cantidad de producto elaborado (kg)} \times 1.414 \left(\frac{\text{L. de nejayote}}{\text{kg de tortilla}} \right)$$

Ec. (3)

Es necesario mencionar que esta aproximación no considera pérdidas de líquido durante el proceso. Los valores obtenidos del cálculo de tortillas por año (2014) y del volumen producido de nejayote en el municipio de San Martín Texmelucan se muestran en la tabla 3. Estos valores se comparan con respecto al estado de Puebla y de la República Mexicana con el propósito de ilustrar la magnitud de producción de tortilla y por tanto de la producción de nejayote en el país.

Tabla 3. Estimación de la producción de nejayote en la región de San Martín Texmelucan

	País México	Estado de Puebla	Municipio de San Martín Texmelucan
Número de establecimientos*	92,219	8,809	190
Venta anual de tortillas (millones de \$)*	40,991.6	1,426.9	41,5
Producción total de tortillas (T)**	3,295,144.6	149,884.4	4,715.9
Nejayote producido (L)**	4,659,334,598.07	211,936,617.6	6,668,295.4
Nejayote producido (m ³)**	4,659,334.59	211,936.6	6,668.29

*Datos obtenidos de INEGI Censos económicos (2014)

**Datos calculados

La alta producción de tortilla en México se debe a que es el componente esencial en la alimentación de la población. De acuerdo con las estimaciones de CONEVAL, en el medio urbano el consumo anual per cápita de tortilla es de 56.7 kg y en el medio rural es 79.5 (CEDRSSA, 2014).

De acuerdo a los resultados mostrados en la tabla 3, en la región de San Martín Texmelucan se producen anualmente 6668.29 m³ de nejayote, en la mayoría de los casos este líquido es vertido directamente al drenaje sin tratamiento, por tanto, el nejayote como agua residual contamina el medio ambiente.

4.2. Caracterización del agua residual de nejayote

El nejayote utilizado en este trabajo fue colectado de un molino de nixtamal de la región de Santa Catarina Hueyatzacoalco, el cual fue analizado por medio de los siguientes parámetros fisicoquímicos: pH, color, turbidez, Demanda química de oxígeno (DQO), Oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales, máximo de absorción en Ultravioleta Visible (Abs UV-Vis), polifenoles, iones calcio y aluminio. El nejayote crudo fue filtrado para los experimentos realizados en este trabajo. Los valores obtenidos de la caracterización del nejayote crudo y filtrado se presentan en la tabla 4. El nejayote crudo es de color amarillo intenso con pH = 12.32, lo que implica un carácter alcalino. La carga orgánica es considerablemente alta y se refleja en el valor de la DQO (25080 mg de O₂/L), debido a la alta concentración de carga orgánica se omite el valor de COT. El nejayote presenta una elevada turbidez y sólidos disueltos totales, mientras que el contenido de oxígeno disuelto es bajo. La conductividad eléctrica es de 7.85 µS/cm y está asociada con la presencia de iones en solución particularmente iones calcio que provienen de la cocción alcalina del maíz. El exceso de carga orgánica en el nejayote lo torna un medio fácil para contaminar los cuerpos de agua (arroyos, ríos, lagos) o el drenaje local. Los valores correspondientes al nejayote filtrado se modifican, generalmente, esos valores disminuyen como se observa en la tabla 4.

Tabla 4. Caracterización de nejayote crudo y filtrado de la región de Santa Catarina Hueyatzacoalco.

Parámetros	Nejayote Crudo	Nejayote filtrado
pH	12.3	12.2
Color (m ⁻¹)	92.0	17.0
Turbidez (UNF)	430.0	20.0
COT (mg/L)	ND**	8283.7
DQO (mg/L)	25080	24150
OD (ppm) (20°C)	0.24	1.26
Conductividad (μS/cm)	7.85	7.31
SDT (g/L)	10.1	9.9
Abs (λ=285.2 nm)	ND**	3.26
Polifenoles (mg/L)	142.50	79.63
Ca ⁺⁺ (mg/L)	1680	1200
Al ⁺⁺⁺ (mg/L)	ND*	ND

ND*: No detectado; ND**: No Determinado

4.3. Tratamiento de electrocoagulación

El tratamiento de electrocoagulación fue aplicado al agua residual del proceso de nixtamalización (nejayote) para reducir la carga orgánica y obtener un alto nivel de depuración. El proceso de electrocoagulación fue estudiado bajo la influencia de tres variables: Potencial de celda aplicado, pH de la solución y tiempo de electrólisis. La optimización de estas variables nos permitió obtener la máxima remoción de DQO, COT y SUVA en el tratamiento de agua residual, que son parámetros indirectos para la cuantificación de materia orgánica.

4.3.1. Efecto del potencial de celda sobre la DQO, COT y SUVA

La diferencia de potencial es una variable que influye en el proceso de electrocoagulación, es directamente proporcional al costo energético y puede variar por factores como la conductividad de la solución, la distancia entre los electrodos, el material y la geometría de los mismos (Mollah, 2001; Mollah, 2004; Hotl, 2005; Zumdahl, 2000). El proceso de electrocoagulación se beneficia al aumentar el voltaje, ya que puede ser directamente proporcional con la densidad de corriente, de esta forma se aumenta la cantidad de aluminio disuelto, permitiendo así una coagulación más rápida y eficaz.

En la figura 12 se puede apreciar la variación de DQO y COT por electrólisis usando ánodos de Al y aplicado diferentes potenciales de celda (6-9 V) con tiempo de electrólisis constante (60 min). El volumen de muestra inicial fue de 450 mL, el pH inicial de 5.0, la concentración de electrolito soporte (NaCl) fue de 50 g/L. Se observa, en general, que los valores de DQO y COT disminuyen conforme se incrementa la diferencia del potencial de celda. La variación de COT es prácticamente lineal con el potencial; con 6 V el valor de COT es de 4550 mg/L y con 9 V se alcanza un valor de 2912.5 mg/L.

La DQO disminuye significativamente con una diferencia de potencial de 7 V, el valor obtenido es de 14420 mg/L, el cual representa una remoción del 40.2%. El decremento en la DQO continua a medida que se incrementa el potencial de celda y sigue una tendencia lineal hasta 9.0 V con excepción del valor en 7.0 V, en el cual la DQO (3342.5 mg/L) se aparta de la linealidad y representa un mínimo. Estos resultados indican que el proceso de electrocoagulación reduce el contenido de materia orgánica en la muestra de nejayote.

Es importante mencionar que al incrementar la diferencia de potencial el proceso de electrólisis produce calentamiento y evaporación de la fase líquida de la muestra de nejayote. Este efecto es más pronunciado en condiciones severas de electrólisis, es decir, potenciales de celda altos y tiempos de electrólisis prolongados.

En nuestros experimentos, después de 60 minutos de electrólisis a potenciales de celda mayores a 8 volts se obtuvieron volúmenes de muestra del orden de 60 mL de un volumen inicial de 450 mL.

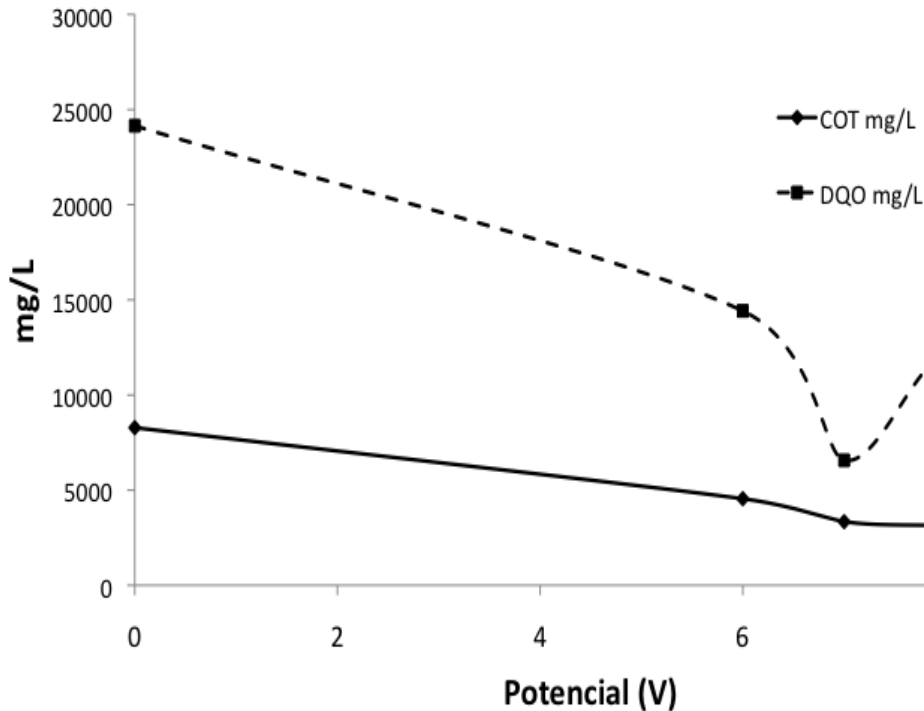


Figura 12. Efecto de la diferencia de potencial de celda sobre la remoción de COT y DQO del nejayote usando ánodos de Al. Electrolito soporte: NaCl 50 g/L, pH=5.0, tiempo de electrólisis 60 minutos.

El SUVA o Absorbancia Ultravioleta Especifica es una medida de la cantidad de luz absorbida por compuestos orgánicos, específicamente, aromáticos en muestras de agua. Es una medida indirecta de la fracción compuestos aromáticos presentes en el carbono orgánico disuelto de muestras de agua. La variación de SUVA en función del potencial aplicado se muestra en la figura 13, se observa que el valor de SUVA fluctúa alrededor de $0.7 \text{ L mg}^{-1} \text{ m}^{-1}$ para valores de 6, 8 y 9 V, sin embargo, a 7 V se obtiene un mínimo del orden de $0.41 \text{ L mg}^{-1} \text{ m}^{-1}$. Este comportamiento sugiere que el contenido de materia orgánica (aromática) es suficientemente bajo e implica que el proceso de

electrocoagulación llevo a cabo la reducción de materia orgánica asociada con compuestos aromáticos presentes en el agua residual.

En todos los experimentos se observa que los valores de la DQO son más altos que los valores de COT para los mismos valores de potencial aplicado, esta diferencia está relacionada con la materia orgánica oxidable medida a través de la DQO y el carbón orgánico total determinado por COT. Por tanto, de acuerdo con los resultados obtenidos del efecto del potencial de celda sobre la variación de la DQO, COT y SUVA, es evidente que el contenido de materia orgánica en el agua residual (nejayote) disminuye conforme incrementa el potencial de celda. El valor más bajo en DQO y SUVA se obtiene en el proceso de electrocoagulación con una diferencia de potencial de celda de 7.0 V, para este mismo potencial la magnitud de COT disminuye con mucho menor intensidad. Por tanto, el proceso de electrocoagulación del nejayote se favorece con 7.0 V durante 60 min.

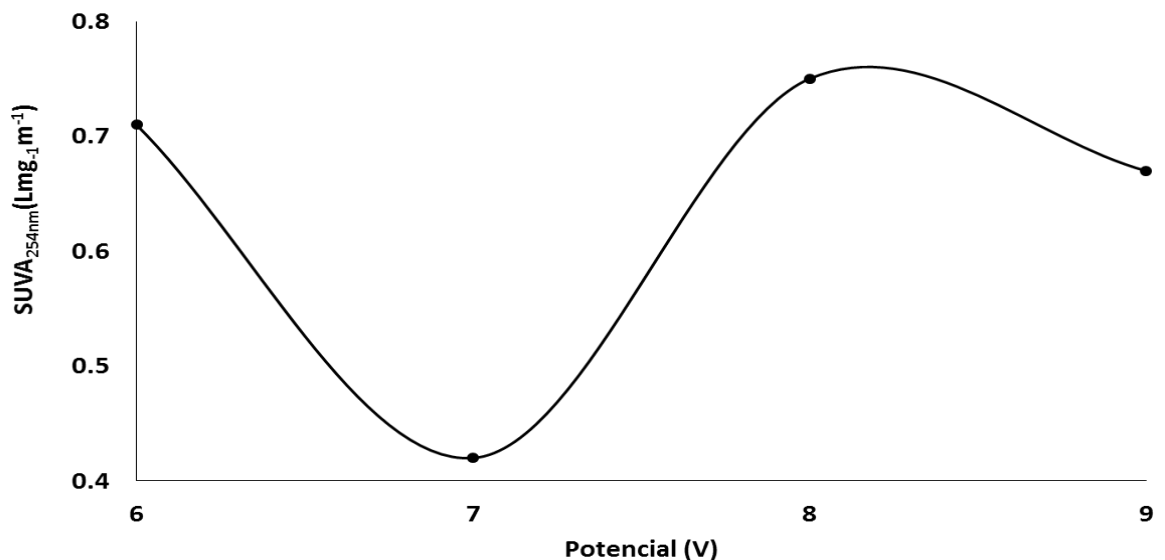


Figura 13. Variación de SUVA del agua residual de nejayote tratada por electrocoagulación con ánodos de Al a diferentes potenciales de celda (V). Electrolito soporte: NaCl 50 g/L, pH=5.0, tiempo de electrólisis 60 minutos. El valor inicial de SUVA para nejayote crudo filtrado fue de 1.2.

