



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO
FACULTAD DE INGENIERÍA
CENTRO INTERAMERICANO DE RECURSOS DEL AGUA



“TRATAMIENTO ACOPLADO
FISICOQUÍMICO-ELECTROCOAGULACIÓN PARA
INCREMENTAR LA REMOCIÓN DE LA MATERIA
ORGÁNICA DE UN AGUA RESIDUAL DE RASTRO
MUNICIPAL”

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS DEL AGUA

PRESENTA:

BIÓL. DANIELA HERNÁNDEZ RODRÍGUEZ

TUTORA ACADÉMICA: DRA. IVONNE LINARES HERNÁNDEZ

TUTORA ADJUNTA: DRA. VERÓNICA MARTÍNEZ MIRANDA



TOLUCA, ESTADO DE MÉXICO, DICIEMBRE 2016

El trabajo que se presenta a continuación se desarrolló en el laboratorio de calidad del agua en el Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA) de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma del Estado de México a través del proyecto CONACYT 219743 “Tratamientos avanzados y sustentables para la remoción de colorantes de origen textil”, así como la beca otorgada por el CONACYT 334010, y con el apoyo económico del COMECYT para la obtención del grado.

RESUMEN

En México existe un gran número de rastros municipales y la gran mayoría carece de un sistema de tratamiento efectivo, económico y de fácil manejo. Por tal razón, el objetivo de este trabajo de investigación es proponer una nueva alternativa que involucre dos diferentes tratamientos; precipitación química y electrocoagulación, los cuales favorezcan la remoción de materia orgánica (MO) que contiene este tipo de agua. Las muestras de agua residual fueron tomadas del efluente del rastro municipal de Toluca, Estado de México. En primera instancia se les analizaron parámetros físicos, químicos y biológicos con la finalidad de conocer la composición del agua en estudio; posterior a esto se procedió a encontrar las condiciones óptimas de los diferentes tratamientos, para poder llevar a cabo el sistema acoplado. Y por último se realizó la cuantificación y caracterización de los lodos generados. Se encontró que utilizando el reactivo 110 para llevar a cabo la precipitación química se obtienen buenas remociones en cuanto al color y turbiedad, además de incrementar la CE. La adición de 100 mg/L de este reactivo ayuda a tener una mejor remoción tanto de compuestos inorgánicos (sulfatos y fosfatos) como de orgánicos. En cuanto al tratamiento por electrocoagulación (EC) las condiciones óptimas de operación fueron utilizando 0.5 A, 5 g/L de NaCl como electrolito soporte, electrodos de cobre y pH de 4, durante 6 min de tratamiento, donde se obtuvo una remoción del 61% de DQO. El sistema acoplado se llevó a cabo sin tener un efecto sinérgico en la remoción de MO, mostrando que los sistemas alcanzan mejores beneficios de manera independiente. Los lodos generados fueron caracterizados por Infrarrojo y Microscopia Electrónica de Barrido y Análisis Elemental, los cuales presentan elementos que podrían permitir su disposición como mejoradores de suelo, al contener Ca, Mg, P, C y micronutrientes como Cu, los cuales son esenciales para el desarrollo de los cultivos y podrían ser una alternativa para el uso agrícola. El tratamiento que más lodos generó fue el sistema acoplado, seguido de la precipitación química y por último la electrocoagulación.

ABSTRACT

There is a considerable number of municipal slaughterhouses, the majority lack an effective, economical and easy treatment system. Thus, the purpose of this work is find a new alternative. The treatment proposed involves two different processes: chemical precipitation and electrocoagulation, this improved the removal of organic matter commonly present in wastewaters. The water samples were taken from the effluent of the municipal slaughterhouse in Toluca, State of Mexico. First of all, several physical, chemical and biological parameters were analyzed to know the composition of the wastewater. After this, the optimal conditions to perform the treatments were found, this allowed to do a coupled treatment. Finally, the generated sludge was characterized and quantified. It was found considerable removal in color and turbidity when the reactive 110 was used on the chemical precipitation process, also it increases electrical conductivity. Adding 110 mg/L of the mentioned reactive, helps to remove inorganic compounds (sulfates and phosphates) and organic as well. On the electrochemical treatment, it was found optimal conditions, applying 0.5A, 5 g/L of NaCl as supportive electrolyte, copper electrodes and pH of 4, during 6 minutes of treatment. Under these conditions, 61% of COD was removed. The coupled system was performed without a synergistic effect on the removal of organic matter, showing that the best treatment performance was achieved independently. The generated sludge was characterized by infrared and, it shows components that could allow its use as soil improvers, for example: C, Ca, Na, Mg, P and micronutrients as Cu, these are essential to the development of crops and could be an alternative for agricultural use. The treatment that generates most sludge was the coupled system, followed by chemical precipitation and finally electrocoagulation.

ÍNDICE

RESUMEN	v
ABSTRACT	vi
ABREVIATURAS	xii
INTRODUCCIÓN	12
CAPÍTULO 1 ANTECEDENTES	13
1.1 Agua residual de rastro	14
1.2 Impacto ambiental y a la salud	14
1.3 Normatividad	15
1.4 Sistema de tratamiento de aguas residual	15
1.4.1 Tratamiento preliminar o pretratamiento	16
1.4.2 Tratamiento primario	16
1.4.3 Tratamiento secundario	16
1.4.4 Tratamiento terciario o avanzado	16
1.5 Electrocoagulación	17
1.5.1 Ventajas y desventajas de la EC	18
1.5.2 Factores que afectan la EC	19
1.5.2.1. Densidad de corriente o carga	19
1.5.2.2 pH	20
1.5.2.3 Conductividad eléctrica	20
1.5.2.4 Temperatura	20
1.5.3 Estado del arte	20
1.6 Tratamiento fisicoquímico	23
CAPÍTULO 2 JUSTIFICACIÓN	24
CAPÍTULO 3 HIPÓTESIS	26
CAPÍTULO 4 OBJETIVOS	28
CAPÍTULO 5 METODOLOGÍA	30
5.1 Muestra compuesta	31
5.2 Caracterización de la muestra	33
5.3 Tratamiento Fisicoquímico	33
5.4 Electrocoagulación	33

5.4.1 Efecto del electrolito soporte.....	35
5.4.2 Efecto del pH y densidad de corriente eléctrica	35
5.4.3 Efecto de la concentración del Cu	36
5.4.4 Determinación del costo energético	37
5.5 Sistema acoplado (FQ-EC).....	38
5.6 Caracterización de los lodos generados.....	38
CAPÍTULO 6 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	39
6.1 Caracterización de las muestras.....	40
6.1.1 Parámetros físicos del agua residual cruda.....	40
6.1.2 Parámetros químicos	42
6.1.2.1 Parámetros químicos inorgánicos.....	42
6.1.2.2 Parámetros químicos orgánicos	47
6.1.3 Parámetros biológicos del agua residual cruda.....	49
6.2 Tratamiento Físicoquímico.....	49
6.3 Electrocoagulación	52
6.3.1 Efecto del electrolito soporte sobre el pH	52
6.3.2 Efecto del electrolito soporte sobre la CE	53
6.3.3 Efecto del electrolito soporte sobre el color	53
6.3.4 Efecto del electrolito soporte sobre la turbidez	54
6.3.5 Efecto del electrolito soporte sobre la DQO.....	54
6.3.6 Efecto del electrolito soporte sobre el COT	55
6.3.7 Efecto del pH y densidad de corriente eléctrica	55
6.3.7.1 Color	55
6.3.7.2 Turbiedad.....	58
6.3.7.3 Demanda Química de Oxígeno.....	59
6.3.7.4 Carbono Orgánico Total	61
6.3.8 Efecto de la concentración del cobre.....	62
6.3.9 Determinación del consumo de energía eléctrica durante la EC	63
6.4 Sistema acoplado (FQ+EC).....	64
6.5 Cuantificación y caracterización de los lodos generados	67
6.5.1 Espectroscopia de Infrarrojo.....	70
6.5.2 Reacciones químicas.....	75

CAPÍTULO 7 CONCLUSIONES	81
CAPÍTULO 8 RECOMENDACIONES	83
CAPÍTULO 9 EXPERIENCIAS DE FORMACIÓN	85
CAPÍTULO 10 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	96
Anexos	102

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Tratamiento por EC de agua residual de rastro	22
Tabla 2 Procesos químicos aplicados en aguas residuales (Metcalf y Eddy, 2003).....	23
Tabla 3 Especificaciones del número de muestras simples para la formación de la muestra compuesta	32
Tabla 4 Parámetros para la caracterización de los diferentes efluentes	34
Tabla 5 Diseño experimental del TFQ	35
Tabla 6 Diseño del efecto del electrolito soporte	36
Tabla 7 Diseño del pH y la densidad de corriente	36
Tabla 8 Caracterización del efluente de rastro	41
Tabla 9 Costo generado de la EC	64
Tabla 10 Características Físico-Químicas	65
Tabla 11 Composición de los lodos residuales.....	68
Tabla 12 IR del agua residual de rastro	72
Tabla 13 IR del proceso fisicoquímico.....	73
Tabla 14 IR del proceso por electrocoagulación	74
Tabla 15 IR del sistema acoplado.....	75

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Reacciones de un proceso de EC	18
Figura 2 Diagrama general de la metodología.....	31
Figura 3 Formación de la muestra compuesta	33
Figura 4 Diseño de una celda electrolítica	35
Figura 5 Diagrama del proceso por EC	37
Figura 6 pH del TFQ a los 60 min, con el reactivo 110 (A) y 23 (B)	50

Figura 7 CE del TFQ a los 60 min, con el reactivo 110 (A) y 23 (B)	50
Figura 8 Color del TFQ a los 60 min, con el reactivo 110 (A) y 23 (B)	51
Figura 9 Turbiedad del TFQ a los 60 min, con el reactivo 110 (A) y 23 (B).....	51
Figura 10 COT del TFQ a los 60 min, con el reactivo 110 (A) y 23 (B)	52
Figura 11 Efecto del electrolito soporte sobre el pH	53
Figura 12 Efecto del electrolito soporte sobre el color y la turbiedad.....	54
Figura 13 Efecto del electrolito soporte sobre la DQO y el COT.	55
Figura 14 Sistema de electrocoagulación	56
Figura 15 Efecto de la intensidad de corriente y pH sobre el color.....	57
Figura 16 Diagrama de especies de Cu^{2+}	58
Figura 17 Efecto de la intensidad de corriente y pH sobre la turbiedad.....	59
Figura 18 Efecto de la intensidad de corriente y pH sobre la DQO	60
Figura 19 Cinética del tratamiento a 0.5 A y pH 4.....	61
Figura 20 Electrodo de cobre utilizando 2 A	61
Figura 21 Efecto de la intensidad de corriente y pH sobre el COT.....	62
Figura 22 Comparación teórica y experimental de la concentración de Cu^{2+}	63
Figura 23 MEB de los lodos de los tratamientos A) FQ y B) EC	69
Figura 24 Infrarrojos del agua cruda A), del tratamiento fisicoquímico b), proceso de electrocoagulación c) y del tratamiento acoplado	76
Figura 25 Modificación de la HM a BV y la interacción con la BV	77
Figura 26 Cambio de la BV a BILLI.....	78
Figura 27 Interacción del Cu^{+} y la bilirrubina (BILLI)	78
Figura 28 Interacción del Cu^{2+} y la bilirrubina (BILLI)	79
Figura 29 Formación de BILL-Cu-OH.....	79
Figura 30 Rompimiento de los pirroles de la molécula de la BILL	80

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1 Diagrama de especies de NH_3	102
Anexo 2 Diagrama de especies de HCO_3^-	102
Anexo 3 Diagrama de especies de Cl^-	103
Anexo 4 Diagrama de especies de SO_4^{2-}	103

Anexo 5 . Diagrama de especies de Na^+	104
Anexo 6 Diagrama de especies de Ca^{2+}	104
Anexo 7 Diagrama de especies de Mg^{2+}	105
Anexo 8 Diagrama de especies de Fe^{3+}	105
Anexo 9 .Diagrama de especies Cu^{2+}	106
Anexo 10 pH de los reactivos 110 (Reactivo A) y 23 (Reactivo B), a diferentes periodos de tiempo	106
Anexo 11 CE utilizando los reactivos 110 (Reactivo A) y 23 (Reactivo B), a diferentes periodos de tiempo	107
Anexo 12 Concentración de color de los reactivos 110 (Reactivo A) y 23 (Reactivo B), a diferentes periodos de tiempo.....	107
Anexo 13 Turbidez de los reactivos 110 (Reactivo A) y 23 (Reactivo B), a diferentes periodos de tiempo	108
Anexo 14 COT de los reactivos 110 (Reactivo A) y 23 (Reactivo B), a diferentes periodos de tiempo	108
Anexo 15 Efecto del electrolito soporte sobre el pH.....	109
Anexo 16 Efecto del electrolito soporte sobre la CE.....	109
Anexo 17 Efecto del electrolito soporte sobre el color	110
Anexo 18 Efecto del electrolito soporte sobre la turbiedad.....	110
Anexo 19 Efecto del electrolito soporte sobre la DQO	111
Anexo 20 Efecto del electrolito soporte sobre el COT.....	111
Anexo 21 Efecto del pH y la densidad de corriente sobre el color	112
Anexo 22 Efecto del pH y la densidad de corriente sobre la turbiedad.....	112
Anexo 23 Efecto del pH y densidad de corriente sobre la DQO.....	113
Anexo 24 Efecto del pH y densidad de corriente sobre el COT.....	113
Anexo 25 Concentración de cobre.....	114

ABREVIATURAS

AR	Agua residual
CE	Conductividad eléctrica
CNA	Comisión Nacional del Agua
COFEPRIS	Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitario
COP	Compuestos Orgánicos Persistentes
DBO ₅	Demanda Química de Oxígeno
EC	Electrocoagulación
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación
FQ	Fisicoquímico
FQ +EC	Fisicoquímico + Electrocoagulación
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía
INIFAP	Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias
LGEEPA	Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente
MP	Metales Pesados
MO	Materia Orgánica
NOM	Normas Oficiales Mexicanas
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
SAGARPA	Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación
SST	Sólidos Suspendidos Totales
TFQ	Tratamiento Fisicoquímico

INTRODUCCIÓN

De acuerdo a la SAGARPA (2013) en México hasta existían 1141 rastros; de los cuales 884 son municipales y 37 de estos se encuentran en el Estado de México. En los últimos años se ha incrementado el consumo de cárnicos, ya que en el año 2000 se generaron 4 359 457 t/año de carne y para el 2013 la producción se vio incrementada a 6 013 372 t/año (SAGARPA, 2014a; SAGARPA, 2014b). Las cifras reportadas por INEGI (2011) en México estiman una producción de 1 803 931 t de carne de bovinos, 1 202 000 t de porcinos, 56 546 t de ovinos y 43 836 t de caprinos. Con el incremento de estos productos es de considerar que la cantidad de agua residual proveniente de un rastro va en aumento y es necesario buscar alternativas para su tratamiento sustentable, ya que el tipo de agua residual generado contiene una gran cantidad de materia orgánica (MO), donde los contribuyentes principales son sangre, orina, carne, proteínas solubles, excremento, grasas (Saddoud y Sayadi, 2007), así como nitrógeno, sólidos suspendidos, patógenos como virus, bacterias y huevos de parásitos (Coa y Mehrvar, 2011).