El espectro UV-Vis del agua residual de nejayote, sin y con tratamiento de electrocoagulación, a diferentes potenciales de celda se muestra en la figura 14. El

espectro UV-Vis fue registrado en la región de 200 a 800 nm y diluciones de 1:25. El espectro inicial (sin tratamiento) exhibe dos máximos de absorción en la región entre 275 y 318 nm, así mismo, se observa una banda de absorción por abajo de 250 hasta 200 nm. Estas bandas de absorción resultan de las transiciones electrónicas permitidas ($\pi \rightarrow \pi^*$ o $n \rightarrow \pi^*$), en esa región del espectro.

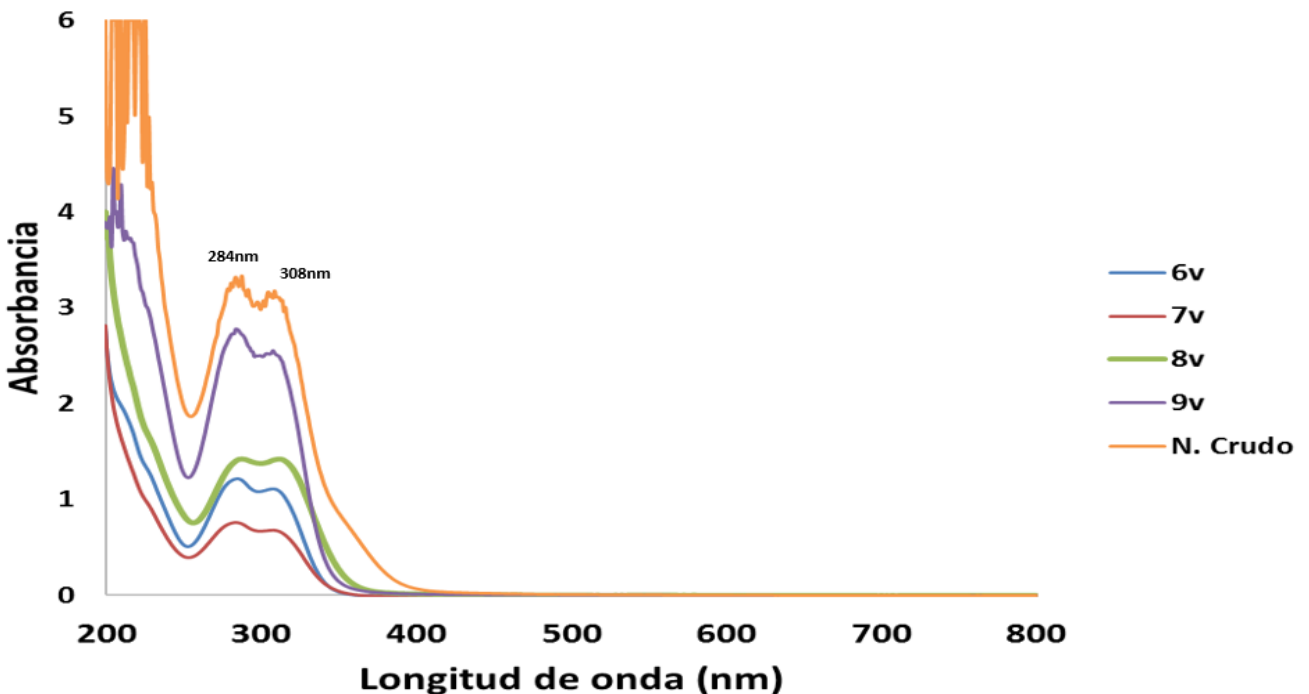


Figura 14. Espectros de absorción de nejayote crudo filtrado (dilución de 1:50) y nejayote tratado por electrocoagulación (dilución 1:25) usando ánodos de Al a diferentes potenciales de celda. Electrolito soporte: NaCl 50 g/L, pH=5.0, tiempo de electrólisis 60 minutos y dilución de 1:25.

El tratamiento de electrocoagulación con diferentes potenciales de celda provoca el decremento en las bandas de absorción sobre el espectro UV-Vis. La intensidad de las bandas disminuye significativamente con el potencial de 6 V y disminuye aún más con 7 V, posteriormente, al imponer potenciales de 8 y 9 V la intensidad de las bandas se incrementa. Por tanto, el proceso de electrocoagulación con 7 V produce menor absorción en el espectro del nejayote tratado, disminuyó de 3.2 u.a a 0.76 u. en la región de 283 nm. Esto implica que en esas condiciones se favorece la mayor remoción de materia orgánica, lo cual es consistente y evidente, con los valores de la DQO, COT

y el espectro UV-Vis, obtenido por electrocoagulación del nejayote imponiendo una diferencia de potencial de celda de 7 V.

Los resultados obtenidos en esta etapa experimental nos permitieron establecer la condición de potencial con la cual se obtiene la mejor remoción de materia orgánica del nejayote. Bajo la elección del potencial de celda de 7.0 V se analizó el efecto de pH en la remoción de materia orgánica del nejayote.

4.3.2. Efecto de pH sobre la DQO, COT y SUVA

El pH influye en el comportamiento del electrodo y por tanto en el proceso de electrocoagulación. El pH inicial de la solución es una variable importante por que determina la formación de especies iónicas durante el proceso.

La figura 15 muestra los resultados de la variación de la DQO y COT en función del pH para el nejayote tratado por electrocoagulación, aplicando una diferencia de potencial de 7.0 V durante 60 min, el volumen de muestra fue de 450 mL con una concentración de NaCl (electrolito soporte) de 50 g/L. Bajo esas condiciones experimentales se observa que la DQO y COT en función del pH exhiben una tendencia similar, sin embargo, para los mismos valores de pH los valores de la DQO son de mayor magnitud que aquellos correspondientes a COT.

En el intervalo de pH de 4 a 12 los valores de la DQO fluctúan entre 15000 y 9500 mg/L, respecto al valor inicial de 24150 mg/L. Los valores más bajos de DQO se observan a valores de $\text{pH} > 8$ y $\text{pH} < 6$, mientras que los valores más altos de la DQO se encuentran en el intervalo de pH de 6 a 8. Un comportamiento similar es observado para COT. La variación de COT en el intervalo de pH de 4 a 12 fue de 6000 a 3000 mg/L, respecto al valor inicial (8382 mg/L).

Por tanto, el proceso de electrocoagulación remueve, con mayor facilidad, la materia orgánica en condiciones de $\text{pH} < 6$ (condiciones ácidas) y $\text{pH} > 8$ (condiciones alcalinas).

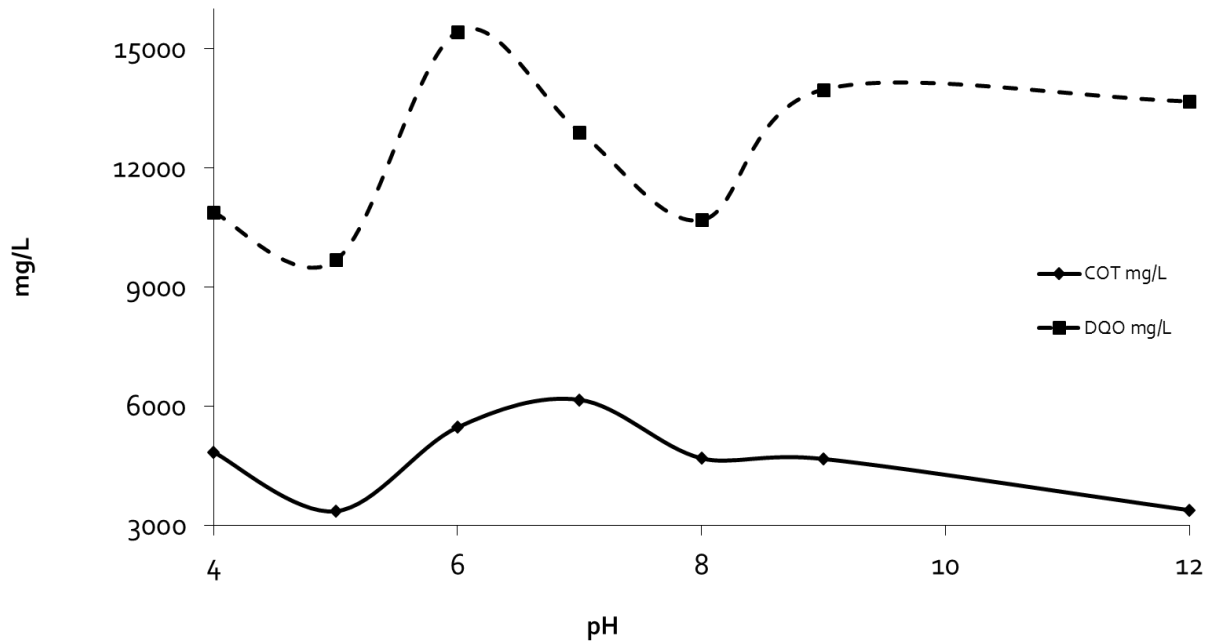


Figura 15. Variación de la DQO y COT del nejayote en función del pH. Condiciones del proceso de electrocoagulación con ánodos de Al. Electrolito soporte: NaCl 50 g/L, pH=5.0, diferencia de potencial de celda 7 V y 60 min de electrólisis.

De acuerdo con Yousuf y col. (2001), a valores bajos de pH (ácidos) la disolución electrolítica del ánodo de aluminio produce especies catiónicas monoméricas como Al^{3+} y $Al(OH)_2^+$ y dependiendo del pH estas especies son transformadas a $Al(OH)_3$ y finalmente son polimerizadas a $Al_n(OH)_{3n}$ de acuerdo a la siguientes reacciones:



El comportamiento observado en nuestros resultados sobre la remoción de la DQO y COT a partir del agua de nejayote, indica que a $pH < 6$ $pH > 8$ se promueve la mayor

remoción de materia orgánica (valores más bajos de la DQO y COT). Este comportamiento es consistente con el diagrama de Potencial-pH de aluminio, el cual muestra que alrededor de pH 7 (neutro) el aluminio sufre pasivación dentro del dominio de estabilidad termodinámica del agua.

Este resultado es consistente con los resultados de Kobya y col. (2007) quienes estudiaron el proceso de electrocoagulación en aguas residuales de la industria textil con una máxima remoción de la DQO a pH 5.

De acuerdo con Mazumdar et al., 2013, llevaron a cabo un proceso electroquímico para la eliminación de color de un efluente a partir de un biodigestor, de la industria del almidón a base de maíz. Se investigó un reactor de lecho electrolítico de 1.5 dm³, usando aluminio como un electrodo de sacrificio.

Los experimentos se llevaron a cabo variando el pH (4-10) y la densidad de corriente de 51-255 A/m² (1-5 A) y una separación de electrodos de 2.2 cm. La reducción de color fue del 97%, 98%, 67%, 68% y 44% obtenida a pH 4, 5, 7, 8, 9 y 10 respectivamente. La reducción de color también aumentó con la densidad de corriente. La mejor sedimentación de la suspensión fue obtenida a pH 9 y más pobre a pH 4.

La variación SUVA de las muestras de nejayote en función del pH se muestra en la Figura 16. Los valores de SUVA oscilan entre 0.8 y 0.28 [L mg⁻¹ m⁻¹] y presenta dos mínimos, uno en pH 5 y otro en pH 9, éstos mínimos corresponden al menor contenido de materia orgánica aromática, siendo a pH 5 el valor más bajo de SUVA (0.28 L mg⁻¹ m). Los valores de SUVA indican que el contenido de materia orgánica aromática es considerablemente bajo, de forma que el proceso de electrocoagulación favoreció la reducción del contenido de compuestos aromáticos.

Los valores más altos de los parámetros de DQO, COT y SUVA se observan entre los valores de pH de 5 a 9, lo que sugiere que las especies que participan en esas condiciones, no favorecen de forma significativa la remoción de materia orgánica. Se ha sugerido que la formación de Al(OH)₃ sobre la superficie promueve la inactividad del electrodo.