Al respecto, se han realizado numerosas investigaciones para el tratamiento de agua residual de rastro, la mayoría de éstas coinciden en emplear procesos de tipo biológico, aunque se requiere mayor infraestructura, tiempos de retención largos y se generan cantidades importantes de lodo que deben disponerse posteriormente.

En esta investigación se realizó un tratamiento fisicoquímico del agua residual donde se probó la eficiencia de dos compuestos químicos “reactivo 110” y “reactivo 23” que coadyuvan en la estabilización química de la materia inorgánica del agua e incrementan su remoción y parte de la MO. En una segunda etapa, se realizó un proceso de electrocoagulación utilizando electrodos de Cu para el tratamiento del agua residual del rastro municipal de Toluca.

CAPÍTULO 1 ANTECEDENTES

1.1 Agua residual de rastro

El agua es un recurso natural el cual tiene diversos usos, en nuestro país el 77% se utiliza en la agricultura, el 14% en abastecimiento público, el 4.9% en la generación de energía y el 4.9% en la industria (SEMARNAT, 2015). Se estima que para el buen desarrollo de las actividades humanas, se requiere disponer de aproximadamente 4000 m³/persona-año de agua dulce, mientras que en la Ciudad de México y zona Metropolitana se utilizan 143 m³/persona-año (CNA, 2013); por lo que, una vez empleado este recurso en tales acciones, se convierte en agua residual, que de acuerdo a la PNUMA (2004) y la SEMARNAT (2003) se define como aguas negras por su composición variada y diversa, que consisten en la mezcla de agua y sustancias orgánicas e inorgánicas que se encuentran disueltas o en suspensión.

En el caso del agua residual de un rastro, ésta contiene una gran cantidad de MO que va desde residuos de carne, material fecal, grasas, algunos alimentos no digeridos, materia en suspensión, sangre, entre otros (Alade, 2006).

El INEGI (2014) reporta que hasta el 2013, en México, se sacrificaron 2 399 863 bovinos, 4 659 749 porcinos, 136 264 ovinos y 72 516 caprinos. Para el Estado de México en este mismo año, el INEGI (2014) reportó 137 730 bovinos, 685 239 porcinos, 20 816 ovinos y 78 caprinos. De acuerdo a las cifras mencionadas, la demanda en el consumo de productos ganaderos es grande y cada vez mayor, ya que existen más de 1 100 rastros municipales en México e infinidad de granjas que, en su gran mayoría, requieren de un adecuado sistema para el tratamiento de su agua residual (CIDETEQ, 2010). En el caso del rastro de Toluca son generados 90 m³/día (Galicía, 2007).

1.2 Impacto ambiental y a la salud

La LGEEPA, define en su artículo tercero que el impacto ambiental es la modificación del ambiente ocasionada por la acción del hombre a la naturaleza (INE, 2000). En el caso del vertido del agua residual proveniente de los rastros, ya sea directamente al alcantarillado público o a un caudal sin ser sometidas a un tratamiento, pueden provocar afectación al

entorno ecológico por la generación de organismos patógenos, debido a la cantidad de MO que contiene este tipo de agua, ejemplo de éstos son: *Salmonella* spp., *Shigella* spp., así como huevos de algunos parásitos y quistes de amebas; además de la generación de mal olor que obedece a la carencia de oxígeno y al proceso de descomposición de la MO. Es importante mencionar que además suelen atraer gran cantidad de vectores (ratas, cucarachas, mosquitos, etc) que son los responsables de transmitir a los humanos diferentes tipos de enfermedades (COFEPRIS, 2007).

1.3 Normatividad

Debido a la problemática que representa la descarga de agua residual a un cuerpo de agua, la SEMARNAT ha establecido las normas NOM-001-SEMARNAT-1996, NOM-002-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997. Para los fines de este trabajo la norma aplicable es la NOM-001-SEMARNAT-1996 que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de agua residual en aguas y bienes nacionales (SEMARNAT, 2003). Debido a que el agua residual del rastro de Toluca es vertida en el Río Verdiguél, sin que haya difusión sobre los reportes de la calidad del agua de este efluente.

Otra de las normas es la NOM-002-SEMARNAT-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillados urbano o municipal con el fin de prevenir y controlar la contaminación de las aguas y bienes nacionales, así como proteger la infraestructura de dichos sistemas.

La NOM-003-SEMARNAT-1997, establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público.

1.4 Sistema de tratamiento de aguas residual

El tratamiento de las aguas residuales tiene por objeto mejorar su calidad física, química y bacteriológica, a fin de descargarla en alcantarillados, cuerpos de agua y/o entregarla al usuario, apta, inocua y aprovechable en su reuso (DSEN, 1995; Metcalf y Eddy, 2003).

Los tratamientos de aguas residuales se clasifican en cuatro grupos: tratamiento preliminar o pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario y tratamiento terciario o avanzado (CEAJ, 2013).

1.4.1 Tratamiento preliminar o pretratamiento

El tratamiento preliminar es un proceso mediante el cual se realiza la separación de sólidos de mayor tamaño como trapos, palos y elementos flotantes, así como aceites y grasas (Metcalf y Eddy, 2003). En este tipo de proceso se utilizan dispositivos como: desbastes, cribado, tamizado, desarenadores, trampa de grasas y aceites y preaeración (CEAJ, 2013).

1.4.2 Tratamiento primario

El tratamiento primario logra eliminar alrededor del 40% al 50% de los constituyentes y es aquí donde se emplean: tanques de sedimentación primario, fosa séptica y flotación por aire disuelto (CEAJ, 2013; PNUMA, 2004).

1.4.3 Tratamiento secundario

El tratamiento secundario por su parte tiene como objetivo reducir los sólidos en suspensión a través de microorganismos aerobios o anaerobios, logrando una remoción del 85 al 95% de los constituyentes (PUNAM, 2004). Los procesos que forman parte del tratamiento secundario son: lodos activados, sistema de filtros percoladores, sistemas de biodiscos, lagunas de estabilización, zanjas de oxidación, sistemas anaerobios de flujo ascendente (UASB) y clarificador secundario (CEAJ, 2013).

1.4.4 Tratamiento terciario o avanzado

El tratamiento avanzado o terciario es el proceso que complementa el tratamiento de aguas residuales ya que se encarga de eliminar aproximadamente el 99.9% de los patógenos y sólidos en suspensión (Metcalf y Eddy, 2003; PUNAM, 2004). Dentro de este tipo de tratamiento se encuentra la filtración, coagulación-floculación, intercambio iónico,

microfiltración, membranas a presión, ultrafiltración, osmosis inversa, desinfección, oxidación avanzada y adsorción (CEAJ, 2013).

1.5 Electrocoagulación

La EC es un tratamiento terciario sencillo y eficaz, el cual está fundamentado en un mecanismo de desestabilización de los contaminantes, partículas en suspensión y la ruptura de emulsiones en un medio acuoso, mediante la aplicación de corriente eléctrica directa (García *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2010). Este proceso utiliza electrodos de sacrificio para suministrar los iones a la solución, lo que permite a los contaminantes formar aglomerados fácilmente sedimentables. Los iones coagulantes se producen *in situ* y la EC se lleva en tres etapas que se identifican como: (i) formación de los coagulantes por la oxidación electrolítica del "electrodo de sacrificio", (ii) la desestabilización de los contaminantes y de partículas en suspensión y (iii) la agregación de las fases desestabilizadas para formar flóculos (Fernandez *et al.*, 2015). La EC se ha empleado con éxito en la eliminación de metales, partículas en suspensión, turbidez, minerales arcillosos y orgánicos, colorantes, microorganismos, aceite y grasas de varios efluentes industriales (Mollah *et al.*, 2004; Staicu *et al.*, 2015).

Los electrodos utilizados en la EC generalmente son de hierro o de aluminio debido a su bajo costo, disponibilidad, alta capacidad para formar complejos insolubles, principalmente óxidos metálicos/hidróxidos/oxihidróxidos, que tienen excelentes propiedades para la adsorción de especies solubles (Maha y Sivashanmugan, 2013; Mollah *et al.*, 2001); en este estudio se trabajó con electrodos de Cu, que han sido poco estudiados.

Las reacciones que ocurren dentro de un reactor de EC se observan en la figura 1 (Holt *et al.*, 2002; Lui *et al.*, 2010). A) Reacciones electrolíticas en la superficie del electrodo. En el ánodo se genera *in situ* al agente coagulante, que son cationes metálicos. Simultáneamente, en el cátodo se generan los iones hidróxidos e hidrógeno como gas electrolítico. B) La formación de especies coagulantes en la fase acuosa entre el catión metálico y los iones hidróxido. C) Los coagulantes adsorben a la MO soluble o coloides y se remueven por sedimentación o flotación (Roa *et al.* 2014).

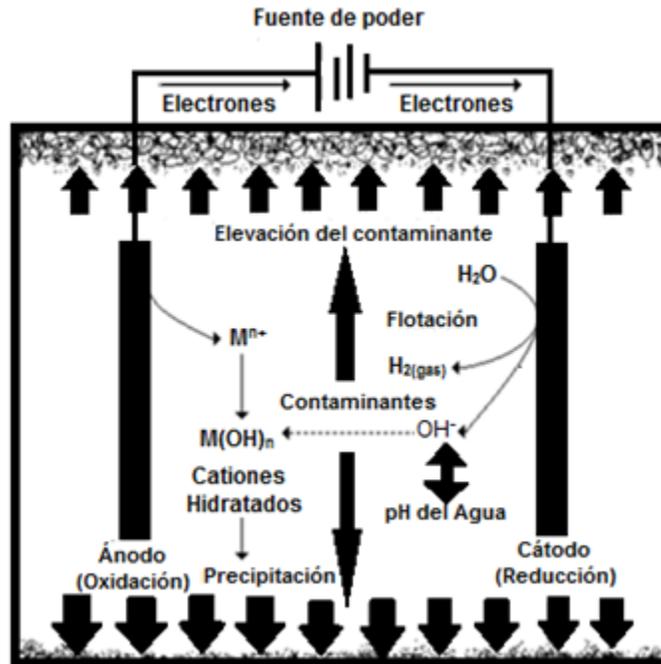


FIGURA 1 REACCIONES DE UN PROCESO DE EC

1.5.1 Ventajas y desventajas de la EC

La EC presenta las siguientes ventajas comparada con los coagulantes químicos tradicionales de acuerdo a Khandegar y Saroha, (2013) y Mollah *et al.* (2001):

- La EC requiere un equipo sencillo y es fácil de operar.
- La EC elimina el color y olor.
- La EC es una técnica que produce baja cantidad de lodos que fácilmente se separan, porque están compuestos principalmente de óxidos metálicos/hidróxidos.
- Los flocs formados por la EC son más grandes que los de la floculación química.
- El efluente de la EC contienen menos sólidos disueltos totales.
- El proceso de EC elimina las partículas coloidales más pequeñas, debido a que el campo eléctrico acelera el movimiento, lo que facilita la coagulación.
- Durante la EC se producen burbujas de gas, de la electrólisis del agua, que llevan al contaminante a la parte superior del sistema donde es más fácilmente removerlo.

- h) El uso de paneles solares ha favorecido la utilización de la EC al disminuir los costos.
- i) La EC produce la separación rápida de colorantes.

Este tipo de tratamiento presenta desventajas como (Mollah *et al.*, 2001):

- a) Los ánodos de sacrificio tienen que ser reemplazados periódicamente, 1 ó 2 veces al año.
- b) El costo de la electricidad debe ser evaluado y depende directamente de la carga orgánica del agua.
- c) Una película de óxido impermeable se puede formar en el cátodo (pasivación) que conduce a la pérdida de eficiencia de la unidad de la EC.
- d) Se requiere alta CE en el agua residual.

1.5.2 Factores que afectan la EC

Los factores que afectan la EC son diversos, dentro de éstos se encuentran la densidad de corriente o carga, el valor de pH, la CE, la presencia de electrolito soporte, el efecto de la temperatura, así como el tipo de material de los electrodos.

1.5.2.1. Densidad de corriente o carga

La densidad de corriente (J) se define como la corriente eléctrica requerida por unidad de área, las unidades utilizadas son A/m^2 de acuerdo al SI. Este factor es de suma importancia en el tratamiento de la EC, al ser el único parámetro que se puede controlar directamente. El suministro de corriente determina la cantidad de iones liberados por los electrodos. En la selección de la densidad de corriente es necesario considerar parámetros como el pH, temperatura y material de los electrodos, para incrementar la eficiencia de la CE (Roa *et al.*, 2014).

1.5.2.2 pH

El valor del pH durante el proceso de EC se ve reflejado en la eficiencia. A los valores de pH alcalinos disminuye la solubilidad de los hidróxidos metálicos (Roa *et al.*, 2014), que se forman con los iones OH⁻ que son generados en el cátodo (Xu *et al.*, 2014), favoreciendo su precipitación e inhiben la disolución química (Yang *et al.* 2015).

1.5.2.3 Conductividad eléctrica

La CE se define de acuerdo a la RAE (2015) como la propiedad que se tiene para transmitir la electricidad, debido a la presencia de iones en solución. Cuando la CE es baja, es necesario adicionar un electrolito soporte (aniones y cationes) que aumenten la CE (Jiménez Izquierdo *et al.*, 2010) para poder llevarse a cabo la EC.

El NaCl es la sal principalmente empleada para producir iones de Na⁺ y Cl⁻ e incrementar la CE. La adición del NaCl disminuye el consumo de corriente eléctrica (Roa *et al.*, 2014). El Na₂SO₄, NH₄Cl, NaNO₃, KCl, K₂SO₄, KNO₃ y (NH₄)₂SO₄ son otros electrolitos utilizados (Izquierdo *et al.*, 2010; Liu *et al.*, 2010; Trompette y Vergnes, 2009).

1.5.2.4 Temperatura

Chen (2004) reporta que, la eficiencia máxima de corriente se obtiene al incrementar la temperatura hasta 60°C y Roa *et al.* (2014) indican que al elevar la temperatura incrementa la CE y hay menor consumo de energía. Este es un factor que ha sido poco estudiado. Con la finalidad de evitar el incremento en el costo del tratamiento es común que los experimentos se realicen a temperatura ambiente.

1.5.3 Estado del arte

Durante los últimos años se han realizado diversos estudios de EC con la finalidad de mejorar la calidad de los efluentes de los rastros, donde se utiliza al aluminio y/o hierro como electrodos de sacrificio, algunos de ellos se muestran en la tabla 1. El tiempo de retención (TR) varía entre los 30 y 60 minutos. Los porcentajes de remoción van desde el

82% hasta el 94% de DQO. Utilizando los electros de Al/Al se alcanzaron las más altas eficiencias (tabla 1).

TABLA 1 TRATAMIENTO POR EC DE AGUA RESIDUAL DE RASTRO

	Kobyá <i>et al.</i> , 2006	Asselin <i>et al.</i> , 2008	Tezcan <i>et al.</i> , 2009	Bayar <i>et al.</i> , 2011	Bazrafshanl <i>et al.</i> , 20125	Khenoussi <i>et al.</i> , 2013
Material del electrodo	Al/Al	Fe/Fe	Al/Al	Al/Al	Al/Al	Fe/Fe
Tiempo de contacto (min)	25	60	60	30	60	25
Intensidad corriente (A)		0.3				
Densidad de corriente (A/m ²)	150					
Área efectiva (cm ²)	80	110				
Consumo de energía (kWh/m ³)	0.5-1					11.5
Consumo de electrodos (g/L)						0.4
pH inicial	6.7	6.15-6.46	7.8	6.73	7.31 ± 0.12	7.0 ± 0.6
pH final	2-3		7.8	3		
Volumen de la muestra (L)	0.250	1.7	0.300			
DBO (mg/L) inicio	10000-12000	2930± 210		1123	2543 ± 362	
DBO (mg/L) final		634 ± 56				
DQO (mg/L) inicio		3340 ± 180	4200	2170	5817 ± 362	2240 ± 500
DQO (mg/L) final		605 ± 21	237	300		92.6%
SST (mg/L) inicio	840-1200	1560 ± 880			3247 ± 845	
SST (mg/L) final		152 ± 45				
Turbidez (NTU) inicio	550-600	977 ± 83	340	176.6		
Turbidez (NTU) final		102 ± 37				
Hierro (mg/L)						2664

1.6 Tratamiento fisicoquímico

Los procesos en los cuales se produce un cambio químico a través de reacciones químicas son conocidos como procesos unitarios químicos y generalmente se utilizan en conjunto con operaciones unitarias físicas o biológicas (tabla 2).

TABLA 2 PROCESOS QUÍMICOS APLICADOS EN AGUAS RESIDUALES (METCALF Y EDDY, 2003)

Proceso	Aplicación
Coagulación química	Desestabilización de partículas en aguas residuales para la formación de flóculos.
Precipitación química	Mejoramiento de la remoción de sólidos suspendidos totales y DBO, remoción de fósforo, remoción de metales pesados, control de la corrosión, debido a la presencia de sulfuro de hidrógeno.
Desinfección química	Desinfección con cloro, se aplican compuestos como cloro, bromo y ozono.
Oxidación química	Remoción de DBO, grasas, amonio, destrucción de microorganismos, control de olores y descomposición de COP.
Oxidación avanzada	Remoción de compuestos orgánicos refractarios
Neutralización química	Control de pH
Estabilización	Control de la presencia de carbonato de calcio y compuestos relacionados, estabilización de efluentes tratados.

En esta investigación el tratamiento fisicoquímico utilizado fue la precipitación química la cual es considerada como un tratamiento eficaz para la disminución de materia inorgánica soluble presente en el agua residual. La eficacia de la precipitación química depende de factores que incluyen la concentración de metales presentes en la solución, el precipitante utilizado y la presencia de otros constituyentes que pueden inhibir la reacción de precipitación, como los cationes monovalentes. La precipitación química implica la adición de un producto químico para alterar el estado físico de los sólidos disueltos y suspendidos y facilitar su eliminación por sedimentación o filtración. Los productos químicos utilizados comúnmente en el proceso de precipitación son NaOH o Ca(OH)₂ para crear hidróxidos de metales sólidos (insolubles) (Oncel *et al.*, 2013). Con la finalidad de disminuir el exceso de iones HCO₃⁻, SO₄²⁻, PO₄³⁻ y MO se requieren iones metálicos divalentes.

CAPÍTULO 2 JUSTIFICACIÓN

El agua residual proveniente de rastro está constituida principalmente de restos de carne, desechos fecales, grasas y una cantidad considerable de sangre (Amuda y Alade, 2006), que al ser tratada de manera ineficiente genera un impacto de contaminación al ambiente. En México existen más de 1 100 rastros que en su gran mayoría, tiene deficiencias en sus sistemas de tratamiento del agua residual (CIDETEQ, 2010), lo que genera diversos inconvenientes, como la presencia de algunos microorganismos que pueden causar diversas enfermedades en los humanos, así como también la generación de malos olores cerca de las descargas y con ello la atracción de vectores.

Una razón más, que justifica la realización de este estudio es que existen pocas investigaciones relacionadas al tratamiento de aguas residuales de rastro en las cuales es utilizada la EC con electrodos de Cu; y de las investigaciones que se revisaron ninguna aplica un tratamiento acoplado precipitación-electrocoagulación, para este tipo de agua; la mayoría de los trabajos utilizan procesos biológicos, los cuales requieren de más tiempo de retención y mayor espacio para instalar el sistema. Algunas investigaciones señalan que el tratamiento con EC presentan eficiencias que van del 80 al 90% de remoción de DQO, aceites y grasas y sólidos suspendidos totales, en cortos periodos de tiempo, de 30 min a 1 h.

Una de las ventajas del tratamiento fisicoquímico es que podría aplicarse previo o posterior a cualquier proceso de tratamiento biológico o químico, debido a que los reactivos son inocuos para el ambiente, otorgando con esto, un sentido novedoso y original a la propuesta. Un beneficio más es el hecho de que este tratamiento combinado es fácil de implementar debido a que requiere de tecnología simple, por lo que puede ser empleado en cualquier rastro, y dar tratamiento al agua residual, mediante un proceso práctico y sencillo.

Es así que con el desarrollo de este trabajo de investigación se pretende evaluar la eficiencia de los reactivos 110 y 23 durante un tratamiento fisicoquímico y la EC en la remoción de DQO en el agua de rastro municipal de Toluca, el cual genera un volumen de 12 000 m³/año.

CAPÍTULO 3 HIPÓTESIS

El sistema acoplado tratamiento fisicoquímico-electrocoagulación incrementa la remoción de materia orgánica de un agua residual proveniente del rastro municipal.

CAPÍTULO 4 OBJETIVOS

Objetivo general

Proponer un sistema de tratamiento acoplado para el agua residual de un rastro municipal mediante un proceso fisicoquímico-electrocoagulación.

Objetivos particulares

- a) Determinar las condiciones óptimas de operación para el tratamiento fisicoquímico del agua residual: concentración de los reactivos 110 y 23 y tiempo de contacto.
- b) Construir una celda electroquímica tipo batch, empleando electrodos de Cu.
- c) Determinar las condiciones óptimas de operación del sistema electroquímico: pH, densidad de corriente, tiempo de retención, electrolito soporte, concentración de Cu.
- d) Determinar el costo energético asociado al tratamiento electroquímico.
- e) Cuantificar y caracterizar los lodos residuales por microscopía electrónica de barrido, análisis elemental e Infrarrojo.

CAPÍTULO 5 METODOLOGÍA

En la figura 2 se muestra un diagrama general de la parte experimental realizada durante este trabajo de investigación.

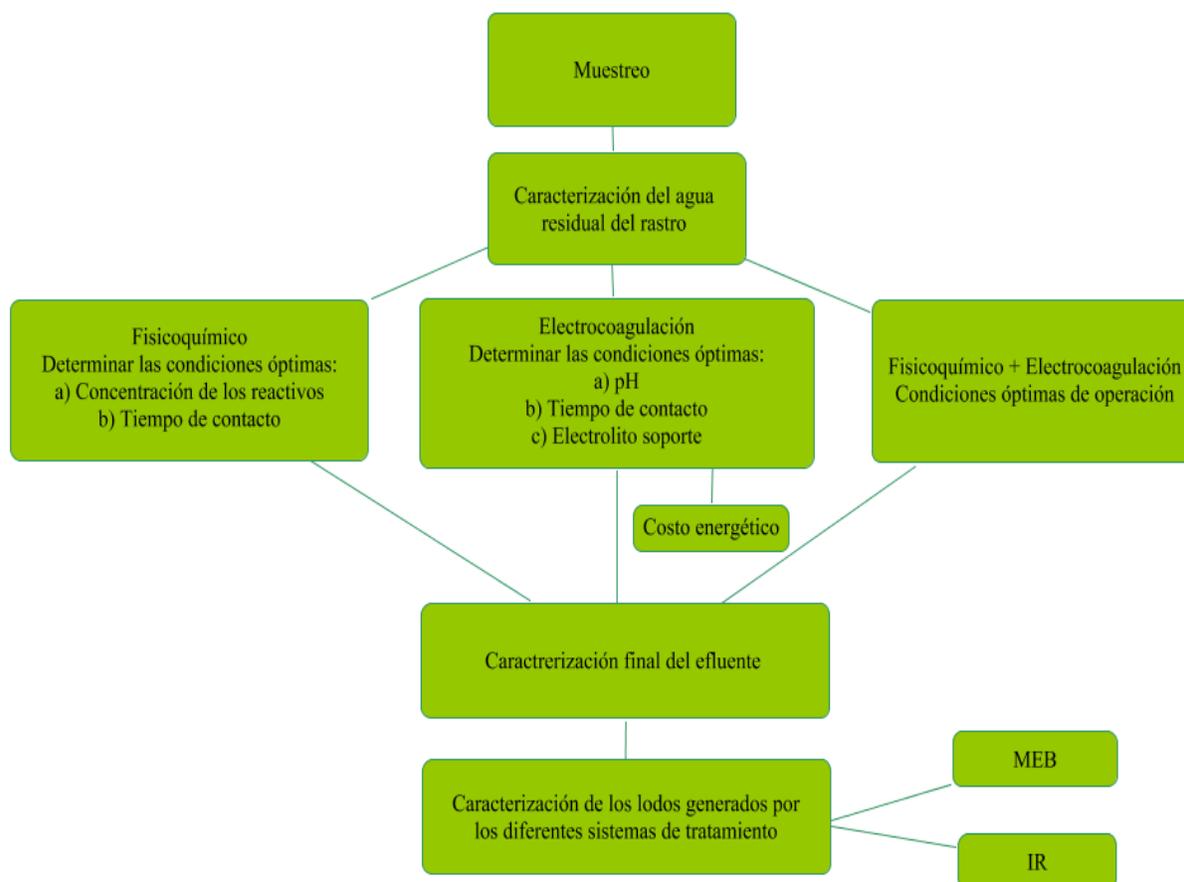


FIGURA 2 DIAGRAMA GENERAL DE LA METODOLOGÍA

5.1 Muestra compuesta

Para conocer la composición fisicoquímica del agua residual del rastro municipal de Toluca se conformó una muestra compuesta con base en la NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, que recomienda se realice la toma de una muestra compuesta homogénea y representativa del agua en estudio en función de los horarios y días de operación del rastro (tabla 3).

Se calculó el volumen de la muestra simple aplicando la ecuación 1 que marca la norma antes mencionada para conformar la muestra compuesta.

$$VMS_i = VMC \times \left(\frac{Q_i}{Q_t} \right) \quad (1)$$

Donde VMS_i es el volumen de cada una de las muestras simples “i”, L; VMC es el volumen de la muestra compuesta necesaria para realizar la totalidad de los análisis de laboratorio requeridos, L; Q_i es el caudal medido en la descarga en el momento de la toma de la muestra simple, L/s; Q_t es la ΣQ_i hasta Q_n , L/s.