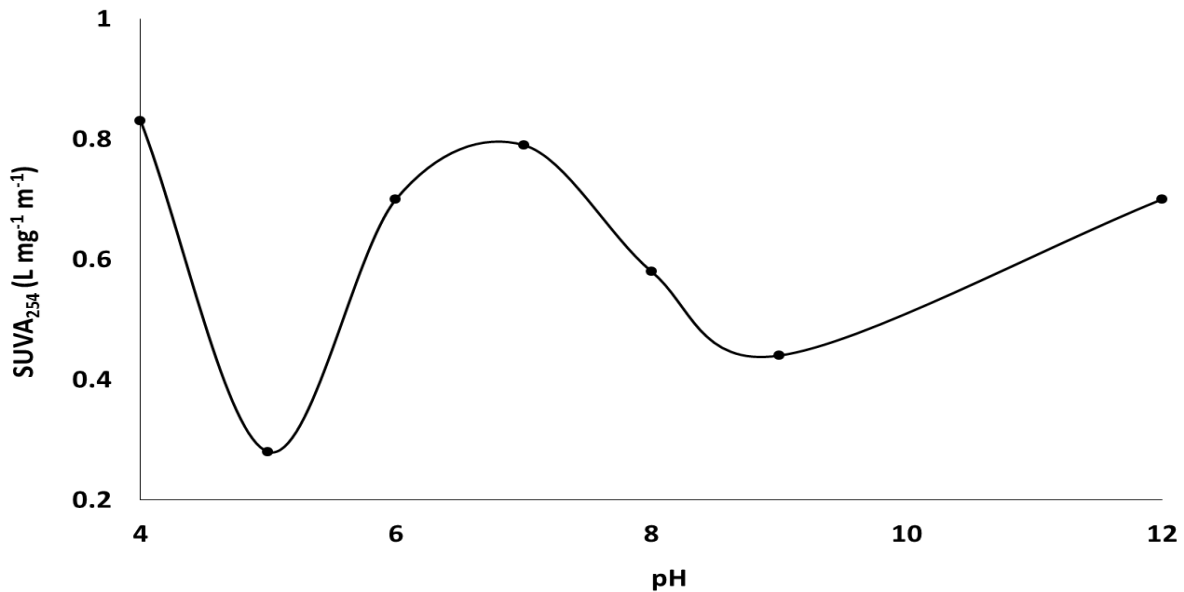


Figura 16. Variación de SUVA del nejayote en función del pH. Condiciones del proceso de electrocoagulación con ánodos de Al. Electrolito soporte: NaCl 50 g/L, pH=5.0, diferencia de potencial de celda 7 V y 60 min de electrólisis.

Los espectros UV-Vis del nejayote sometido al proceso de electrocoagulación bajo la influencia del pH se muestran en la Figura 3.6. Con respecto al espectro UV-Vis del blanco de la solución (nejayote crudo filtrado), la banda de absorción característica de nejayote, localizada alrededor de 300 nm, se modifica con el pH de la solución. Para pH 4 y 5 la banda de absorción disminuye en intensidad, este efecto es más pronunciado a pH 5, ya que la absorbancia disminuye alrededor del 80%.

Este comportamiento indica que el proceso de electrocoagulación a pH 5 resulta más eficaz para reducir el contenido de materia orgánica. A pH 6 la intensidad de la banda se incrementa y alcanza la intensidad del blanco, mientras que a valores de pH > 6, la intensidad de la banda nuevamente decrece y alcanza absorciones como la observada a pH 4.

Por lo tanto, se puede concluir que en medio ácido es más efectivo para remover materia orgánica que en medio básico.

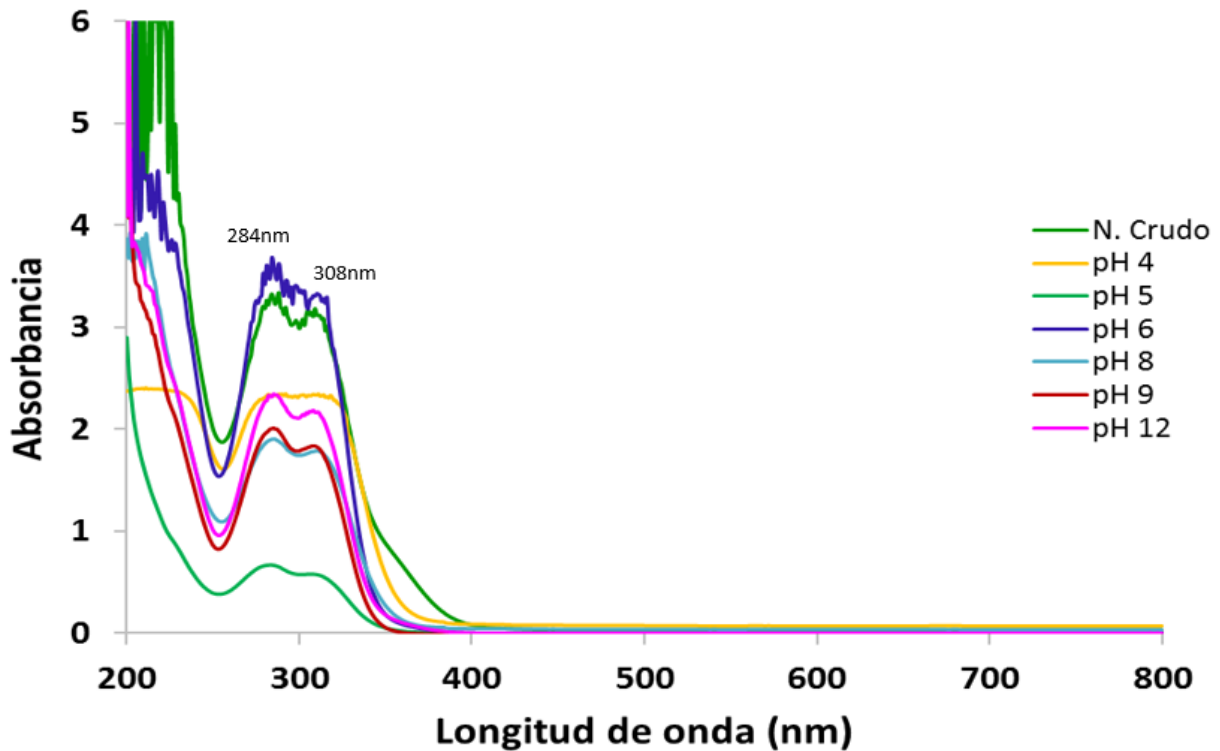


Figura 17. Espectros de absorción de nejayote crudo filtrado (dilución de 1.50) y nejayote tratado) por electrocoagulación (dilución 1:25) a diferentes valores de pH. Condiciones del proceso de electrocoagulación con ánodos de Al. Electrolito soporte: NaCl 50 g/L, pH=5.0, diferencia de potencial de celda 7 V y 60 min de electrólisis.

Se ha indicado que el cambio de pH de la solución puede modificar la carga superficial de las partículas suspendidas e influir en la remoción de compuestos orgánicos dispersos en la solución. El mecanismo electrolítico con electrodos de aluminio ha sido discutido por Chopar y col. (2012). Ellos argumentan que el proceso electrolítico involucra la generación del coagulante *in situ* por la oxidación electrolítica del electrodo de sacrificio (aluminio), por aplicación de corriente directa. Los iones generados son hidrolizados en la celda electroquímica para producir iones de hidróxidos metálicos de acuerdo con las reacciones 3.3 a 3.5. La solubilidad de complejos de hidróxidos metálicos depende del pH y fuerza iónica. De acuerdo con el diagrama de solubilidad-pH de hidróxidos de aluminio, propuesto por Bensadok y col. (2008). Los flóculos insolubles son producidos en el intervalo de pH de 6 y 7. A valores bajos de pH se atribuye el predominio de especies catiónicas monoméricas como: Al^{3+} , $Al(OH)^{2+}$ y

Al(OH)_2^+ , para valores de $\text{pH} > 8$ predomina la especie Al(OH)_4^- . Las especies poliméricas como: $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}_3(\text{OH})_{34}^{5+}$ se transforman finalmente en $\text{Al(OH)}_{3(s)}$ amorfo e insoluble a través de un mecanismo de polimerización/precipitación. El estudio de Bensadok y col. 2008, en relación al predominio de especies de aluminio (monómeros solubles) en función del pH , permite asociar las especies de aluminio que participan y conducen a la separación de materia orgánica.

4.3.3. Efecto del tiempo de electrólisis sobre la DQO, COT y SUVA

La figura 18 muestra la variación de la DQO y COT del nejayote tratado en función del tiempo de electrólisis. En estos experimentos el nejayote fue sometido al proceso de electrocoagulación usando un volumen de muestra de 450 mL con NaCl (50 g/L) como electrolito soporte con pH 5, ánodos de aluminio y una diferencia de potencial de celda de 7 V. El tiempo de electrólisis aplicado comprende el intervalo de 60 a 150 min. Se observa que la DQO y COT siguen un comportamiento similar con el tiempo de electrólisis, sin embargo, para los mismos tiempos de electrólisis los valores de la DQO son más altos que de COT. Los valores de la DQO y COT disminuyen significativamente con 60 minutos de electrólisis, el decremento en la DQO es del orden de 71.8% después de 60 min de electrólisis, sin embargo, con 90 min de electrólisis se produce un incremento en el valor de la DQO (11950 mg/L) lo que representa una remoción en DQO del 50.5%. A tiempos de electrólisis más prolongados (tiempo máximo 90 min) la DQO es prácticamente constante. En el caso de COT, el proceso de electrocoagulación con 60 minutos de tratamiento conduce a un decremento del orden del 40%, para tiempos más prolongados los valores de COT son prácticamente constantes. El comportamiento observado en DQO y COT con el tiempo de electrólisis sugiere que 60 min de electrólisis son suficientes para promover la máxima remoción de materia orgánica. Prolongar el tiempo de electrólisis después de 60 min, no incrementa significativamente la remoción de materia orgánica y conduce a un gasto excesivo de energía.

Se ha reportado que el incremento en el tiempo de electrólisis mejora la eficiencia de remoción de materia orgánica, este efecto está relacionado con la producción rápida de

productos hidrolizados (Rahmani, A.R. 2008). La remoción de materia orgánica depende directamente de la proporción de coagulante generado a partir de los electrodos. En consecuencia a mayor tiempo de electrólisis, se asume, que se produce mayor cantidad de coagulante y por tanto, mayor será la remoción de contaminantes. Sin embargo, en nuestras condiciones experimentales encontramos un límite del tiempo de electrólisis a partir del cual la remoción materia orgánica es prácticamente invariable o varía en una proporción muy baja. Este comportamiento, podría estar relacionado con otros factores que influyen en el proceso de electrocoagulación como es la formación de sólidos que se adhieren a la superficie e inhiben el proceso de electrocoagulación.

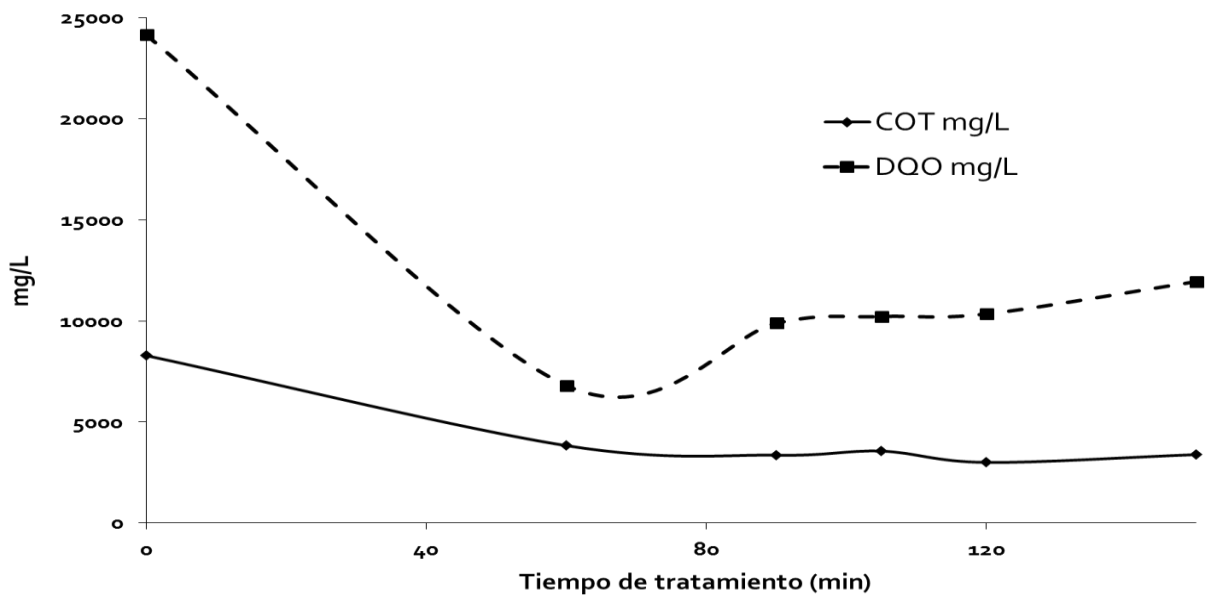


Figura 18. Variación de COT y DQO en nejayote en función del tiempo de electrólisis. Condiciones del proceso de electrocoagulación con ánodos de Al. Electrolito soporte: NaCl 50 g/L, pH=5.0, diferencia de potencial de celda 7 V.