TABLA 3 ESPECIFICACIONES DEL NÚMERO DE MUESTRAS SIMPLES PARA LA FORMACIÓN DE LA MUESTRA COMPUESTA

Horas del día de operación	Número de muestras simples	Intervalo entre toma de muestras simples (Horas)	
		Mínimo	Máximo
Menor que 4	Mínimo 2	-	-
De 4 a 8	4	1	2
Mayor que 8 y hasta 12	4	2	3
Mayor que 12 y hasta 18	6	2	3
Mayor que 18 y hasta 24	6	3	4

La muestra compuesta se conformó considerando que el rastro municipal de Toluca opera durante 4 h (5 am-9 am). Estableciendo cuatro muestras simples para obtener la muestra compuesta; en intervalos de 1 hora.

Par obtener el volumen de la muestra simple (VMS_i) se utilizaron los siguientes datos: el volumen total requerido de la muestra fue de 54 L, para evaluar los parámetros (3.8 L) y el volumen para los experimentos (42 L). El caudal promedio de 0.38 L/s (proporcionado por el personal del rastro municipal de Toluca):

$$VMS_i = 54 L \times \left(\frac{0.38 L/s}{(0.38 + 0.38 + 0.38 + 0.38 L/s)} \right)$$

$$VMS_i = 13.5 L$$

En la figura 3 se observa el procedimiento de muestreo y la apariencia del efluente.



FIGURA 3 FORMACIÓN DE LA MUESTRA COMPUESTA

5.2 Caracterización de la muestra

Los parámetros que se determinaron para la caracterización fisicoquímica inicial-final de la muestra de agua residual de rastro, así como del efluente generado por el tratamiento fisicoquímico, la electrocoagulación y el tratamiento acoplado, se muestran en la tabla 4.

5.3 Tratamiento Fisicoquímico

Se utilizaron dos reactivos químicos en proceso de patente, que para efectos de confidencialidad se manejarán como 110 (A) y 23 (B). Además se agregó NaOH 14 M para realizar la precipitación. Las dosis utilizadas se muestran en la tabla 5.

Para evaluar el tiempo de retención se tomaron diferentes alícuotas a los tiempos: 10 min, 20, 30, 40, 50 y 60 min, 3, 6, 9, 24 h, los experimentos se realizaron a pH del agua cruda (6.2-6.5) y en un volumen de 1 L.

5.4 Electrocoagulación

El tratamiento por EC se realizó en una celda electroquímica que consistió en un sistema batch con un volumen de 200 mL, constituido por ánodo y cátodo de Cu, las dimensiones de los electrodos son de 5 cm de largo y 2.5 cm de ancho, con área anódica superficial de 25 cm² y una relación área volumen de 12.5 m²/m³, en modo galvanostático. Los electrodos

limpios y pulidos se conectados a una fuente de poder con suministro de corriente directa a 0.5 A, 1.0 A y 2.0 A ($j=20 \text{ mA/cm}^2$, 40 mA/cm^2 y 80 mA/cm^2 respectivamente) (figura 4). Se evaluó el efecto de las variables de operación: pH, densidad de corriente, electrolito soporte, concentración de Cu y tiempo de retención.

TABLA 4 PARÁMETROS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LOS DIFERENTES EFLUENTES

Parámetro	Norma/Método
Características Físicas	
Sólidos suspendidos totales	NMX-AA-034-SCFI-2001
Turbiedad	NMX-AA-038-SCFI-2001
Color	NMX-AA-045-SCFI-2001
Conductividad eléctrica	NMX-AA-093-SCFI-2000
Dureza total	NMX-AA-072-SCFI-2001
Características Químicas Inorgánicas	
Nitrógeno amoniacal	Método Hach
Nitrógeno de Nitritos	Método Hach
Nitrógeno de Nitratos	Método Hach
Fósforo total	NMX-AA-029-SCFI-2001
Ph	NMX-AA-008-SCFI-2000
Alcalinidad	NMX-AA-036-SCFI-2001
Cloruros	NMX-AA-073-SCFI-2001
Sulfatos	NMX-AA-074-SCFI-1981
Acidez	NMX-AA-036-SCFI-2001
Sodio	NMX-AA-051-SCFI-2001
Calcio	NMX-AA-051-SCFI-2001
Magnesio	NMX-AA-051-SCFI-2001
Hierro	NMX-AA-051-SCFI-2001
Cobre	NMX-AA-051-SCFI-2001
Características Químicas Orgánicas	
DQO	NMX-AA-030-SCFI-2001
COT	Método de combustión
DBO ₅	NMX-AA-028-SCFI-2001
Características Biológicas	
Coliformes Fecales	NMX-AA-041-SCFI-2005
Coliformes Totales	NMX-AA-041-SCFI-2005

TABLA 5 DISEÑO EXPERIMENTAL DEL TFQ

Reactivos	Dosis (g/L)					Tiempos (min)	Variable de respuesta
	25	50	100	200	300		
110	*	*	*	*	*	10, 20, 30, 40, 50, 60, 180, 360, 540 y 1440	COT, color, turbidez, pH
23	*	*	*	*	*		

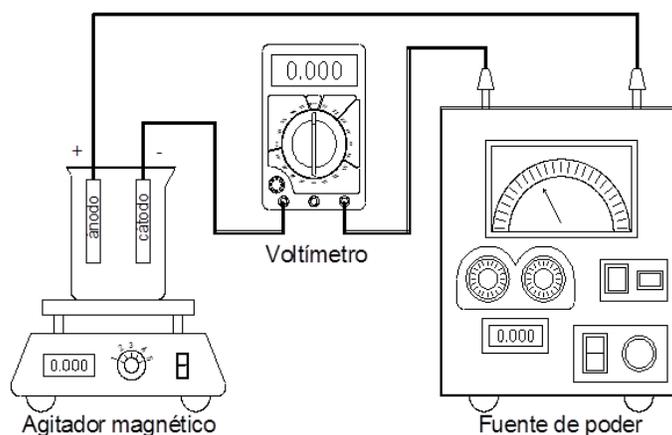


FIGURA 4 DISEÑO DE UNA CELDA ELECTROLÍTICA

5.4.1 Efecto del electrolito soporte

Se evaluó el efecto del electrolito soporte en la remoción de MO en el agua residual de rastro, para incrementar la CE del agua inicial que era de 789.1 $\mu\text{S}/\text{cm}$, por lo que se adicionaron 1 g/200 mL (5g/L) de NaCl o de Na_2SO_4 , a pH de la muestra de agua cruda (6.2-6.5), durante 1 h a 0.5 A. Se tomaron diferentes alícuotas cada 10 min, durante 60 min y se evaluaron la DQO, COT, color y turbidez, ambos experimentos se realizaron por triplicado (tabla 6).

5.4.2 Efecto del pH y densidad de corriente eléctrica

El pH es un parámetro determinante en los sistemas electroquímicos, ya que de este depende las especies químicas que se forman durante el proceso y que favorecen a la remoción de MO. Para esto se evaluaron 3 valores de pH: 2, 4 y 6. Los experimentos se

realizaron a 0.5, 1 y 2 A (20, 40 y 80 mA/cm²) (figura 5) y se evaluaron a diferentes tiempos 2, 4, 6, 8, 10, 20, 30 min, de acuerdo a la tabla de contingencia 3X3 (tabla 7).

TABLA 6 DISEÑO DEL EFECTO DEL ELECTROLITO SOPORTE

Tiempos (min)	pH	Densidad de corriente (A)	Electrolito soporte	
			NaCl	Na ₂ SO ₄
10, 20, 30, 40, 50 y 60	Agua cruda (6.2-6.5)	0.5	Color, turbidez, DQO y COT	

TABLA 7 DISEÑO DEL pH Y LA DENSIDAD DE CORRIENTE

Corriente (A)	Densidad de corriente (mA/cm ²)	pH		
		2	4	6
0.5	20	DQO, COT, color y turbidez		
1	40			
2	80			

5.4.3 Efecto de la concentración del Cu

La concentración teórica de Cu es directamente proporcional a la corriente aplicada. Con la ley de Faraday (ecuación 2) se calculó la concentración de Cu en la solución a 0.5, 1 y 2 A.

$$m = \frac{(I \times t \times M)}{ZF} \quad (2)$$

Donde m es la cantidad de material de electrodo disuelto (g), I es la densidad de corriente (A), t es el tiempo (s), M es la masa molecular (g/mol), Z es el número de electrones transferidos en el reacción y F es la constante de Faraday 96 486 C/mol (Holt *et al.*, 2002). Los resultados teóricos se compararon con los obtenidos experimentalmente por absorción atómica.

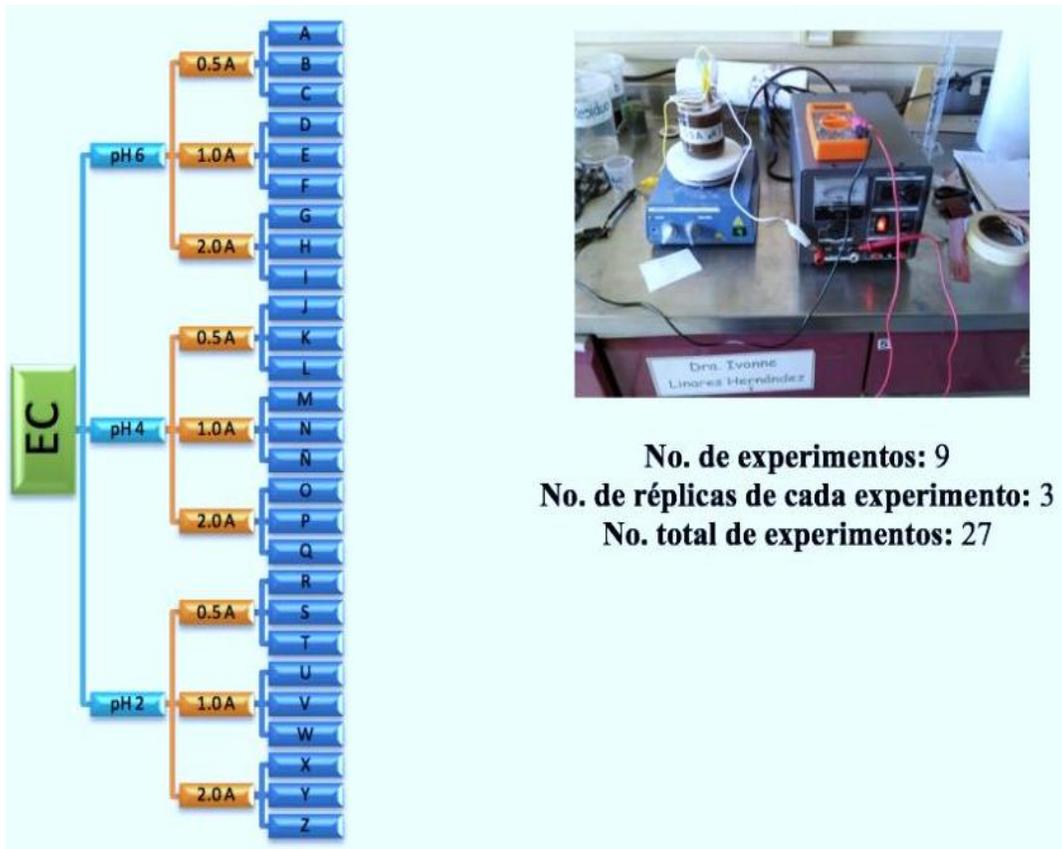


FIGURA 5 DIAGRAMA DEL PROCESO POR EC

5. 4. 4 Determinación del costo energético

Del costo energético depende de que el tratamiento sea económicamente factible para ser utilizado. La fórmula para calcularlo está dada por la ecuación 3 (Gatsios *et al.*, 2015).

$$E = \frac{(U \times I \times t)}{V} \quad (3)$$

Donde E es el consumo de energía por m^3 de agua tratada (kWh/m^3), U es el voltaje requerido (Volts), I es la corriente aplicada (A), t es el tiempo de EC (h), y V el volumen de la solución (m^3).

5.5 Sistema acoplado (FQ-EC)

En esta etapa se aplicaron las condiciones óptimas de operación tanto del tratamiento FQ (reactivo, concentración y tiempo de retención), así como de la EC (pH, densidad de corriente, electrolito soporte y el tiempo de retención).

5.6 Caracterización de los lodos generados

Con la finalidad de conocer la estructura y composición del lodo generado a partir de los sistemas de tratamiento se realizaron los siguientes análisis:

- a) ***Infrarrojo (IR)***: Los lodos fueron analizados mediante espectroscopia IR para identificar los principales grupos funcionales, utilizando el equipo Nicolet Magna IR 550 FTIR con detector DTGS-Cul.

- b) ***Microscopia electrónica de barrido y análisis elemental***: Esta técnica se utilizó para conocer la morfología y composición elemental de los lodos con el equipo Philips XL30 y una sonda EDAX DX-4.

CAPÍTULO 6 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1 Caracterización de las muestras

Se realizó la caracterización del agua residual del rastro municipal de Toluca para conocer su composición fisicoquímica (orgánica e inorgánica) y biológica (tabla 8). Se realizó la toma de dos muestras compuestas, la primera en el mes de septiembre del 2015 y la segunda en febrero del 2016. Cabe destacar que las muestras presentan variabilidad principalmente en los parámetros de color, sulfatos, DQO, COT, cobre y nitrógeno amoniacal, esto debido al número de animales sacrificados durante el día de operación del rastro que es aproximadamente entre 125-130 animales (ganado porcino y ganado bovino), generando 1.4 m³/h de agua residual.

Se realizaron los diagramas de distribución de especies, con la finalidad de explicar el comportamiento y la formación de diferentes complejos en los sistemas acuosos.