La variación de SUVA en función del tiempo de electrólisis se muestra en la Figura 3.8. En general los valores bajos de SUVA (menores a 1.0) a diferentes tiempos de electrólisis indican que el proceso de electrocoagulación reduce el contenido de compuestos aromáticos. Se observa que la curva SUVA vs tiempo de electrólisis

muestra un máximo en 105 minutos, el cual corresponde al punto donde la remoción de aromáticos es mínimo. El punto máximo podría ser una aberración a la tendencia creciente en los valores de SUVA. Considerando la tendencia creciente de SUVA con el tiempo de electrólisis se puede afirmar que a medida que incrementa el tiempo de electrólisis el contenido de aromáticos se incrementa, es decir, resulta más difícil reducir el contenido de aromáticos presente en el nejayote.

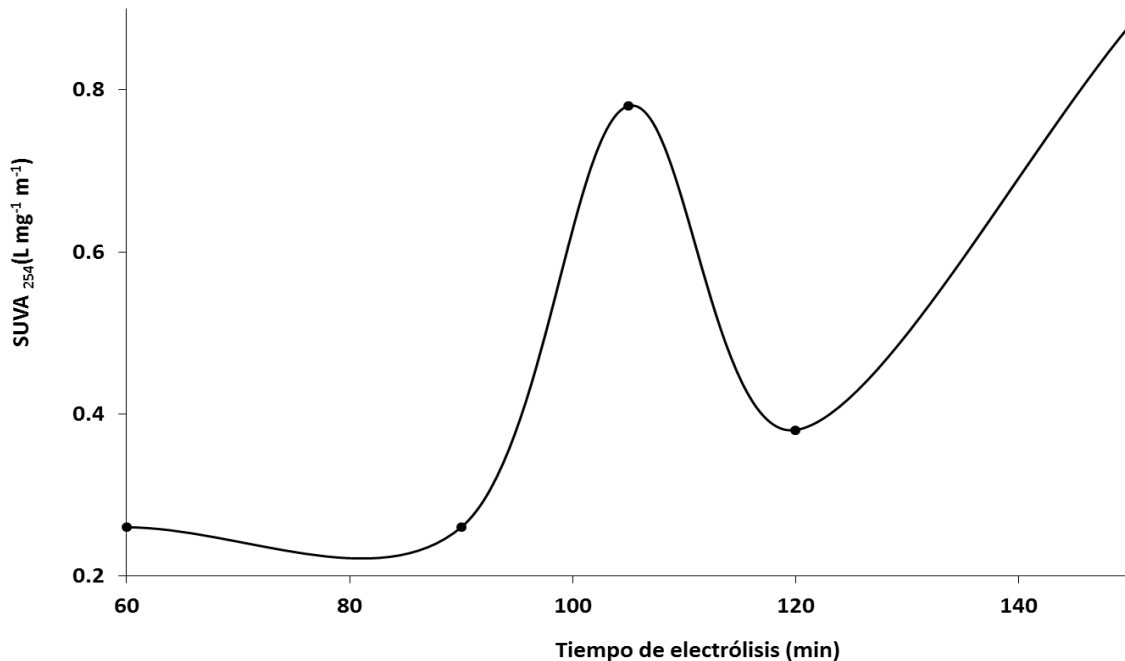


Figura 19. Variación de SUVA del nejayote en función del tiempo de electrólisis. Condiciones del proceso de electrocoagulación con ánodos de Al. Electrolito soporte: NaCl 50 g/L, pH=5.0, diferencia de potencial de celda 7 V.

La Figura 20 muestra los espectros de absorción UV-Vis del nejayote tratado por electrocoagulación a diferentes tiempos de electrólisis con una diferencia de potencial de celda de 7 V, pH 5 y 50 g/L de NaCl como electrolito soporte. Se observa que las bandas de absorción características del nejayote en la región UV, disminuyen significativamente con 60 min de electrólisis, sin embargo, para tiempos de electrólisis más prolongados la intensidad de las bandas de absorción se incrementan nuevamente y tienden alcanzar la máxima intensidad de absorción, correspondiente al espectro del nejayote crudo. El comportamiento observado indica que 60 minutos de electrólisis son

suficientes para remover materia orgánica del nejayote y que los tiempos prolongados no dan eficacia al proceso. Es evidente que el tiempo de electrólisis también influye en la eficiencia del proceso de electrocoagulación. El tiempo de tratamiento determina la velocidad de producción de iones aluminio, producidos por el desgaste que experimentan los electrodos. Por consiguiente, 60 minutos de electrólisis es el tiempo óptimo efectivo de la mayor remoción de carga orgánica en nejayote, el incremento en el tiempo de electrólisis hace difícil la remoción de materia orgánica, esto podría estar relacionado con un proceso de pasivación del electrodo de aluminio.

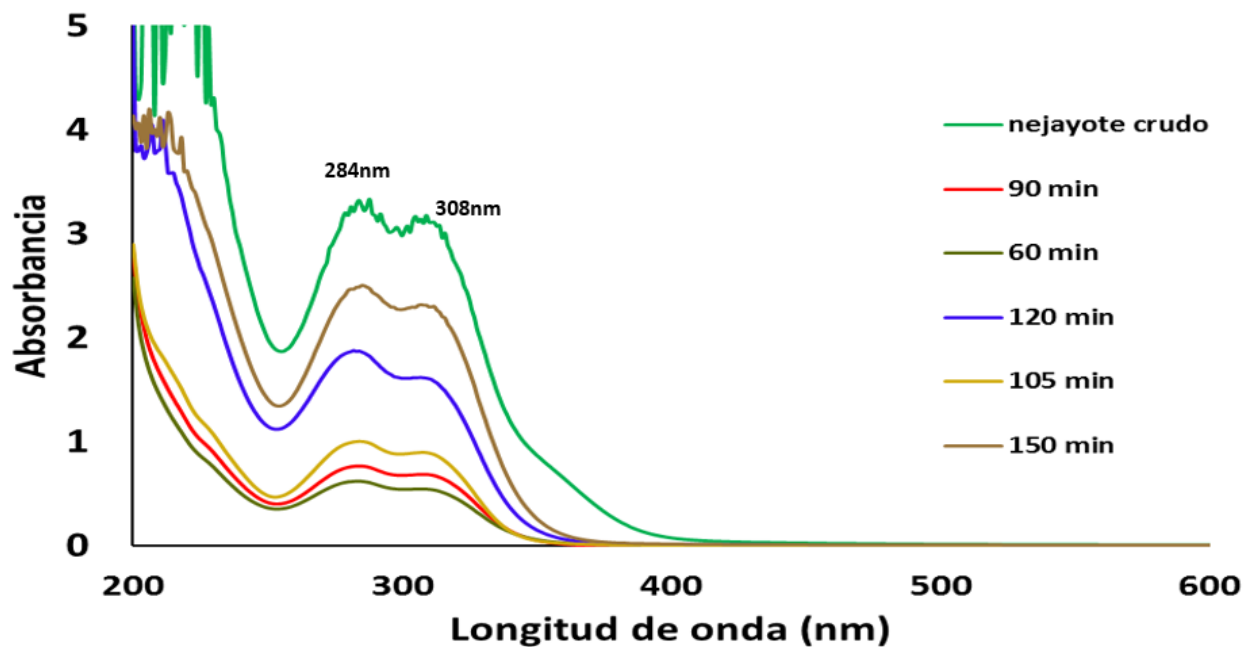


Figura 20. Espectros de absorción de nejayote crudo filtrado (dilución de 1.50) y nejayote tratado por electrocoagulación (dilución 1:25) a diferentes tiempos de electrólisis. Condiciones: Ánodos de Al, electrolito soporte: NaCl 50 g/L, pH=5.0, diferencia de potencial de celda 7 V.

En términos generales, la pasivación es la formación de una película relativamente inerte sobre la superficie de un material (frecuentemente un metal), que lo enmascara en contra de la acción de agentes externos. Esta capa o película pasivante no permite la interacción entre ellos (película - agente externo), de forma que la reacción química o electroquímica se ve reducida o completamente impedida. En nuestros experimentos de

electrólisis con tiempos prolongados se observó la formación de una capa de material en ambos electrodos, responsable de inhibir el proceso de electrocoagulación. Este efecto coincide con lo reportado por Martínez *et al* 2004 y Ríos *et al.* 2005. Se argumenta que la pasivación puede ser consecuencia de la formación de una capa de pequeño espesor de productos oxidados sobre la superficie del electrodo, o bien por la formación de capas monoatómicas de O_2 y H_2 entre ellos y sobre la superficie del cátodo. Una consecuencia del proceso de pasivación es el sobrecalentamiento de la solución debido a la resistividad del sistema de electrodos y el incremento en el costo de energía. Por tanto, el fenómeno de pasivación es una limitante en el proceso de electrocoagulación.

4.4. Comparación del agua residual de nejayote, filtrada y tratada por electrocoagulación

La tabla 5 muestra los parámetros característicos del agua de nejayote crudo, filtrado y tratado por electrocoagulación. Las condiciones más favorables de electrocoagulación corresponden a un arreglo 3X3 de Al/Fe (ánodo/cátodo), aplicando una diferencia de potencial de celda de 7 Volts durante 60 minutos en presencia de NaCl (50g/L) como electrolito soporte y agitación magnética constante.

Tabla 5. Parámetros fisicoquímicos del agua residual de nejayote crudo, filtrado y tratado por electrocoagulación.

Parámetros	Nejayote crudo	Nejayote filtrado	Nejayote Tratado por electrocoagulación
pH	12.3	12.2	5.0
Color (m ⁻¹)	92.0	17.0	2.0
Turbidez (UNF)	430.0	20.0	7.0
COT (mg/L)	ND	8283.7	3357.5
DQO (mg/L)	25080	24150	6570
OD (ppm)	0.24	1.26	7.16
Conductividad (μS/cm)	7.85	7.31	4.74
SDT (g/L)	10.1	9.9	8.6
Abs (λ=285.2 nm)	ND	3.26	0.76
Polifenoles (mg/L)	142.5	79.6	14.4
Ca ⁺⁺ (mg/L)	1680	1200	640
Al ⁺⁺⁺ (mg/L)	ND*	ND	ND
Coliformes totales (NMP)			ND

ND: No Determinado ND*: No detectado.

De acuerdo con los datos de la tabla 5, se observa que en el proceso de electrocoagulación el valor inicial del pH es igual a 5, lo cual indica un cambio importante en la concentración de iones hidroxilo, a partir de nejayote crudo y filtrado. De la misma forma se observa un cambio sustancial en color y turbidez, ya que la remoción de estos parámetros es del orden de 98 y 99.5%, respectivamente. La elevada carga de materia orgánica que contiene el nejayote es removida parcialmente por el proceso de electrocoagulación, en este caso se observa que la remoción de COT alcanza 59%, mientras que la remoción de la DQO es del orden de 73%. El proceso de filtración y el tratamiento de electrocoagulación también provoca un incremento en el contenido de oxígeno disuelto, pasando de 0.24 a 1.26 al filtrar el nejayote y de 1.26 a 7.12 después del tratamiento de electrocoagulación. El incremento en el contenido de oxígeno disuelto es favorecido en el proceso de filtrado y con mayor intensidad en el proceso de electrocoagulación. La conductividad eléctrica del nejayote crudo y filtrado, es prácticamente la misma (7.3 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y disminuye después de proceso de electrocoagulación (4.74 $\mu\text{S}/\text{cm}$), es decir disminuye en 35%. Esto implica la reducción en el contenido de iones presentes en la solución, lo cual induce un incremento en la resistencia del sistema electroquímico.

El contenido de polifenoles se reduce alrededor del 90%, el contenido de calcio disminuye en el orden del 50% y la presencia de iones aluminio no se detectó, esto sugiere que el tratamiento de electrocoagulación en las mejores condiciones favorece la depuración del nejayote.

La comparación de los espectros de absorción UV-Vis del nejayote crudo y tratado por electrocoagulación (Figura 21), muestran claramente el efecto producido por el tratamiento, el cual reduce la intensidad de las bandas de absorción y por tanto el contenido de materia orgánica responsable de las bandas de absorción entre 250 y 400 nm.

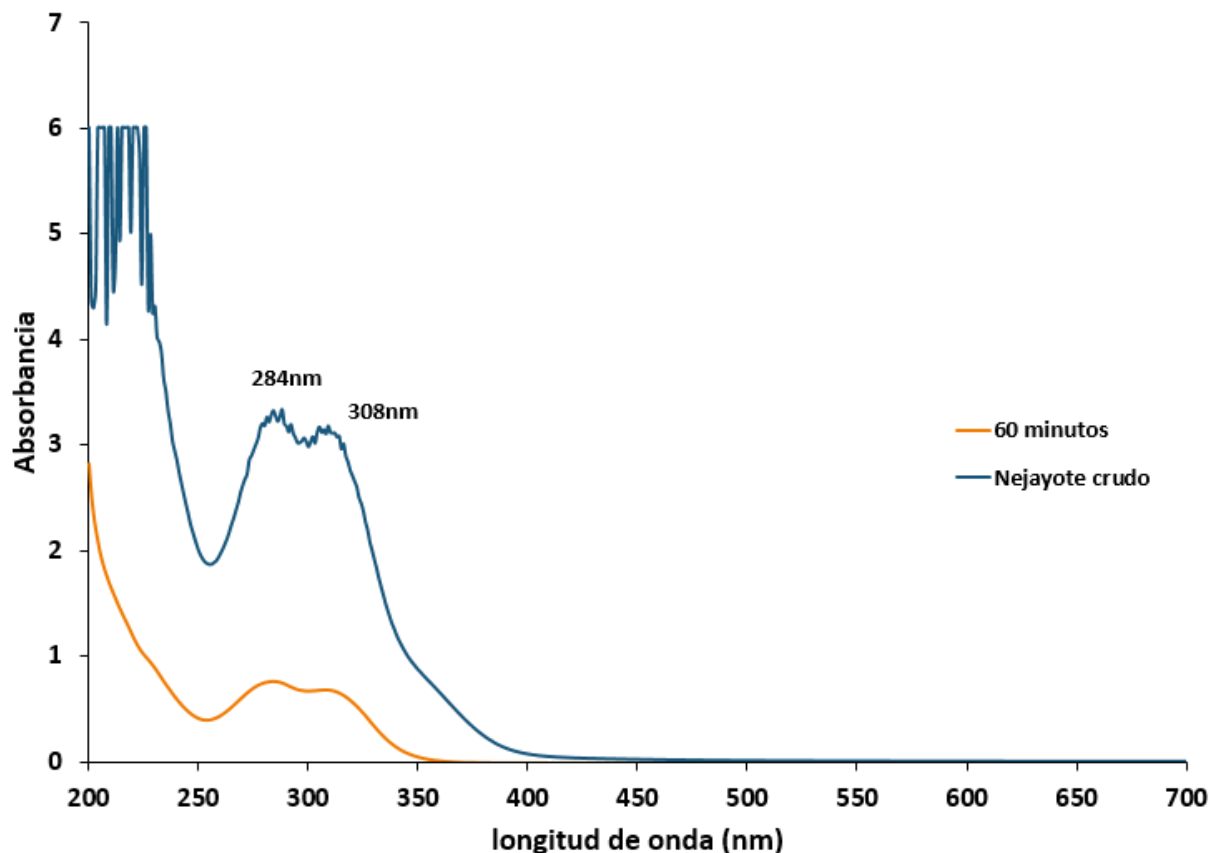


Figura 21. Espectros UV-Vis de nejayote crudo filtrado (dilución de 1.50) y nejayote tratado por electrocoagulación (dilución 1:25). Condiciones de operación: diferencia de potencial de celda de 7 Volts durante 60 minutos en presencia de NaCl (50g/L) como electrolito soporte y agitación magnética constante.

4.4.1. Determinación del consumo de energía eléctrica o consumo energético del proceso de electrocoagulación

El consumo de energía para remover un kilogramo de compuestos orgánicos (COT, DQO) durante la electrocoagulación fueron calculados de acuerdo con la ecuación 5, (Zaired and Bellakhal., 2009).

$$EE(kWh/kg\ de\ compuesto) = \frac{VIt}{60 * Vol * (C_0 - C_f)} \quad Ec. (8)$$

Dónde: V es el voltaje (Volts), I es la cantidad de corriente (A), t es el tiempo de electrólisis (min), Vol es el volumen de solución utilizado y C_o y C_f corresponde a las concentraciones de contaminantes orgánicos expresados en kg/L.

La tabla 6 muestran los valores del consumo de energía eléctrica a diferentes tiempos de electrólisis (o electrocoagulación) a partir de los valores de COT. Se observa que el porcentaje de remoción de COT (% Rem COT) se encuentra entre 53.8 y 63.8% dentro de un intervalo del tiempo de electrocoagulación de 1 a 2.5 horas. Esto implica una diferencia de 16% entre el valor mínimo y el valor máximo.

El valor mínimo se obtiene a una hora y el valor máximo a dos horas de electrocoagulación. El consumo de energía requerido para alcanzar los respectivos porcentajes de remoción de COT corresponde a 30.07 y 56.67 kW-h/kg, respectivamente. Es importante notar que incrementar la remoción de COT al 10% respecto al valor obtenido de una hora 53.8% requiere duplicar el consumo de energía, lo cual incrementa el costo de forma significativa.

Tabla 6. Consumo de energía eléctrica por kilogramo de COT removido en el tratamiento de electrocoagulación del agua de nejayote en función del tiempo de electrólisis. Potencial de celda: 7 V, pH 5.0, electrolito soporte: NaCl 50 g/L.

Tiempo (h)	% de Remoción de COT	EE (kw.h/kg)
1.0	53.8	30.07
1.5	59.5	35.34
1.75	57.1	49.59
2.0	63.8	56.67
2.5	59.1	67.13

El consumo de energía eléctrica a diferentes tiempos de electrocoagulación también fue evaluado sobre la base de los valores de DQO y los respectivos valores se muestran en la tabla 7.

Tabla 7. Consumo de energía eléctrica por kilogramo de DQO removido en el tratamiento de electrocoagulación del agua de nejayote en función del tiempo de electrólisis. Potencial de celda: 7 V, pH 5.0, electrolito soporte: NaCl 50 g/L.

Tiempo (h)	% de Remoción de DQO	EE(kw.h/kg)
1.0	71.8	7.72
1.5	59.0	12.2
1.75	57.7	16.82
2.0	57.1	19.41
2.5	50.5	27.44

Es importante notar que los porcentajes de remoción de COT y DQO son del mismo orden de magnitud (alrededor de 55%), con excepción del 63.8% de COT con 2 horas y de 71.8% de DQO con una hora de electrocoagulación. No obstante, esta similitud en el porcentaje de remoción de COT y DQO, el consumo de energía por kilogramo de DQO, es menor que el consumo de energía por kilogramo de COT.

Una comparación del consumo de energía por kg de COT y kilogramo de DQO en función del tiempo de electrocoagulación, bajo las mismas condiciones experimentales se ilustra en la figura 22. Se observa que la energía consumida por kilogramo de materia removida (COT o DQO) se incrementa al incrementar el tiempo de electrocoagulación y para los mismos tiempos el consumo de energía es de mayor magnitud para COT que para DQO. La diferencia observada en la energía consumida a partir de COT y DQO podría estar relacionada con el principio del método. Ambos parámetros COT y DQO son indirectos para evaluar el contenido de materia orgánica. COT cuantifica el contenido de carbono orgánico total (no purgable), mientras que DQO (materia oxidable, sea inorgánica u orgánica). Jiménez Cisneros (2001) señala con precisión la diferencia entre los parámetros de COT y DQO, argumenta que: el carbono en la materia orgánica se encuentra en varios estados de oxidación que reaccionan de manera diferente a la prueba DBO o de la DQO”. Por consiguiente: “la DQO y la DBO dependen del estado de oxidación de la materia orgánica, en cambio, el COT evalúa el contenido total de carbono (C) en su forma orgánica.

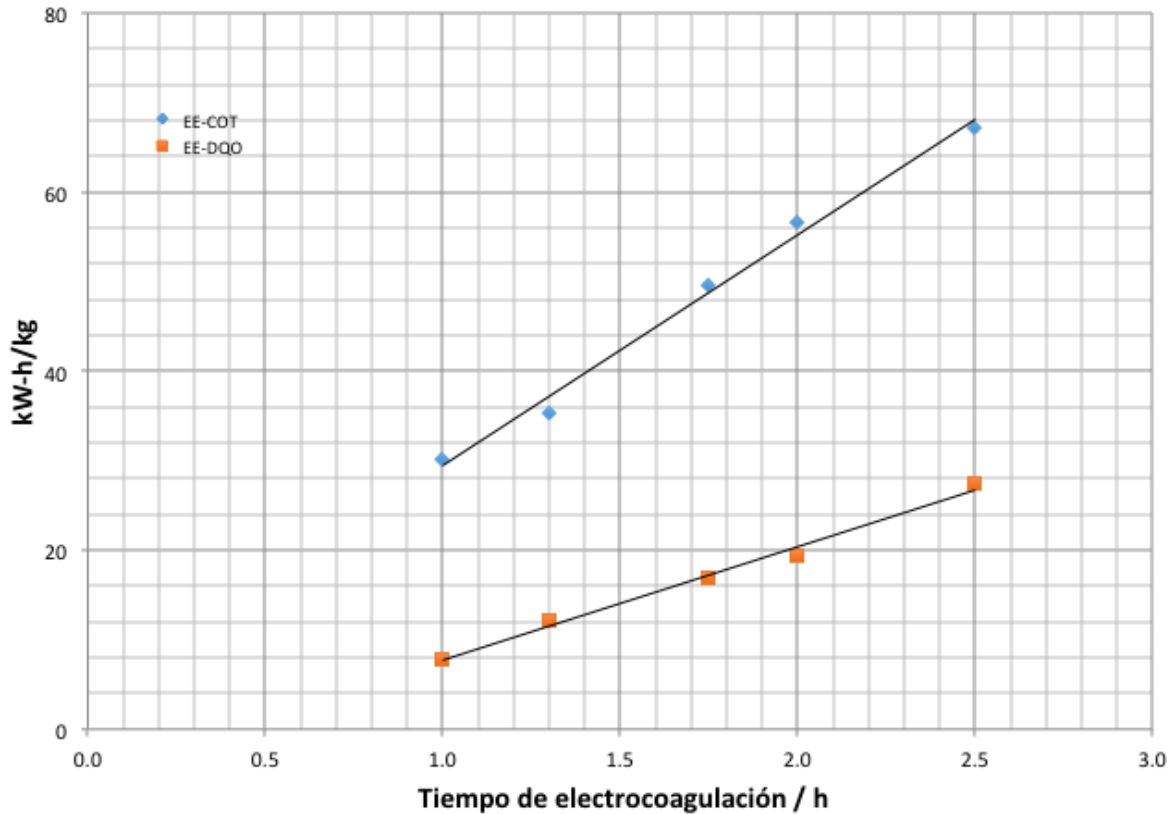


Figura 22. Consumo de energía sobre COT y DQO en función del tiempo de electrocoagulación (Potencial de celda: 7 V, pH 5.0, electrolito soporte: NaCl 50 g/L).

La medición se hace por combustión del carbono orgánico y su transformación en forma de CO_2 , el cual formado, es detectado mediante infrarrojo. Se puede medir el carbono total (CT) si se incluye el contenido original de CO_2 en la muestra, el CT incluye el carbono inorgánico (CI) y al COT en la fracción soluble”.

Jiménez Cisneros (2001) señala que estos parámetros no miden lo mismo por lo que las relaciones establecidas entre la DBO, la DQO y el COT son empíricas y validas solo para la misma matriz de análisis”.

Estos argumentos que establecen la diferencia entre los parámetros de COT y DQO podrían justificar la diferencia observada en la energía consumida por kilogramo sobre la base del COT y la DQO.

4.4.2. Producción de lodos durante el proceso de electrocoagulación

Se determinó la cantidad de lodo producido en el proceso de electrocoagulación en función del tiempo. El proceso de electrocoagulación se realizó en las siguientes condiciones: Volumen inicial de muestra: 450 mL, diferencia de potencial de celda 7 V, pH 5.0 en presencia de NaCl (50.0 g/L) como electrolito soporte. La Figura 23 muestra un gráfico de barras asociado con la cantidad de lodo seco producido a diferentes tiempos de electrocoagulación.