6.1.1 Parámetros físicos del agua residual cruda

a) Sólidos suspendidos totales

La concentración de SST fue de 1420 y 1270 mg/L. Estos valores están dentro del intervalo que reporta Sroka *et al.* (2004) que varía entre 112-1743 mg/L de una planta de procesamiento de carne de cerdos. Son valores menores al intervalo reportado por Sena *et al.* (2009) de 2200 a los 2500 mg/L del agua de un rastro que procesa carne de aves como de cerdos. Debik y Coskun (2009) reportan un intervalo de 1850 a 3750 mg/L para un efluente procedente de un rastro de aves.

b) Turbiedad

La turbiedad es un parámetro debido a la presencia de algunas partículas en suspensión o coloides (Lenntech, 2015). La turbiedad del efluente en estudio fue de 942 y 1850 UNT. Estos son valores mayores a los encontrados por Kobay y colaboradores (2006) de 600–550 UNT; en un rastro donde son sacrificados 45 000 aves por día. Por su parte Bayar *et al.* (2011) reportan una turbidez menor de 176.7 UNT en un rastro donde son sacrificados 20000 pollos por día. Sena *et al.* (2009) reportaron una turbiedad de 1000 a 1200 UNT de una industria encargada del sacrificio y procesamiento de aves, la cual genera 350 m³/h de

agua residual. Los valores de la turbiedad se deben a la presencia de partículas en suspensión como residuos de paja, carne, heces fecales, entre otros.

TABLA 8 CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE DE RASTRO

Parámetro	Concentración	
	Muestra compuesta No. 1	Muestra compuesta No. 2
Características Físicas		
SST (mg/L)	1420	1270
Turbiedad (UNT)	942	1850
Color (U Pt-Co)	44 200	3675
CE (mS/cm)	1.2715	-----
Dureza total (mg/L)	268.137	496.56
Características Químicas Inorgánicas		
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	30.50	321.80
Nitritos (mg/L)	3.496	1.18
Nitratos (mg/L)	76.8206	58.01
Fósforo total (mg/L)	2.23	No detectada
pH	6.7	6.61
Alcalinidad (mg/L)	804.75	881.50
Cloruros (mg/L)	165.34	225.46
Sulfatos (mg/L)	4374.40	913
Acidez (mg/L)	269.75	164
Sodio (mg/L)	104.92	108.50
Calcio (mg/L)	57.69	49.50
Magnesio (mg/L)	17.21	18.06
Hierro (mg/L)	13.48	6.1
Cobre (mg/L)	20.41	0.13
Características Químicas Orgánicas		
DQO (mg/L)	7580.1	6425
COT (mg/L)	1603.5	2127.38
DBO ₅ (mg/L)	3071.16	3520.50
DBO ₅ /DQO	0.40	0.54
DBO ₅ /COT	1.92	1.65
COT/DQO	0.21	0.32
Características Biológicas		
Coliformes Fecales (NMP)	1.1 x 10 ⁻⁶ en 100 mL	4.0 x 10 ⁻³ en 100 mL
Coliformes Totales (NMP)	1.4 x 10 ⁻⁶ en 100 mL	2.2 x 10 ⁻⁴ en mL

c) Color

El color verdadero de las muestras compuestas varió significativamente de 44 200 y 3675 U Pt-Co. El color de este tipo de efluente es principalmente por la sangre, la cual contiene glóbulos rojos de la hemoglobina (Dukes, 2010; Wolfgang y Gerhard, 2005).

En su investigación, Bustillo-Lecompte y Mehrvar (2015) señalan que el intervalo de color es de 175 a 400 U Pt-Co, e indican que este parámetro depende del momento en el que se realiza la toma de muestra puesto que en ocasiones el agua residual tiende a tener un color rojo intenso en el momento de la matanza y tiende a variar con respecto al tiempo.

d) Conductividad eléctrica

La CE es la capacidad de una solución para conducir la corriente eléctrica; la cual es transportada por iones en solución (Crites y Tchobaglou, 2000). La CE en las muestra compuesta fue de 1.2715 mS/cm. Kobay *et al.* (2006) reportó una CE de 1.995 mS/cm más elevada, mientras que Asselin y colaboradores en 2008, encontraron valores menores de 330 a 500 μ S/cm.

6.1.2 Parámetros químicos

6.1.2.1 Parámetros químicos inorgánicos

a) Dureza total

La dureza corresponde a la presencia de iones de calcio y magnesio en el agua. En términos generales, puede considerarse que un agua es blanda cuando tiene dureza menor de 100 mg/L; medianamente dura, cuando es de 100 a 200 mg/L; y dura, cuando tiene de 200 a 300 mg/L (en todos los casos, como CaCO_3) (FAO, 2015). Los valores de dureza encontrados fueron de 268.14 y 496.56 mg/L como CaCO_3 , que corresponde a un agua dura, la cual puede generar sólidos insolubles capaces de formar depósitos en las tuberías, hasta llegar a obstruirlas.

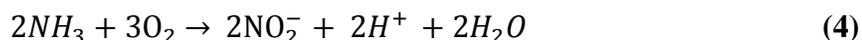
b) Nitrógeno amoniacal

De acuerdo a Crites y Tchobaglou, 2000 el nitrógeno amoniacal existe en solución acuosa tanto en forma de ion amonio y/o en forma de amoniaco. Pero esto depende del valor de pH de la solución. Para valores de pH superiores a 9.3, el equilibrio se desplaza hacia la derecha predominando el amoniaco, mientras que para valores de pH menores a 9.3 existe un predominio de la concentración del ion amonio. El efluente presentó valores de 19.5 y 321.80 mg/L N-NH₃ a pH de 6.7 y 6.61, respectivamente, como se puede apreciar en el anexo 1; es posible la formación de otros iones como el ión NH₄SO₄⁻ debido a la concentración elevada de sulfatos presente en el agua residual.

c) Nitritos y Nitratos

Si un recurso hídrico recibe descargas de aguas residuales domésticas o como en este caso el efluente del rastro, el nitrógeno estará presente como nitrógeno orgánico amoniacal, el cual, en contacto con el oxígeno disuelto, se irá transformando por oxidación en nitritos y nitratos (ecuación 4 y 5). Este proceso de nitrificación depende de la temperatura, del contenido de oxígeno disuelto y del pH del agua.

Nitrificación



En general, los nitratos son muy solubles en agua debido a la polaridad del ion. En los sistemas acuáticos, los materiales nitrogenados tienden a transformarse hasta nitratos. El ion nitrito es menos estable que el ion nitrato, este es muy reactivo y puede actuar como agente oxidante o reductor, por lo que sólo se encuentra en concentraciones apreciables a baja oxigenación. A niveles elevados de oxígeno los nitritos se transforman rápidamente a nitratos y son los que, generalmente, predominan en cuerpos de agua, tanto superficiales como subterráneos (FAO, 2015). Esto se aprecia en ambas muestras ya que presentan una concentración de nitritos de 3.50 y 1.18 mg/L y de nitratos de 76.82 y 58.01 mg/L, para las muestras 1 y 2, respectivamente.

d) Fósforo Total

El contenido de fósforo total en el agua de rastro de la ciudad de Toluca fue de 2.23 mg/L. Sroka *et al.* (2004) reportó en el efluente de una planta de procesamiento de carne de cerdos concentraciones de 15 a 70 mg/L. Además, Debik y Coskun (2009) reportaron que el agua residual que se generaba en un rastro de aves presenta un valor de 5.8 a 12.1 mg/L de fósforo total.

e) pH

Los valores de pH de las muestras fueron de 6.7 y 6.61 acercándose a un pH neutro, lo cual está dentro de lo establecido por la NOM-001-SEMARNAT (5-10). Generalmente la sangre de los bovinos tiene un pH de 7.3 (UNAM, 2015). De acuerdo a este parámetro el efluente del rastro de Toluca puede ser descargado al río Verdiguél (Rodier, 1998), sin embargo, es conveniente evitar que sea descargado por su alto contenido de MO. Bustillo-Lecompte y Mehrvar (2015) reportan un intervalo amplio de pH de 4.90 a 8.10 de un rastro; Debik y Coskun (2009) encontraron un intervalo menor de pH del agua proveniente de un rastro de aves de 5.6–8.1. Thirugnanasambandham *et al.* (2015), mostraron valores de pH de 7.8 del efluente de una industria de carne; en el caso de Sena y colaboradores (2009) el pH fue de $6,7 \pm 0,2$.

f) Alcalinidad

La alcalinidad es la capacidad que posee el agua para poder llevar a cabo la neutralización de ácidos, ésta se debe principalmente a la presencia de hidróxidos, carbonatos, y bicarbonatos, así como también, a los boratos, silicatos, fosfatos (Crites y Tchobaglou, 2000).

La alcalinidad del efluente en estudio para ambas muestras fue de 981.30 y 881.50 mg/L como CaCO_3 que se debe a la presencia de bicarbonatos como se aprecia en el anexo 2. Al comparar estos valores con los de Harris y McCabe (2015), así como los de Johns (1995) en los cuales la alcalinidad se encontró en el intervalo de 350 a 800 mg/L, por su parte

Debik y Coskun (2009), reportaron una alcalinidad mayor, de 775 a 2100 mg/L de un efluente procedente de un rastro de aves.

g) Cloruros

Una de las fuentes potenciales de cloruros a los cuerpos de agua, son las descargas de aguas residuales domésticas, industriales y agrícolas, como es el caso del rastro municipal de Toluca. Los cloruros presentan gran solubilidad en agua (anexo 3), por tal razón, su remoción requiere métodos sofisticados y costosos, especialmente cuando se trata de volúmenes y concentraciones relativamente altas.

Las concentración de cloruros encontrados para las muestras compuestas fueron de 165.34 y 225.46 mg/L, los cuales son valores elevados, por su incorporación en el proceso de matanza al ser el anión mayoritario del fluido extracelular de la sangre de los rumiantes que utilizan a los iones cloruros en el proceso de absorción de ácidos grasos volátiles (Häubi-Segura, 2004), así como por el uso de productos de limpieza y por la aplicación del cloruro de sodio en el proceso de conservación de los cueros y así como la adición de compuestos que contienen aniones a la dieta para acidificar ligeramente con la finalidad de cambiar el metabolismo de las vacas a un balance ácido (pH sangre y orina entre 6.5 a 5.8). Las sales más comúnmente utilizadas son cloruro de sodio, cloruro de magnesio y cloruro de calcio (INIFAP, 2003).

La NOM-001-SEMARNAR-1996 excluye este parámetro como límite máximo permisible para la descarga de agua residual, sin embargo, para el proceso electroquímico es importante monitorear dicho parámetro por su aporte electrolítico y debido a que los cloruros se oxidan a cloro gas lo que promueve la desinfección en el sistema de tratamiento.

h) Sulfatos

En el caso de los sulfatos, cuando éstos se encuentran en concentraciones excesivas normalmente en agua ácida y con deficiencia de alcalinidad, confiere propiedades corrosivas al agua. En el efluente en estudio, se observó variabilidad en las concentraciones de sulfatos de 4374.40 y 913 mg/L así como de alcalinidad 981.30 y 881.50 mg/L como

CaCO₃, con un valor de pH casi neutro de 6.7 y 6.6 respectivamente. Esta variabilidad depende la cantidad de animales sacrificados y la alimentación ya que en ocasiones se utilizan sales de sulfatos en la engorda (INIFAP, 2003).

En el anexo 4, se aprecia el diagrama de especies de los iones sulfatos que están solubles y también combinados con el amonio, lo que permite su eliminación mediante el tratamiento fisicoquímico propuesto, por su elevada concentración, los cuales se precipitan con los reactivos 110 y 23.

i) Sodio

Con relación al sodio, la caracterización del agua residual proveniente del efluente presentó una concentración de 104.92 y 108.50 mg/L. En el diagrama de especies de sodio del anexo 5 se puede apreciar que la mayor concentración de este ion se encuentra en una forma soluble y formando otras especies solubles, como NaH₂PO₄, NaHPO₄⁻ y NaSO₄⁻. La presencia de este en el efluente se debe a que el sodio es el principal catión del fluido extracelular de la sangre y su concentración en suero o plasma varía de 140 a 150 meq/L (3220 a 3450 mg/L). Además, es el principal catión presente en los eritrocitos de las vacas cuya concentración es de 79.8 mM/kg. En cerdo, el potasio es el principal catión sin embargo tiene una concentración de 10.8 mM/kg de sodio (Reece, 2010).

j) Calcio

Las concentraciones de Ca son de 57.69 y 49.50 mg/L. En la muestra No.1 una parte del calcio está en forma sólida como Ca₅(PO₄)₃OH_(cr), esto se observa en el diagrama del anexo 6 a pH de 6.7, el cuál es insoluble y favorece la precipitación del ión fosfato (Chang y Goldsby, 2013).

k) Magnesio

En el efluente del rastro municipal el resultado muestra un valor de 17.21 y 18.06 mg/L de magnesio. En el diagrama de especies anexo 7 se puede observar que al pH de la muestra el magnesio se encuentra soluble, y a pH más alcalino es posible la presencia de compuestos

insolubles tales como $MgHPO_4$, MgH_2PO_4 y $MgSO_4$, lo cual podría favorecer a la precipitación de iones sulfato y fosfato en el agua (Chang y Goldsby, 2013).

l) Hierro

El hierro es un constituyente normal del organismo forma parte de la hemoglobina que es el pigmento de los glóbulos rojos, la hemoglobina es una proteína conjugada que contiene hierro (Recce, 2010), la cual a valores de pH menor a 7.2 se rompe la unión con la porfirina liberando al hierro (Jiménez, 2013), por tal razón se encuentra en el agua residual del rastro municipal en concentraciones de 13.48 y 6.1 mg/L. Con relación al diagrama de especies anexo 8, a pH de la muestra la forma química en que se encuentra es de Fe_2O_3 . A un intervalo de pH de 0.5-5.5 se forma la especie insoluble de $FePO_4 \cdot 2H_2O$.

m) Cobre

Se encontraron concentraciones de 20.41 y 0.13 mg/L de cobre lo que indica una gran variabilidad en las muestras 1 y 2 del efluente generado en el rastro municipal de la ciudad de Toluca. El contenido de cobre se debe principalmente a su presencia en los glóbulos rojos y en el plasma sanguíneo (Gutiérrez, 2007), por lo que esta variación en el contenido de cobre en las muestras depende del número de animales sacrificados. Para la muestra 1 el cobre sobrepasa tres veces el límite permisible que establece la NOM-001-SEMARNAT-1996 (6.0 mg/L de Cu).