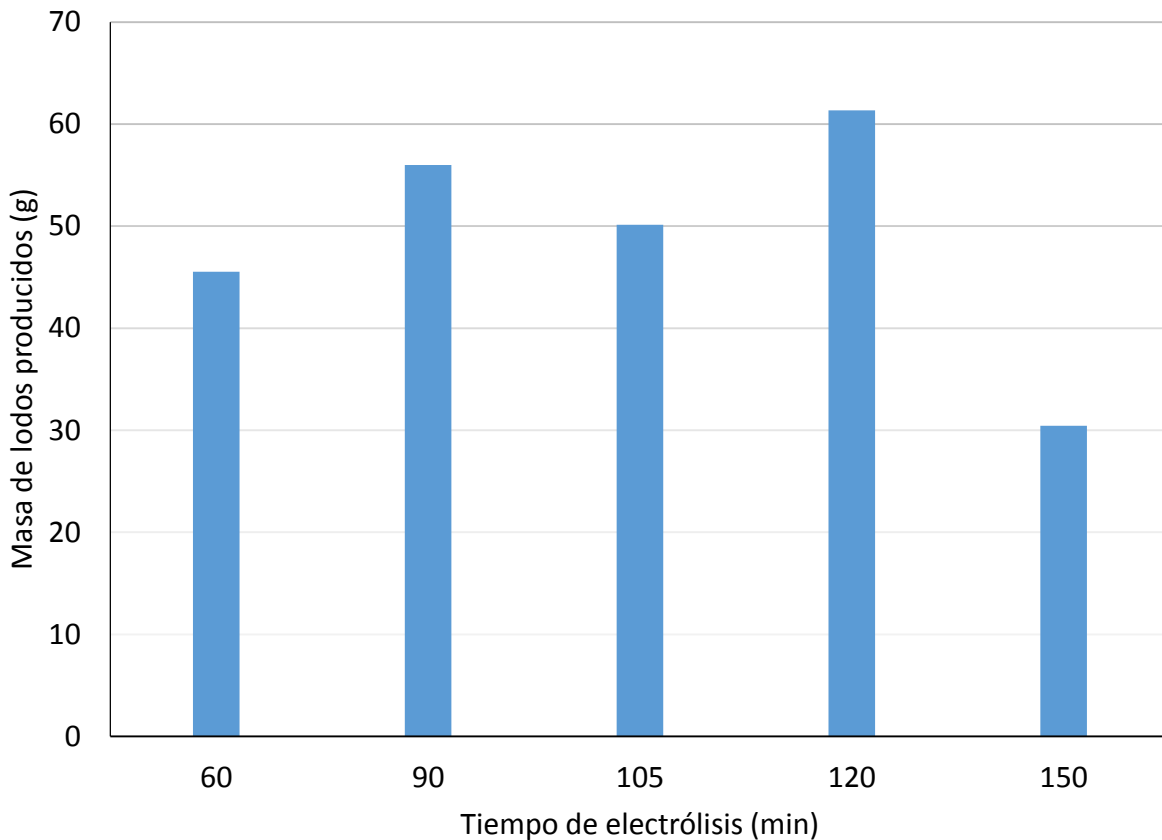


Figura 23. Masa de lodo (seco) producido en el proceso de electrocoagulación.

Se observa que la masa de lodos varía entre 41 y 62 g entre 60 y 120 minutos de electrólisis, con un valor máximo de 61.4 g aplicando 2 horas de electrólisis. Sin embargo, a 150 min se observa una caída importante en la cantidad de lodo del orden del 50% respecto del valor máximo, lo cual podría estar relacionado con la modificación superficial del electrodo.

El proceso de purificación de aguas residuales por electrocoagulación va acompañado con la generación de lodos (Chen y col., 2000). Alrededor de dos tercios de los lodos flotan en la parte superior del aparato de electrocoagulación, mientras que el tercio restante se genera después de la sedimentación. Los componentes de los lodos incluyen los sólidos en suspensión, así como flóculos de hidróxidos de aluminio.

Kobyá y col. (2007) realizaron el estudio técnico económica de la electrocoagulación del agua residual textil usando diferentes conexiones de electrodo. Ellos reportan que la cantidad de lodo se incrementa con la densidad de corriente en todos los tipos de conexiones y tipos de material de electrodos. En nuestros experimentos se observa una tendencia creciente en la cantidad de lodo hasta 120 minutos de electrólisis, la cual es consistente con los resultados de Kobyá y col. (2007), sin embargo, para tiempos más prolongados (150 min) la producción de lodo disminuye debido a la modificación de la superficie del ánodo que impide la producción de lodos (adsorción de contaminantes, pasivación del electrodo).

4.4.2.1. Caracterización del lodo producido en el proceso de electrocoagulación

El lodo producido en el proceso de electrocoagulación fue caracterizado por microscopía electrónica de barrido (SEM, por sus siglas en inglés) y análisis elemental por espectroscopia dispersiva de rayos X (EDS, por sus siglas en inglés). La Figura 24, muestra las imágenes SEM de los lodos producidos por el proceso de electrocoagulación de aluminio. En esta figura se observan las diferentes morfologías de los lodos que comprenden en mayor proporción sólidos amorfos (Fig. 25. a-c) y aparecen en menor proporción estructuras cristalinas (Fig. 25.d). De acuerdo con Jewel, (2007) los lodos parecen ser amorfos y pobremente cristalinas, las fases cristalinas pueden ser asociadas con hidróxido/oxohidróxidos de aluminio (bayerita: $\text{Al}(\text{OH})_3$, diásporo: $\text{AlO}(\text{OH})$). La Figura 26 (A) muestra la micrografía de una partícula de lodos y (B) el espectro de energía dispersiva de rayos X. El espectro EDS muestra las líneas de energía correspondientes al oxígeno, aluminio, sodio y cloro.

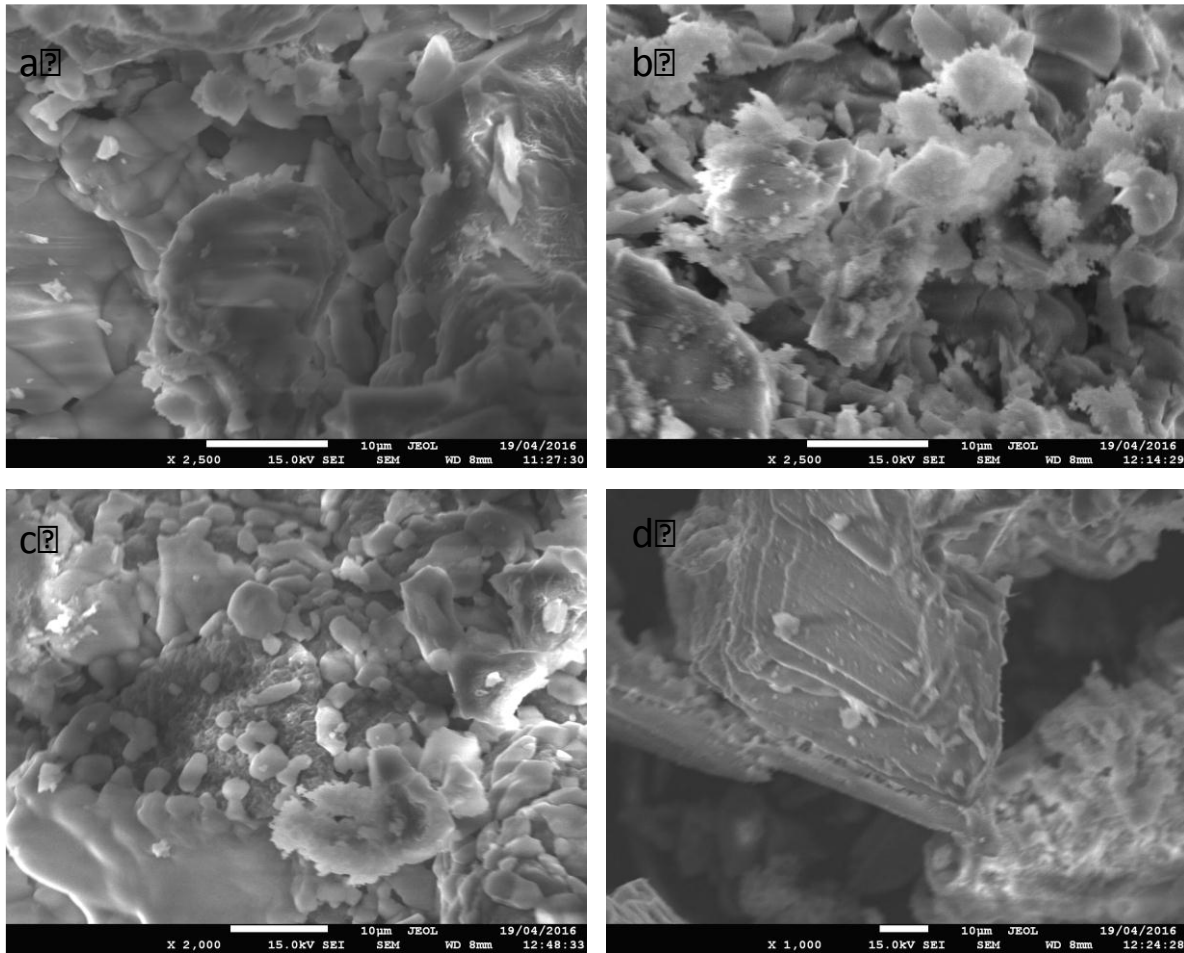


Figura 24. Micrografías SEM de los lodos generados por procesos de electrocoagulación de aluminio.

Los resultados del análisis elemental se muestran en la tabla 8. El oxígeno es el elemento más abundante, seguido por cloro y sodio, que se encuentran en el mismo valor de porcentaje atómico, mientras que aluminio es el elemento que se encuentra en menor proporción. El contenido de oxígeno en los lodos se atribuye al proceso de oxidación de agua durante el tratamiento, la presencia de sodio y cloro en la composición de los lodos se debe a la adición del electrolito NaCl, para incrementar la conductividad del agua residual de nejayote y la presencia de aluminio está asociada al proceso de electrodisolución del electrodo de aluminio.

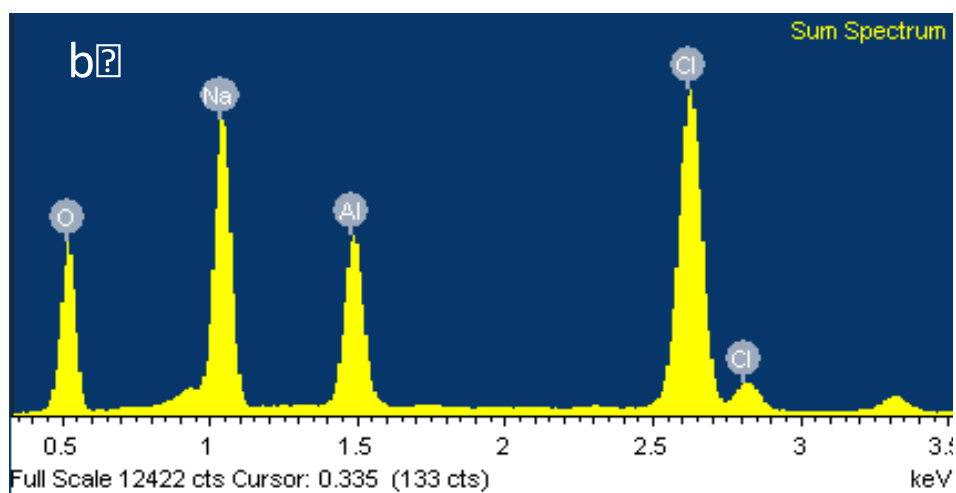
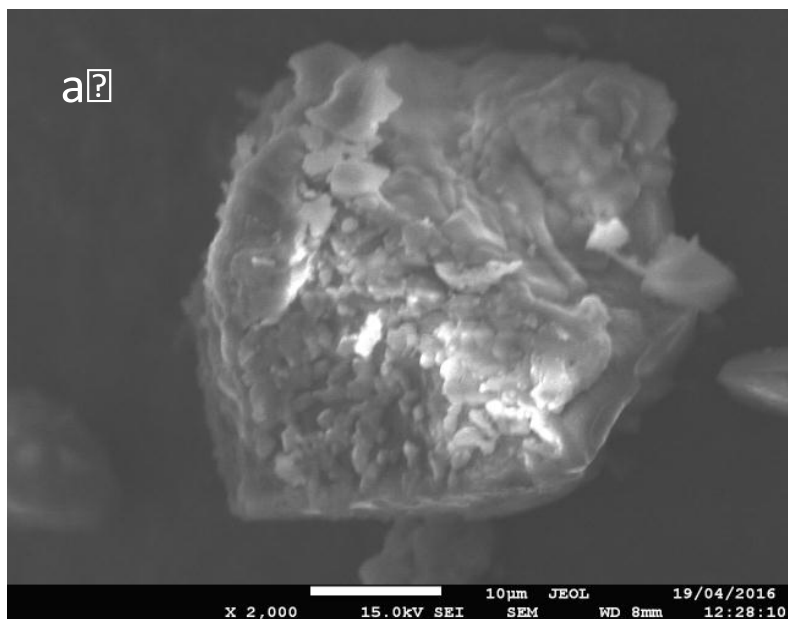


Figura 25 (a): Micrografía de una partícula de lodo del proceso de electrocoagulación de aluminio y **(b)** Espectro de energía dispersiva de rayos X.

Tabla 8. Análisis elemental (% en peso y % atómico) de una partícula de lodo del proceso de electrocoagulación.

Elemento	% en peso	% Atómico
O (K)	35.91	50.37
Na (K)	19.94	19.47
Al (K)	11.16	9.28
Cl (K)	33.00	20.89

El mapeo elemental se muestra en la Figura 26, donde se observa la distribución de los elementos en la partícula de lodo (Fig.27.a).