Se aprecia en el diagrama de especies del anexo 9, la especie que predomina al pH de la muestra es $Cu(HPO_4)_2^{2-}$ indicando que el cobre compite con el calcio por los fosfatos.

6.1.2.2 Parámetros químicos orgánicos

a) DQO

La prueba de DQO es usada para conocer la concentración de MO en las aguas residuales (Crites y Tchobaglou, 2000). El agua residual procedente del rastro municipal de Toluca tiene valores de DQO de 7580.1 y 6425 mg O_2/L .

Sena *et al.*, (2009) reportaron que el efluente de rastro de aves de corral y cerdos contenía 2800 a 3000 mg O₂/L de DQO. Sroka *et al.* (2004) expusieron que la DQO en un efluente proveniente del sacrificio y procesamiento de cerdos fue de 2780 a 6720 mg O₂/L. Por su parte Debik y Coskun (2004) reportaron 4200 a 9100 mg O₂/L de DQO en un agua residual de rastro de aves; la DQO de las muestras del agua del rastro municipal de Toluca, se encuentran dentro de dicho intervalo. La DQO está en función de la cantidad de animales procesados, así como el tipo de ganado.

b) DBO₅

La DBO₅ del efluente del rastro de Toluca de ambas muestra tomadas fue de 3071.16 y 3520.50 mg/L, las cuales exceden los límite permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996. El límite diario permitido de DBO₅ para la protección de la vida acuática es de 30 mg/L y 150 mg/L para uso agrícola. Lo que limita su descarga directa al río Verdigel.

Sena *et al.* (2009) reportaron un intervalo de DBO₅ de 1400 a 1600 mg/L, por otra parte, Sroka *et al.* (2004) reportan una variación de 1200 a 3000 mg/L en un efluente de un rastro de cerdos, que muestra una similitud con lo encontrado en este estudio.

El índice de biodegradabilidad (DBO₅/DQO) fue de 0.4 y 0.54, indicando que la muestra No.1 es poco biodegradable y la muestra No. 2 fácilmente biodegradable, de acuerdo a lo reportado por Metcalf y Eddy (2003) quienes reportan que a valores mayores a 0.5 la MO es fácilmente biodegradable; para valores menor a 0.3 el agua residual contiene MO persistente difícil de oxidar por métodos biológicos.

c) COT

Parámetro que sirve para determinar la cantidad de carbono orgánico total presente en una muestra de agua (Crites y Tchobaglou, 2000). En el caso del agua procedente del rastro municipal el contenido de COT fue de 1603.5 y 2127.38 mg/L.

De acuerdo con Metcalf y Eddy (2003), es posible determinar la relación DBO_5/COT , siendo este de 1.92 y 1.65, los cuales se encuentran en el intervalo señalado por este autor de 1.2-2.0.

Así mismo la relación COT/DQO fue de 0.21 y 0.32, respecto a esta relación los autores solo reportan datos puntuales de 0.37 para un agua residual municipal.

6.1.3 Parámetros biológicos del agua residual cruda

a) Coliformes Fecales y Totales

El contenido de coliformes totales es de 1.4×10^6 y de 2.2×10^4 NMP/100 mL y de coliformes fecales (termotolerantes) de 1.1×10^6 y 4.0×10^3 NMP/100 mL para las muestras 1 y 2 respectivamente. La presencia de coliformes en el agua residual de rastro se debe a que los microorganismos que conforman este grupo se localizan principalmente en el intestino humano, así como, en el de los animales de sangre caliente (NOM-AA-42-1987) y es fácil que se desarrollen en el ambiente. La presencia de estos microorganismos en el efluente representa una problemática porque los géneros incluidos en estas bacterias generan daños a la salud.

6.2 Tratamiento Físicoquímico

El agua residual proveniente del rastro municipal de Toluca, fue sometida al tratamiento FQ de precipitación química, en el cual se adicionaron dos reactivos químicos nombrados reactivo 110 (A) y reactivo 23 (B), a concentraciones de 25, 50, 100, 200 y 300 g/L y después se agregó NaOH 14 M. Posteriormente se tomaron alícuotas a diferentes tiempos (10, 20, 30, 40, 50, 60 min, 3, 6, 9, 24 h).

En la figura 6 se observa el comportamiento del pH con respecto al tiempo de tratamiento. El promedio del pH inicial fue de 6.5 (anexo 10) y al adicionar cualquiera de los reactivos el pH se incrementa a los 10 min, para la mayoría de los tratamientos. Con el reactivo 110

el pH presenta un mayor incremento. Al utilizar 100 g/L del reactivo 110 e NaOH 14 M se incrementó el pH a 11.4.

La CE se incrementó de un promedio inicial de 5.00 mS/cm a 99.74 mS/cm, a los 10 min de tratamiento y posterior a este tiempo se mantuvieron constantes. Como se observa en la figura 7 la CE aumenta conforme se incrementa la concentración. La CE fue mayor utilizando 300 g/L del reactivo 110 a los 10 min de tratamiento (anexo 11).

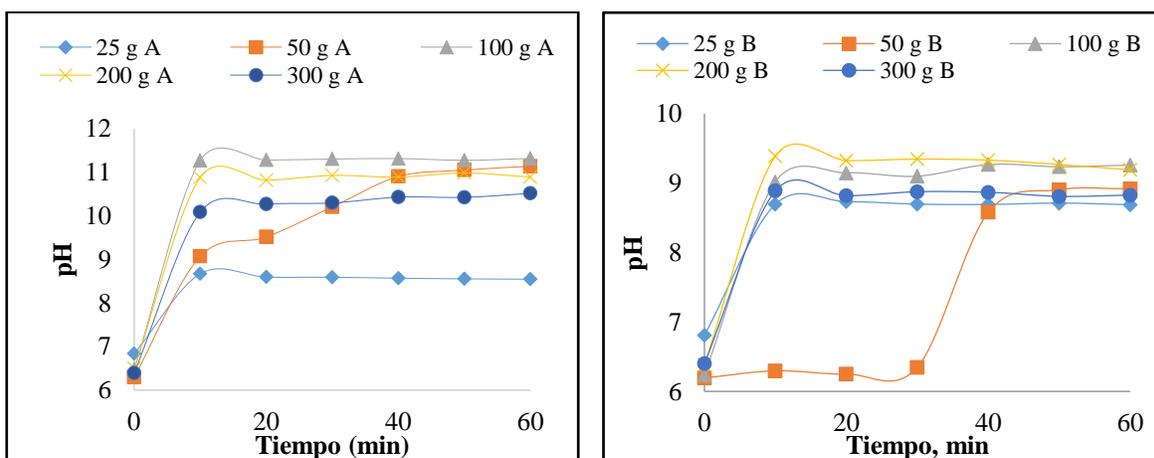


FIGURA 6 PH DEL TFQ A LOS 60 MIN, CON EL REACTIVO 110 (A) Y 23 (B)

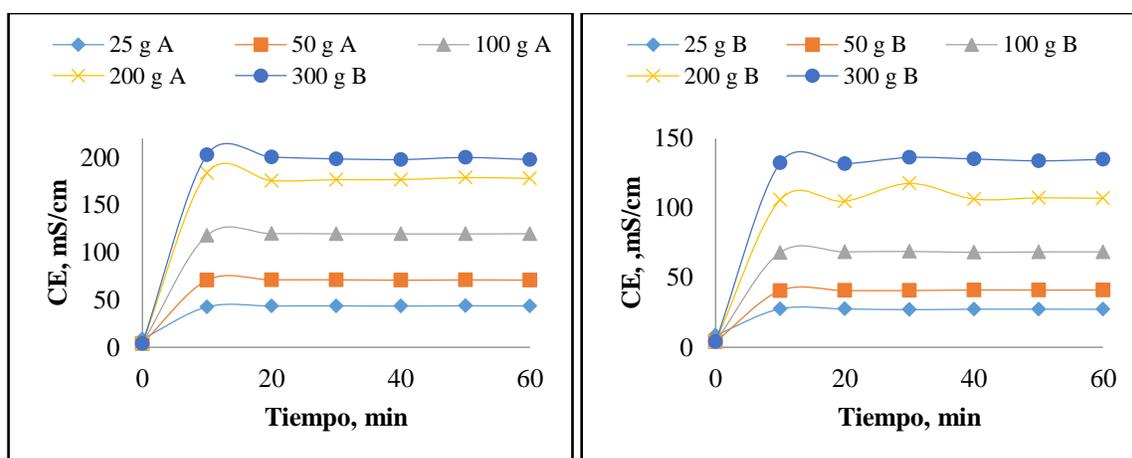


FIGURA 7 CE DEL TFQ A LOS 60 MIN, CON EL REACTIVO 110 (A) Y 23 (B)

En la figura 8, se observa el comportamiento del color con respecto al tiempo, con un promedio de color verdadero de 3642.50 U Pt-Co. La variabilidad de la concentración

inicial en cada uno de los experimentos se debe a la heterogeneidad de la muestra. A los 10 min existe una disminución significativa del color y después se mantiene constante. El 100% de remoción se alcanzó con el reactivo 110 a los 20 min de tratamiento (anexo 12).

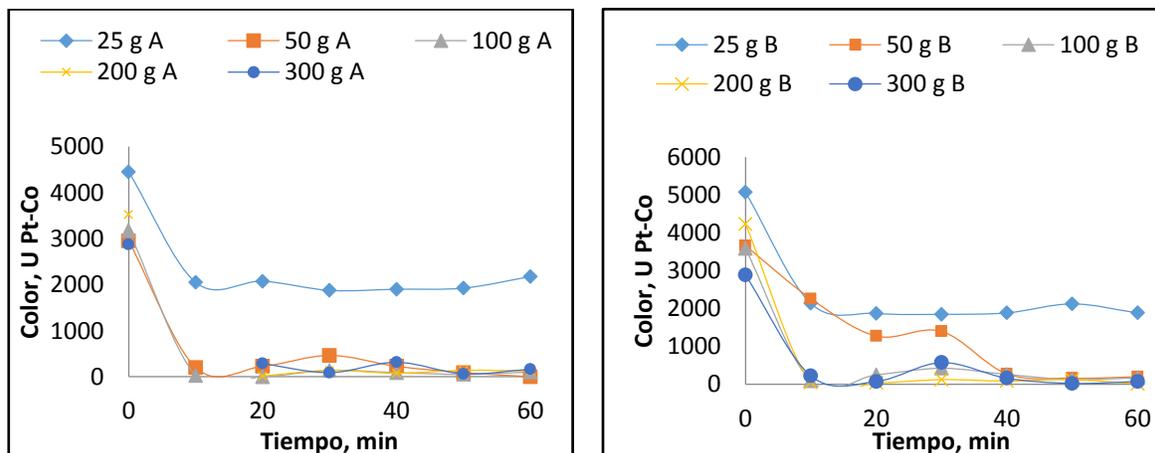


FIGURA 8 COLOR DEL TFQ A LOS 60 MIN, CON EL REACTIVO 110 (A) Y 23 (B)

En la figura 9 se aprecia mayor variabilidad inicial de la turbiedad, debido a que se utilizaron dos diferentes muestras compuestas. Con la primera se llevó a cabo el experimento con 25g tanto del reactivo A como del B. Y con la segunda los demás experimentos. La turbiedad promedio inicial es de 1205.75 UNT. La mayor eficiencia alcanzada fue utilizando 100 g del reactivo 23 con el 99.5% de remoción a los 50 min (anexo 13).

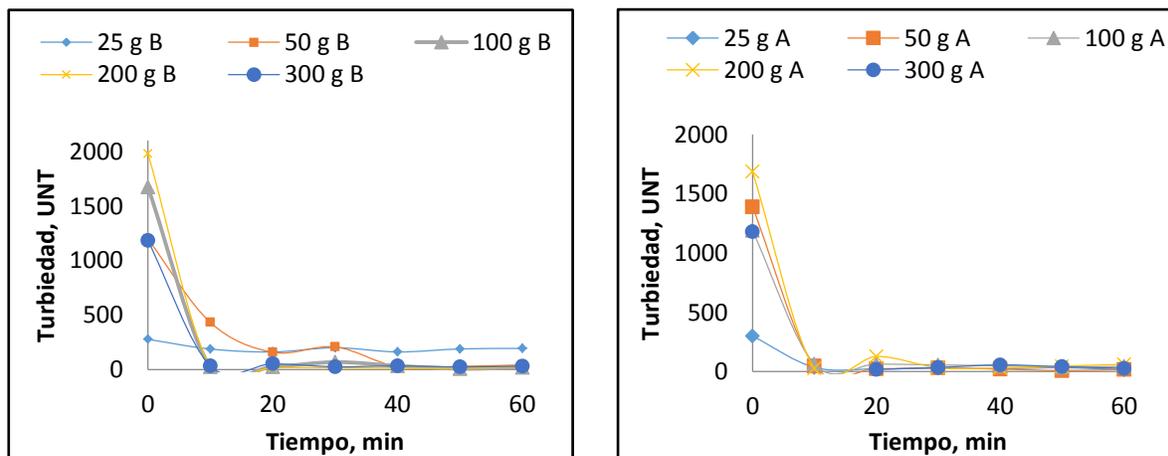


FIGURA 9 TURBIEDAD DEL TFQ A LOS 60 MIN, CON EL REACTIVO 110 (A) Y 23 (B)

En la figura 10 se observa que existe la precipitación de MO, la cual fue evaluada a través del COT, el cual presentó una mayor variación en cada una de las muestras. El promedio de la concentración inicial de COT fue de 2570.51 mg/L. El 66 % de remoción se obtuvo con el reactivo 110 adicionando 25 g e NaOH 14 M a las 9 h (anexo 14).

Con la precipitación se removieron los iones sulfatos (97%), fosfatos (93%), nitratos (67%), magnesio (90%), hierro (80%) y MO (66%).

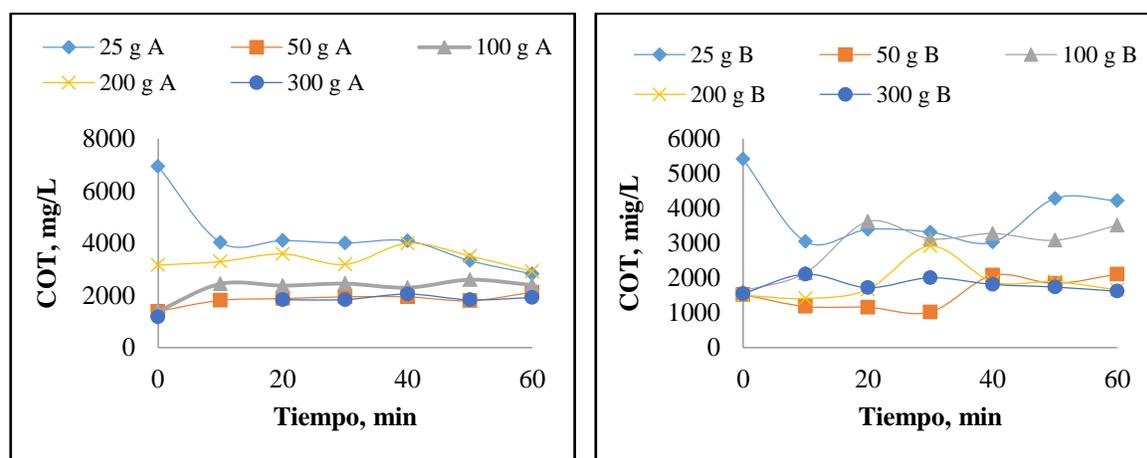


FIGURA 10 COT DEL TFQ A LOS 60 MIN, CON EL REACTIVO 110 (A) Y 23 (B)

6.3 Electrocoagulación

6.3.1 Efecto del electrolito soporte sobre el pH

El NaCl y Na₂SO₄ son electrolitos soportes que se adicionan para mejorar la capacidad conductora del agua cuando es insuficiente para efectuar el tratamiento por EC; se adicionaron 5 g/L. De acuerdo Cominellis y Chen (2010) se reportan concentraciones de 7.5 g/L y 85 mM (5 g/L) de NaCl.

Se observó un incremento del pH después de los 10 min de tratamiento para ambos electrolitos (anexo 15). Los valores de pH final fueron mayores a 9 (figura 11), lo que favorece la formación de hidróxidos metálicos.

6.3.2 Efecto del electrolito soporte sobre la CE

El electrolito soporte está constituido por aniones y cationes, su función es mejorar la capacidad conductora del agua y para poder llevar a cabo la EC. En los experimentos se trabajó con una muestra compuesta con una CE inicial de 141.15 y 125.05 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para los experimentos con NaCl y Na_2SO_4 respectivamente. En la figura 11 se observa que la CE aumenta hasta los 10 min, con NaCl se incrementó a 650.95 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y con Na_2SO_4 fue de 441.95 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (anexo 16). Este comportamiento también fue reportado por Izquierdo *et al.* (2010), al utilizar diferentes electrolitos soporte y entre ellos el NaCl con 1.5 g/L presentando una CE de 2.8 mS/cm y al adicionar 1.5 g/L Na_2SO_4 se obtuvo una CE de 2.1 mS/cm. Existe un comportamiento más estable con el Na_2SO_4 . Con el incremento de la CE el sistema se beneficia y se reduce el consumo de energía y el costo.

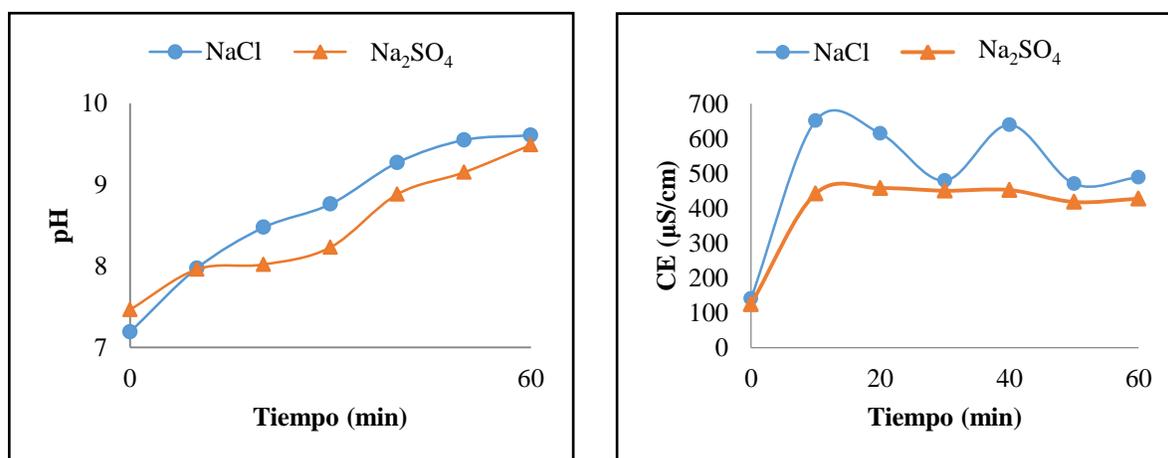


FIGURA 11 EFECTO DEL ELECTROLITO SOPORTE SOBRE EL PH

6.3.3 Efecto del electrolito soporte sobre el color

El color inicial promedio fue de 8439.59 U Pt-Co. Después del tratamiento por EC se observó una disminución de este parámetro en los primeros 10 min hasta 2033.34 U Pt-Co y 1537.5 U Pt-Co utilizando NaCl y Na_2SO_4 respectivamente, con una eficiencia del 75% para NaCl como electrolito soporte y posteriormente a los 20 y 30 min la eficiencia disminuyó (anexo 17); sin embargo utilizando Na_2SO_4 fue de 82 %. Este comportamiento

se explica debido a que al aumentar el pH a 9 (figura 12), se promueve la formación de especies complejas e insolubles que dan una coloración verdosa al efluente tratado.

6.3.4 Efecto del electrolito soporte sobre la turbidez

En la figura 12 se muestra que la turbiedad inicial promedio del agua residual fue de 1104 UNT, la cual disminuye después de la EC a 514.38 UNT a los 10 min con una remoción del 53% con el electrolito de NaCl y 577.5 UNT con una disminución del 47 % con el de Na₂SO₄ (anexo 18). Es importante señalar que existen diferencias en este parámetro por la presencia de sólidos suspendidos de naturaleza heterogénea y la capacidad del Cu para interactuar con los sulfatos y formar Cu₂SO₄ lo cual da una coloración azul-verdosa al agua aumentando la turbiedad.

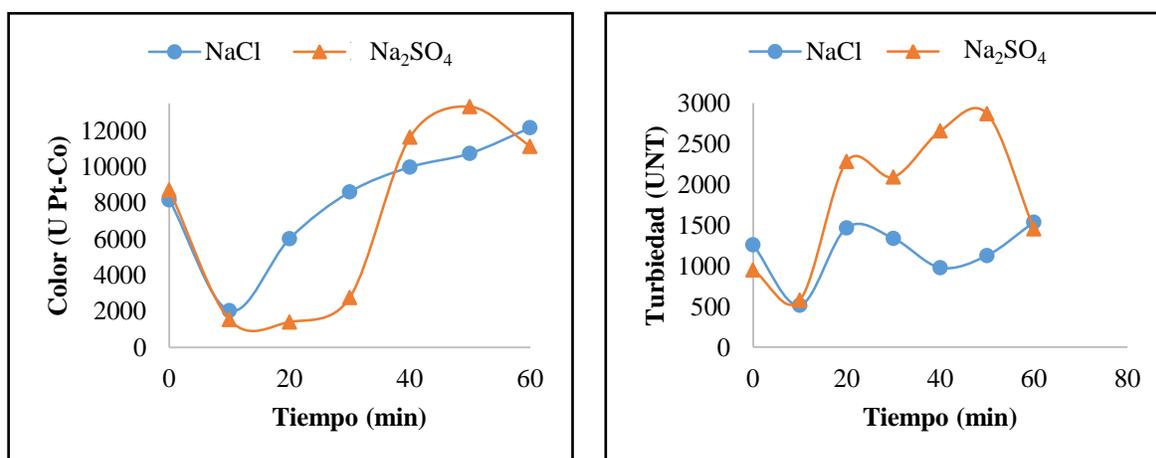


FIGURA 12 EFECTO DEL ELECTROLITO SOPORTE SOBRE EL COLOR Y LA TURBIEDAD

6.3.5 Efecto del electrolito soporte sobre la DQO

La concentración inicial de DQO disminuye de 9300.47 mg/L a 3415.02 mg/L removiendo el 63% de DQO a los 10 min en presencia de NaCl y al utilizar Na₂SO₄ se remueve 70% (figura 13) debido a que la concentración inicial fue de 15278.66 mg/L y disminuyó a 2648.345 mg/L a los 10 min de tratamiento (anexo 19); de la misma forma que en el caso de color y turbidez, la DQO aumenta después de los 10 min de tratamiento al incrementar el pH. Por su parte Asselin *et al.* (2008) reportaron una remoción de DQO del 82% sin

utilizar algún tipo de electrolito soporte a los 60 min de operación con electrodos de (Fe-Fe), en un agua de rastro.

6.3.6 Efecto del electrolito soporte sobre el COT

El comportamiento del COT al emplear ambos electrolitos soportes presentan una marcada disminución a los 10 min de tratamiento. La concentración inicial de COT fue de 5428.59 mg/L para NaCl y de 10284.75 mg /L para Na₂SO₄ (anexo 20). Después de 10 min disminuye hasta 993.65 mg/L con una eficiencia del 82% en presencia de NaCl y 74% en presencia de Na₂SO₄ (figura 13).

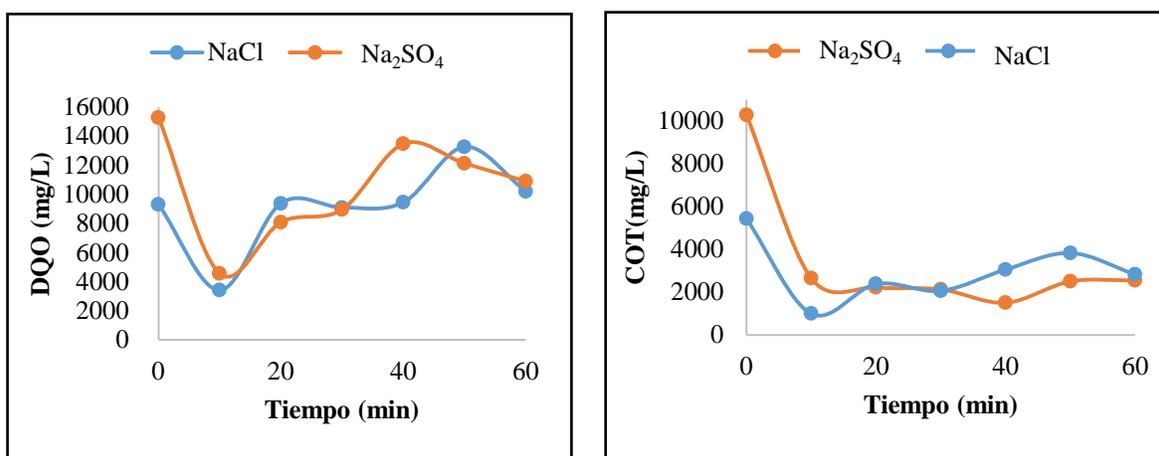


FIGURA 13 EFECTO DEL ELECTROLITO SOPORTE SOBRE LA DQO Y EL COT.

6.3.7 Efecto del pH y densidad de corriente eléctrica

6.3.7.1 Color

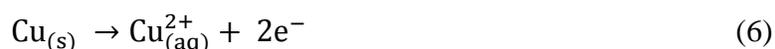
El color al inicio del experimento fue en promedio de 3238 U Pt-Co, se estudió el efecto del pH y la densidad de corriente en un periodo de tiempo de 30 min.

Para determinar el efecto de la densidad de corriente en la remoción de color se aplicó 0.5, 1 y 2 A de corriente directa. En los procesos electroquímicos, la densidad de corriente es el parámetro más importante para controlar la velocidad de reacción dentro del reactor de EC. Además, la densidad de corriente determina la tasa de producción de coagulante, ajusta la

producción de burbujas, y por lo tanto afecta el crecimiento de flóculos (Kobyta *et al.*, 2015). Por esa razón a mayor densidad, se genera más cantidad de coagulante y se incrementa el pH, debido a la formación de hidróxidos metálicos.

El color inicial de este tipo de efluente es principalmente por la sangre la cual contiene glóbulos rojos de la hemoglobina (Dukes, 2010; Wolfgang y Gerhard, 2005). El 100 % de remoción de color se obtuvo a los 30 min, pH inicial de 2 y 0.5 A (anexo 21). Al final del tratamiento el valor de pH se incrementa hasta 6, debido a la formación de hidróxidos en el medio (figura 14). En las ecuación. 6-9 se indican las reacciones que se llevan a cabo en el sistema electroquímico empleando electrodos de Cu.