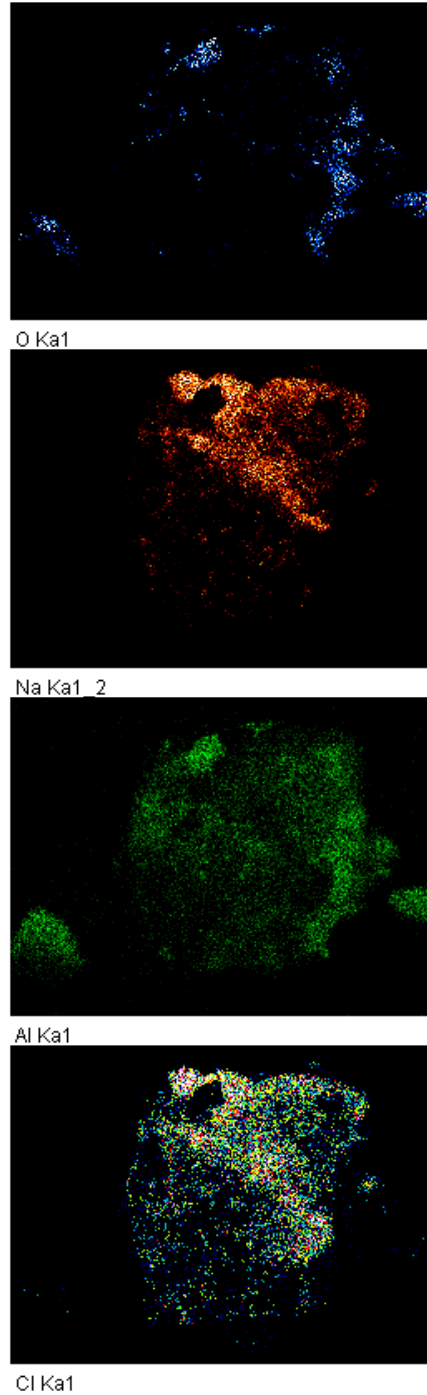


Figura 26. Mapeo elemental (O, Na, Al y Cl) en la muestra de la partícula de lodo del proceso de electrocoagulación de aluminio.

4.5. Estudio de toxicidad de agua de nejayote tratada por electrocoagulación

El agua de nejayote tratada por electrocoagulación con un sistema de electrodos de Al-Fe, aplicando una diferencia de potencial de celda de 7 Volts durante 60 minutos en presencia de NaCl (50g/L) como electrolito soporte y agitación magnética constante, fue sometida al estudio de toxicidad.

El estudio fue desarrollado mediante pruebas de toxicidad aguda con *Daphnia magna*, se emplearon neonatos menores de 24 horas de nacidos. Se tomaron 3 lotes con 5 neonatos de *Daphnia magna* y se expusieron durante 48 horas a tres diferentes concentraciones de agua de nejayote tratada por electrocoagulación: 100, 25 y 6.25%, las diluciones se realizaron en agua reconstituida de acuerdo a la norma NMX-AA-087SCF-2010.

Los neonatos se mantuvieron bajo las condiciones establecidas en la norma NMX-AA-087SCF-2010. Transcurrido el tiempo de exposición se cuantificó el número de organismos muertos (se consideró como evidencia de muerte la inmovilización de los individuos. Se determinó la concentración letal media [CL₅₀] que corresponde a la muerte del 50% de la población de neonatos expuestos NMX-AA-087SCF-2010.

La concentración estimada del contaminante (nejayote tratado) que ocasiona la muerte del 50% de organismos expuestos (CL₅₀) fue estimado a partir del porcentaje de mortandad y la concentración porcentual del agua residual de nejayote.

La tabla 9 muestra los resultados obtenidos de la mortandad a 48 horas relacionados con la concentración porcentual de nejayote tratado.

Tabla 9. Determinación del porcentaje de mortandad de neonatos de *Daphnia Magna* en agua de nejayote tratada a 48 horas de exposición.

Agua de nejayote tratada Concentración (%)	Núm. de organismos expuestos	Núm. de organismos muertos	Mortandad (%) (48 horas)
6.25	15	7	46.6
25	15	15	100
100	15	15	100

El estudio se realizó por triplicado y no se suministró alimento a fin de garantizar la biodisponibilidad del tóxico de prueba. El valor de CL_{50} en nuestros experimentos fue de 7.4.

Posteriormente, se determinó las unidades de toxicidad aguda (UT_a) de acuerdo a la ecuación 8 que indica la norma NMX-AA-087SCF-2010:

$$UT_a = 100 / CL_{50} \quad \text{Ec. (9)}$$

UT_a se define como el inverso de la concentración de agua residual que causa el efecto agudo al finalizar el periodo de exposición.

El valor estimado de UT_a en nuestros experimentos fue de 13.4. Por tanto, de acuerdo con la clasificación toxicológica de los efluentes industriales (Tabla 10), el agua residual de nejayote tratada por coagulación es considerada muy tóxica (UC-Peraza y Delgado, 2012).

Tabla 10. Clasificación toxicológica de los efluentes industriales.

Nivel de incidencia	Unidades de Toxicidad (UT_a)
No tóxico	1
Levemente tóxico	> 1 – 1.3
Moderadamente tóxico	> 1.3 - 2
Tóxico	> 2 – 4
Muy tóxico	> 4

CONCLUSIONES

5. CONCLUSIONES

El proceso de electrocoagulación de nejayote fue estudiado usando un sistema electrodos ánodo/cátodo de aluminio/hierro bajo diferentes variables de operación. El objetivo central fue evaluar el proceso de electrocoagulación como técnica de depuración del nejayote. Las conclusiones fueron las siguientes:

- De acuerdo a los cálculos realizados se estimó que en el municipio San Martín Texmelucan se produjeron 6668.29 m³ de nejayote en el año 2014, el cual es vertido directamente al drenaje sin tratamiento alguno en la mayoría de los establecimientos.
- El agua de nejayote obtenido de un molino de tortillería de la comunidad de Santa Catarina Hueyatzacoalco, perteneciente al municipio de San Martín Texmelucan de acuerdo a su caracterización presento un pH de 12.32, una elevada carga orgánica de DQO de 25080 mg de O₂/L, COT de 8283.7 mg/L, turbidez de 20 UNF, color 17 m⁻¹ y polifenoles 79.63 mg/L.
- Las condiciones operacionales observadas para el tratamiento de electrocoagulación corresponden a una configuración de electrodos de 3X3 ánodo/cátodo de Al/Fe, 450 mL de muestra, tiempo de electrólisis de 60 minutos, diferencia de potencial de 7 V, concentración de electrolito de 50g/L, pH 5 y agitación constante,
- En las condiciones operacionales antes mencionadas, se obtuvieron remociones de 73% para DQO, 59% de COT, 98% de color, 99.5% de turbidez, 90% de polifenoles, 35% de conductividad eléctrica; y los espectros de UV-vis mostraron una amplia reducción en la intensidad de las bandas de absorción después de aplicar el tratamiento.
- El consumo de energía para remover un kilogramo de compuestos orgánicos; para COT fue de 30.07 kw·h/kg y para DQO de 7.72 kw·h/kg durante una hora de tratamiento.

- La cantidad de lodos producidos durante el proceso de electrocoagulación fue de 43 g a los 60 minutos de tiempo de tratamiento.
- De acuerdo a los resultados del análisis elemental, se comprobó que los lodos generados durante el proceso de electrocoagulación están constituidos principalmente por oxígeno con un 35%, seguido de cloro con 33.0%, sodio con 19.9% y en menor proporción aluminio con 11.16%.
- Con respecto a los estudios de toxicidad aguda con *Daphnia magna*, en agua de nejayote tratada por electrocoagulación, el valor de CL₅₀ fue de 7.4 y el valor estimado de UTa fue de 13.4. De acuerdo a la clasificación toxicológica de los efluentes industriales, este valor es considerado como muy tóxico.

BIBLIOGRAFÍA

- Abuzaid N.S., Bukhari A.A. and Hamouz Z. M. (2002). Ground water coagulation using soluble stainless steel electrodes. *Advances in Environmental Research*. 6, 325-333.
- Adhoum, N y Monser, L, 2004: "Decolourization and removal of phenolic compounds from olive mil wastewater by Electrocoagulation" *Chemistry Engineering and Processing*. 43, 1281–1287.
- Akyol A. (2012) Treatment of paint manufacturing wastewater by electrocoagulation. *Desalination*. 285, 91-99.
- Al-Shannag M., Al-Qodah Z., Alananbeh K., Bouqellah N., Assirey E. and Bani-Melhem K. (2014). COD Reduction of baker's yeast wastewater using batch electrocoagulation. *Environmental Engineering and Management Journal*. 13, 3153-3160.
- Ates A, Vinegra-González G. (2009). *Temas selectos de la cadena maíz tortilla*. México, D.F. Talleres de la Selección de Impresiones y Diseño de la UNAM-I.
- Attour A., Touati M., Tili M., Ben Amor M., Lapique F. and Leclerc J-C. (2014). Influence of operating parameters on phosphate removal from water by electrocoagulation using aluminum electrodes. *Separation and Purification Technology*. 123, 124-129.
- Arango, R. (2005). La electrocoagulación: Una alternativa para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Lasallista de Investigación*, 2, 49-56.
- Arango, R. & Garcés, G. (2008). Tratamiento de aguas residuales de la industria láctea por electrocoagulación. *Ingeniería Química*. 458, 180-186
- Araúz, T, M. Y Castillo, T, V. (2008). *Determinación de la concentración de Trihalometanos producidos por reacción del cloro con la Materia Orgánica Nitrogenada en muestras de agua del Río Fonseca, Departamento de Boaco, en*

el período Enero-Marzo del 2008. Tesis para optar al Título de Ingeniería en Calidad Ambiental. Universidad Centroamericana. Managua, Nicaragua.

Assaf A., Reyes Y., Martínez A., Pérez N., Aceves A., Alejo L. (2011). Desarrollo de la cadena de Valor de los Efluentes de la Industria del Nixtamal. XIV Congreso Nacional de Biotecnología y Bioingeniería.

Aymerich, S. (2000) Conceptos para el tratamiento de residuos lácteos. Costa Rica: centro Nacional de Producción Más Limpia.

Banús y Hernández. (2010). Revista N°1, Elementalwatson “la” revista. Importancia del agua en los seres vivos. Hernández A. E. H₂O Elixir de vida (pp. 9-14). Buenos Aires Argentina. Grupo de investigadores, docentes y biólogos de la Universidad de Buenos Aires.

Barrera, C., Bilyeu, B., Roa, G. y Bernal, L. (2011). Physicochemical Aspects of Electrocoagulation. Separation & Purification Reviews. 40 (1), 1-24.

Barrios J. A., Rodríguez A., González A., Jiménez B. and Maya C. (2000). Destrucción de coliformes fecales y huevos de helmintos en lodos fisicoquímicos por vía ácida. Memorias XII Congreso Nacional 2000. FEMISCA. AIDIS. Morelia, Mich. México. Año 1. No.1 Tomo 1. pp 913

Bazrafshan E., Moein H., Mostafapour F. and Nakhaie S. (2013). Application of Electrocoagulation Process for Dairy Wastewater Treatment. Journal of Chemistry.

Bekbolet M., Uyguner C. S., Selcuk H., Rizzo L., Nikolaou A. D., Meric S., Belgiorno V. (2005). Application of oxidative removal of NOM to drinking water and formation of disinfection by-products. Desalination, 176, 155-166.

Bolto B. and Gregory J. (2007). Organic polyelectrolytes in water treatment. Water Research, 41, 2301 – 2324.

- Castillo M. G. (2004). Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. Centro Internacional de Investigación para el Desarrollo. Instituto Mexicano del agua. México.
- Carvajal, M. (2007). Una alternativa para convertir un residuo del proceso de “nixtamalización del maíz en un producto de alto valor agregado”. *Tecnociencia*. Chihuahua. Vol 1, N°2, 4-5.
- Chen X., Chen G. and Yue P. L. (2000). Separation of pollutants from restaurants wastewater by electrocoagulation. *Separation and Purification Technology* 19. pp 65-76
- Chen G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and purification technology*. 38 (1), 11-41.
- Cuando C. C. E. (2013). Medición en línea de contaminantes en aguas residuales de la industria textil durante su tratamiento químico (Tesis de maestría) UNAM, México, D.F. pp. 26-28.
- Daneshvar N., Knataee A.R., Djafarzadeh N. (2006). The use of artificial neural networks (ANN) for modeling of decolorization of textile dye solution containing C.I. Basic Yellow 28 by electrocoagulation process. *Journal of Hazardous Materials*. 137 (3): 1788-1795.
- Dohare E.D. and Sisodia T. (2014). Applications of Electrocoagulation in treatment of Industrial Wastewater: A Review. *IJESRT*. ISSN: 2277-9655. Pp 379- 386
- Domínguez E., Pacheco D. (2003). Efluentes de la industrialización del maíz: ¿contaminante o recurso valioso? *Revista de la Universidad Autónoma de Yucatán* N° 227.
- Duan J. and Gregory J. (2003). Coagulation by hydrolyzing metal salts. *Advances in Colloid and Interface Science*. 100-102. pp 475-502.

FEA: Fondo para la Educación Ambiental. (2006) El agua en México: lo que todas y todos debemos saber. D.F., México. pp. 9-76.

Figueroa J. D. (2015). CINVESTAV Unidad Querétaro. <http://www.maiztorilla.com/es/introducción/limitantes.htm>

Gilpavas E. A., Sierra Maya, L. M., White Lodoño, C., Amézquita, O., & Restrepo Torres, P.A. (2008) Aplicación de la electroquímica en el tratamiento de aguas residuales. Cuadernos de Investigación. Medellín, Colombia: Universidad EAFIT.

Gómez P. (2005). Remoción de materia orgánica por coagulación- floculación. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional de Colombia.

Gurses A., Yalcin M. and Dougar C. (2002). Electrocoagulation of some reactive dyes: a statistical investigation of some electro chemical variables, Waste Management. 22(5):491-499.

Gutierrez U., Rojas G., Garcia L. y Serna S. (2010). Phytochemical analysis of wastewater (nejayote) obtained after lime-cooking of different types of maize kernels processed into masa for tortillas. Journal of Cereal Science. 52, 410-416.

Koby M., Bayramoglu M. and Eyyvaz M. (2007). Techno-economical evaluation of electrocoagulation for the textile wastewater using different electrode connections. Journal of Hazardous Materials 148, 311-318.

Kristiana I., Alipike B., Joli C., Heitz A., Trolio R. (2010). Understanding the behavior of molecular weight fractions of natural organic matter to improve water treatment processes. Water Science and Technology: Water Supply, 10 (1):59-68.

Holt P., Barton G., and Mitchell C. A. (1999). "Electrocoagulation as a Wastewater Treatment". In: Annual Australian Environmental Engineering Research. (3:1999: Castle Maine, Victoria). Proceedings the Third Annual Australian Environmental Engineering Research Event. Castle Maine, Victoria: The Event, 1999.

- Holt P., Barton G. and Mitchell C. (2005). The future for electrocoagulation as a localized water treatment technology. *Chemosphere* 59: 355-367.
- Hong H. C. Wong M. H. Mazumber A. Liang Y. (2008). Trophic state natural organic matter content and disinfection by product formation potential of six drinking water reservoirs in the Pearl River Delta, China *Journal of Hydrology*, 359 (1-2): 164-173.
- Hua G., Reckhow D. A. (2007) Characterization of disinfection by product precursors based on hydrophobicity and molecular size. *Environmental Science and Technology*, 41 (9): 3309-3315.
- Jewel A. G., Gomesa A. Praveen Daida, a Mehmet Kesmez., A. Michael Weir., H. Moreno, R. Jose., B. Parga, C. George Irwinn D. Hylton Mc Whinney, D., Tony Grady., A. Eric Peterson., Cocke D. (2007). Arsenic removal by electrocoagulation using combined Al-Fe electrode system and characterization of products. *Journal Hazardous Materials*. B139, 220-231
- Jiménez C. (2001). La contaminación Ambiental en México. 134-135. Recuperado de <https://books.google.com.mx>
- Mathew S. and Abraham T. E. (2004). Ferulic Acid: An Antioxidant found naturally in Plant Cell Walls and Feruloyl Esterases Involved in its Release and Their Applications. *Critical Reviews in Biotechnology*, 24 (2-3), 61.
- Malakootian M. e Yousefi N. (2009). The Efficiency of electrocoagulation process using aluminum electrodes in removal of hardness from water. *Iran J. Environ Health Sci. Eng*, 6 (2), 131-136
- Matilinen A. and Sillanpää M. (2010). Removal of natural organic matter from drinking water by advanced oxidation processes. *Chemosphere*, 80 (4): 351-365
- Matilainen A., Vepsäläinen M. y Sillanpää M. (2010). Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 159 (2): 189-197.

- Metcalf and Eddy, (2003). Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. Ed. McGraw-Hill, Boston.
- Mills D. (2000). A new process for electrocoagulation. American Water Works Association Journal. 92, 34-43
- Mollan M. Y. A., Schennach R., Parga J.R., Cocke D.L. (2001). "Electrocoagulation (EC)—Science and applications". Journal of Hazardous Materials. 84, 29-41.
- Moreno H. Cocke L. Gomes J., Morkovsky, P. Parga J.R. Peterson, E. and García C. (2009) Electrochemical reactions for electrocoagulation using iron electrodes, Industrial & Engineering Chemistry Research. 48, 2275-2282.
- Moulli, Ch., Mohan, V. and Reddy J. (2004). Electrochemical processes for the remediation of wastewater and contaminated soil: emerging technology. Journal of Scientific & Industrial Research. 63, 11-19.
- Mukesh T. and Kumar P. (2015). Electrocoagulation of Waste Water and Treatment of Rice Mill Waste Water: A Review. International Journal of Science and Research (IJSR). ISSN (Online). 4, 233-239.
- MWH (2005). Water Treatment: Principle and Desing. 2a edition. Edi. John Wiley & Sons, Inc., New Jersey, E.U.A.
- Naje A., Chelliapan S., Zakarina Z., and Abbas S. (2015) Treatment performance of Textile Wastewater Using Electrocoagulation (EC) Process under Combined Electrical Connection of Electrodes. International Journal Electrochemical Science. 10. 5924-5941.
- Niño-Medina G., Carbajal M. Lizardi M. y Guerrero V. Maize processing waste water arabinoxylans: Gelling capability and cross-linking content. Journal. México: Food Chemistry. 115, 1286-1290.
- Parson S. y Jefferson B. (2006). Introduction to Potable Water Treatment Processes. Reino Unido. Edi. Wiley-BBlackwell.

- Paredes L., Guevara L. y Bello P. (2009). La nixtamalización y el valor nutritivo del maíz. *Ciencias*, 03, 92-93. Universidad Autónoma de México (UNAM). México.
- Pedroza R. y Durán C. (1985). Producción de proteína unicelular de desechos (PUCD) a partir de efluentes de la industrialización del maíz para consumo humano. *Revista Tecnológica Alimenticia*. México. 20, 3-10.
- Picard T., Cathalifaud F. G., Mazet M. and Vandensteendam C. Cathodic dissolution in the electrocoagulation process using aluminum electrodes. *Journal Environmental. Monit.* 2, 77-80.
- Potter B.B. (2009). Determination of total organic carbon and specific UV absorbance at 254nm in source water and drinking water, EPA Document #: EPA/600R-05/055.
- Ramírez, R., Ortega, F., Cornejo, V., Reyes, R., Ambríz G. (2011). Eliminación de sólidos suspendidos en nejayote y manejo para su reutilización. *Memorias de Simposium Internacional sobre Tecnologías Convencionales y Alternativas en el proceso de maíz*. Chihuahua. México.
- Restrepo J., Arango. J, A. y Garcés, L. (2006). La electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas. *Producción más Limpia*. 1, 58 – 77.
- Reyes M., Aceves A., Martínez, A. y Asaff, A. (2012). Investigación desarrollo, tecnológico e innovación para el cuidado y reuso de agua. *Coordinación de Ciencias de los Alimentos, CIAD*. Estudios sociales.
- Rios, G., Almeraya F., Herrera, T. (2005). Electrode Passivation in the Electrocoagulation Process. *Portugaliae Electrochimica Acta*. 23, 17-34.
- Rocha L. D. (2011). Remoción de materia orgánica natural de agua de la Presa Madín mediante procesos fisicoquímicos. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. Universidad Nacional Autónoma de México.

- Roccaro P. and Vagliasindi F. (2009) Differential vs. Absolute UV absorbance approaches in studying NOM reactivity in DBPs formation: Comparison and applicability. *Water Research*, 43, 744-750.
- Rodríguez R. E. (1996). El nejayote y su importancia para la investigación tecnológica. Laboratorio de Bioprocesos. Revista de divulgación. 23-34.
- Rosentrater K. A. (2006). A review of corn masa processing residues: generation, properties and potential utilization. *Waste Management*. 26, 284-292.
- Sharma D. (2014). Treatment of Pulp and Paper Effluent by Electrocoagulation. *International Journal of Chemistry Tech Research*. 6, 860-870.
- Sharp E., Parsons S., Jefferson B. (2006). Seasonal variations in natural organic matter and its impact coagulation in water treatment. *Science of the Total Environment*. 363, 83-194.
- Solís J.V. (1996). Revolución y Expansión de los Mercados de la Tortilla y sus insumos. *Industria Alimentaria*. 18, 14-19.
- Ríos G.B, Almeraya, F. and Herrera. M. T. (2005) Electrode Passivation in the Electrocoagulation Process. *Portugaliae Electrochimica Acta* 23, 17-34.
- Shankar R., Singh L., Mondal P., Chand S. (2014). Removal of COD, TOC, and color from pulp and paper industry wastewater through electrocoagulation. *Desalination and Water Treatment*. 52, 7711-7722.
- Schreiber B., Brinkmann T., Schmalz, V. and Worch, E. (2005). Adsorption of dissolved organic matter onto activated carbon-the influence of temperature, absorption wavelength, and molecular size. *Water Research*. 39, 3449-3456.
- Takeno N. (2005). Atlas of Eh-pH diagrams. Intercomparison of thermodynamic databases. National Institute of advanced Industrial Science and Technology.

- Thomas O. and Cerda V., (2007). Chapter 2. Spectra to qualitative and quantitative results en: O. Thomas and C. Burgess, Editor(s), Techniques and Instrumentation in Analytical Chemistry, Elsevier, UV-Visible Spectrophotometry of Water and Wastewater, 27, 21-45.
- Urkiaga G., Gómez R., Gutiérrez R. y Fuentes I. (2001). Aplicación de procesos de oxidación avanzada al tratamiento de efluentes de diferentes sectores industriales. GAIKER, Centro Tecnológico.
- Van Beelen P. and Doelman P. (1997) Significance and application of Microbial Toxicity Test in Assessing Ecotoxicological Risks of Contaminants in Soil and Sediments, Chemosphere. 34, 455-499.
- Vargas S., Vázquez R., Uribe R., Lambarri J., Freitas D., Millán G., Romero R., y Rivero M. (2013). Prevención de conflictos y cooperación en la gestión de los recursos hídricos en México. Coordinación Editorial: Instituto Mexicano de Tecnología del agua.
- Velasco M., Angulo D. Vazquez-Couturier A., Arroyo-Lara. (1997). Effect of Dried Solids of Nejayote on Broiler Grown. Poult. Sci. 74, 1531-1534.
- Vepsäläinen M. (2012). Electrocoagulation in the treatment of industrial waters and wastewaters. VTT Science. 19, 96
- Vik E. A., Carson D. A., Eikum A. S., Gjessing E. T. (1984). Electrocoagulation of potable water, Water Res. 18, 1355-1360
- Zaied M. and Bellakhal N. (2009). Electrocoagulation treatment of black liquor from paper industry. Journal of Hazard Materials 163, 995-1000.
- Zumdahl, S.S. and Zumdahl S. A. (2000) "Chemistry" Ed. Houghton Mifflin Company, New York, 5a Edición.

Páginas WEB consultadas

Centeno J.M. (2015, 22 de Julio). Impulso a las actividades de la red maíz en México (I). El Economista. [http:// www.eleconomista.com.mx/columnas/agro-negocios/2015/07/22/impulso-las-actividades-de-la red-maiz-mexico-i](http://www.eleconomista.com.mx/columnas/agro-negocios/2015/07/22/impulso-las-actividades-de-la-red-maiz-mexico-i)

Cámara Nacional del maíz Industrializado. <http://www.cnmaiz.org.mx>

CONAGUA (2014). Consultado en mayo 2014. www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/EAM2014.pdf

CONAMEXPHI, (2014) Comité nacional mexicano del programa hidrológico internacional. Revisado el 10 de octubre de 2014. www.conamexphi.com

FAO, 2013.Los Problemas del agua y la agricultura. Depósito de documentos de la FAO. El estado mundial de la agricultura y la alimentación

Plan Nacional de Desarrollo 2013 -2018. Consultado en noviembre de 2015.

www.sev.gob.mx/educacion-tecnologica/files/2013/05/PND_2013_2018

Programa Nacional Hídrico 2014 – 2018. Consultado en noviembre 2015. www.inecc.gob.mx/descargas/transparencia/pnh_2014_2018

SAGARPA. 2014 Consultado en agosto 2015. [www.sagarpa.gob.mx/Transparencia/Informes/segundo informe de labores_2013](http://www.sagarpa.gob.mx/Transparencia/Informes/segundo_informe_de_labores_2013)

Secretaria de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentos. www.sagarpa.gob.mx

Situación actual y perspectivas del maíz en México 1996-2012 [http://www.campomexicano.gob.mx/portal_siap/Integracion/EstadisticaDerivada/ ComercioExterior/Estudios/Perspectivas/maiz96-12.pdf](http://www.campomexicano.gob.mx/portal_siap/Integracion/EstadisticaDerivada/ComercioExterior/Estudios/Perspectivas/maiz96-12.pdf)

Santa Catarina Hueyatzacoalco Puebla (<https://hueyatzacoalco.wordpress.com/>).

Paredes D. J., (2012). Importancia del agua. Consultada agosto 2015. Sitio web: http://www.usmp.edu.pe/publicaciones/boletin/fia/info86/articulos/importanciaAgu a.htm?TB_inframe=true&heigth=550&width=500