Reacciones anódicas



Reacciones catódicas



Reacciones en solución acuosa

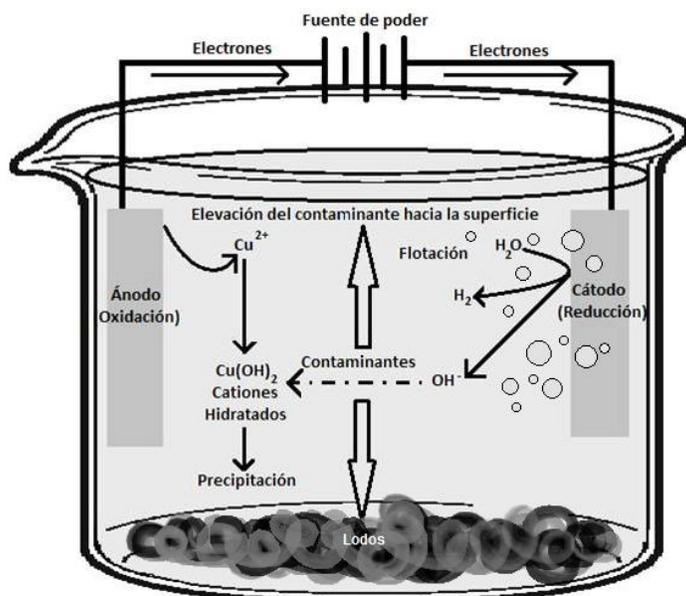
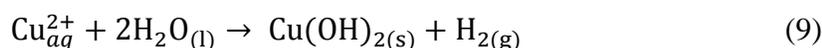


FIGURA 14 SISTEMA DE ELECTROCOAGULACIÓN

En el caso de la intensidad de corriente de 1.0 A, a pH 2 la concentración de color se ve reducido al 99% a los 30 min (31 U Pt-Co); a un pH 4 se remueve el 95 % a los 10 min. (169 U Pt-Co) y a un pH de 6 el mejor porcentaje de remoción se dio a los 30 min con una eficiencia del 89 % (394 U Pt-Co).

En los experimentos donde se aplicó una intensidad de corriente de 2.0 A, a pH 2, el color tuvo una remoción del 74% (925 U Pt-Co) a los 4 min (figura 15). Sin embargo; a un pH 4, y 6 min de tratamiento se alcanza una remoción del 94% (238 U Pt-Co), al incrementar el pH a 6, el color disminuye en un 85% en 6 min (513 U Pt-Co).

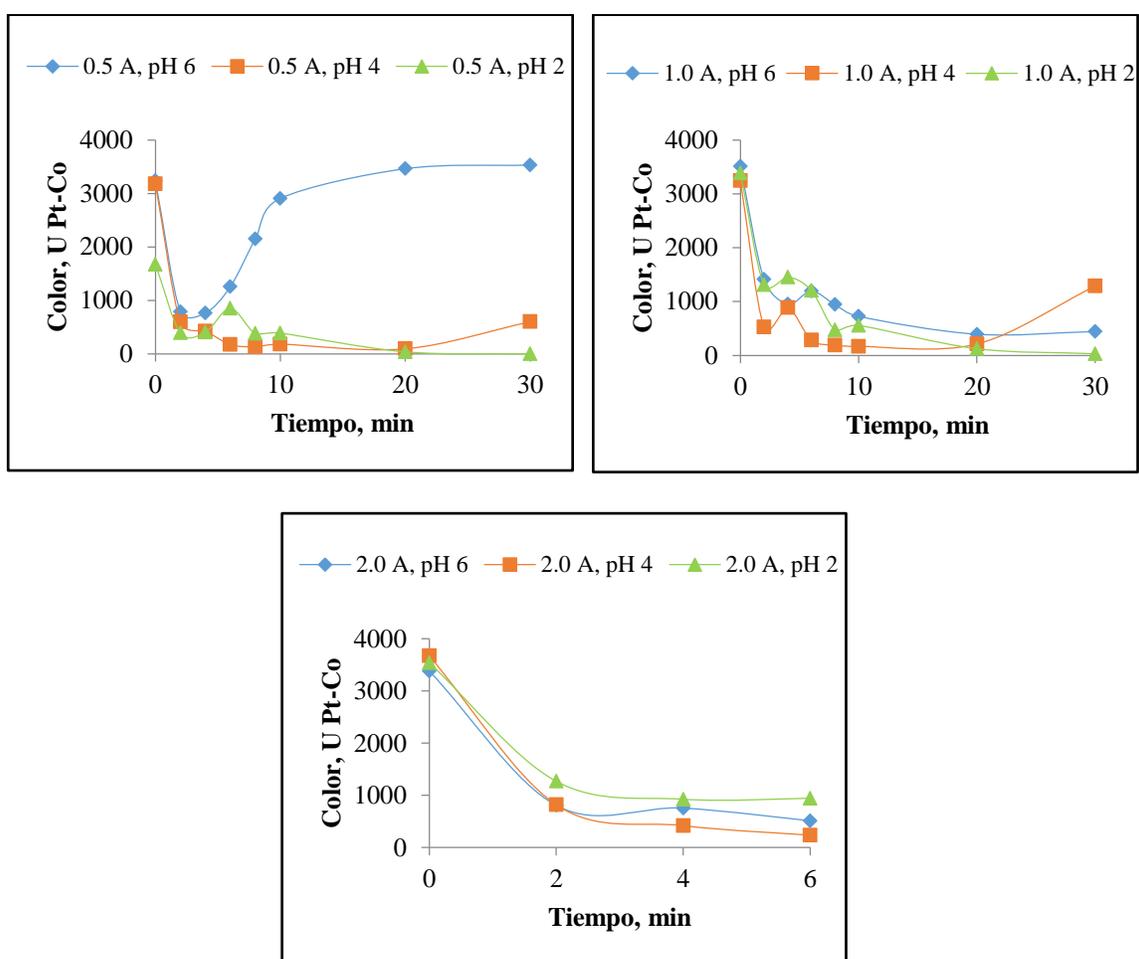


FIGURA 15 EFECTO DE LA INTENSIDAD DE CORRIENTE Y pH SOBRE EL COLOR

Conforme se incrementa el pH, la eficiencia disminuye considerablemente, el efecto de este parámetro es importante en los sistemas electroquímicos debido a que al aumentar el pH, se

promueve la formación de complejos de Cu con CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , OH^- , y PO_4^{3-} (Huheey, 1981), para formar: $\text{Cu}_2\text{CO}_3(\text{OH})_2$, CuSO_4 , $\text{Cu}_3(\text{PO}_4)_2(\text{cr})$, CuHPO_4 , $\text{Cu}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ y $\text{CuO}(\text{cr})$ lo cual proporciona una coloración verdosa al efluente tratado (figura. 16).

Así mismo la densidad de corriente está directamente relacionada también al efecto del pH y debe mantenerse lo más baja posible para evitar el incremento de este parámetro debido a una excesiva formación de hidróxidos, provocando la pasivación de los electrodos, el incremento en la coloración “verdosa” y por consiguiente el aumento en la DQO.

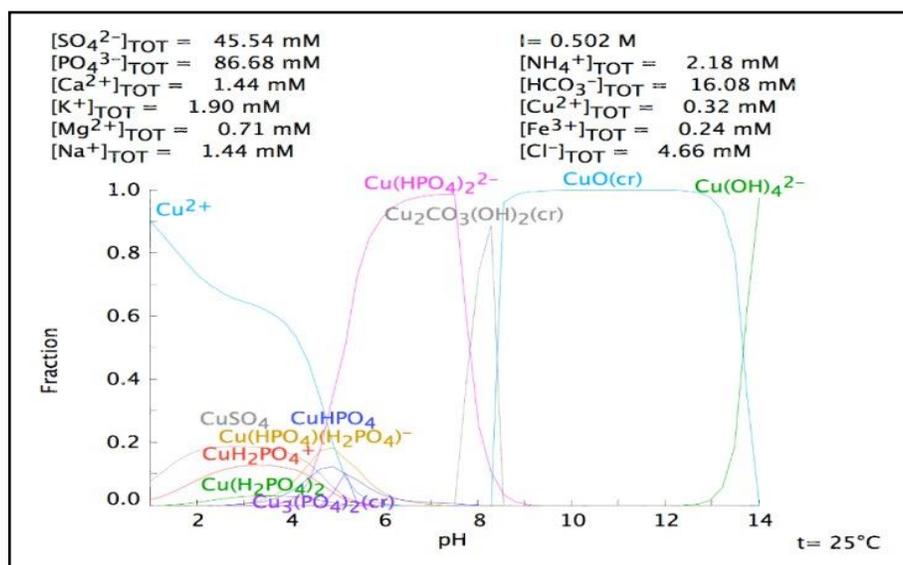


FIGURA 16 DIAGRAMA DE ESPECIES DE Cu^{2+}

6.3.7.2 Turbiedad

En la figura 17 se observa que la turbiedad promedio al inicio del experimento fue de 1200 UNT (anexo 22). Cuando se aplicó la corriente más baja de 0.5 A, se alcanzó una eficiencia del 99% a pH 2 en 30 min y a pH 4 en 20 min, mientras el tratamiento se realizó a pH 6 la eficiencia fue de 68%.

Al incrementar la corriente a 1 A, la eficiencia máxima alcanzada fue a pH 2 con el 100% de remoción hasta los 30 min de tratamiento; a pH 4 la eficiencia es del 99% a los 10 min y a pH 6 decae a 92% en 30 min. En el caso de 2 A, a pH 2 se obtiene una eficiencia del 93% a los 4 min, la mejor remoción se obtuvo a pH 4 con el 100% de remoción, durante los primeros 6 min, a pH 6 disminuyó a 92% en 2 min.

Como puede verse la turbiedad se mantuvo sin modificaciones significativas cuando el pH y la densidad de corriente cambiaron, lo que favorece a la formación de flóculos definidos, los cuales sedimentan rápidamente después del proceso, generando una buena clarificación en el agua.

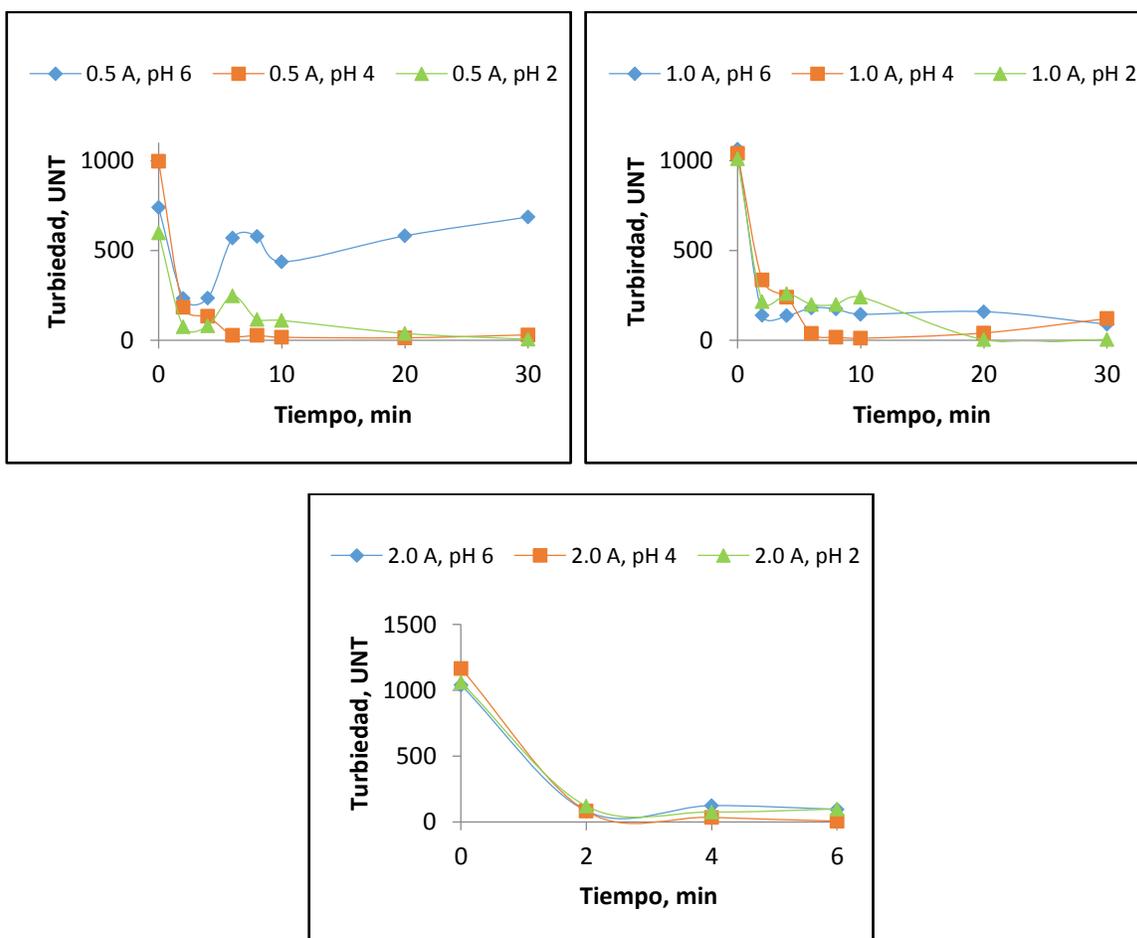


FIGURA 17 EFECTO DE LA INTENSIDAD DE CORRIENTE Y PH SOBRE LA TURBIEDAD

6.3.7.3 Demanda Química de Oxígeno

Se evaluaron el efecto del pH y la densidad de corriente en la DQO (figura 18), la DQO inicial promedio fue de 2341 mg/L (anexo 23). Al aplicar una intensidad de corriente de 0.5 A, pH 2 se obtuvo una remoción del 40 % a los 20 min (1374 mg/L); a pH 4 la mejor

eficiencia se alcanzó a los 6 min con una remoción del 42% (1310 mg/L) (figura 19) y a pH 6 la DQO disminuyó a 24% (1723 mg/L) en un tiempo de 4 min.

Al incrementar la corriente a 1 A, a pH 2, la eficiencia alcanzada fue de 30% a los 30 min. (1644 mg/L); a pH 4, se obtuvo el 14 % de remoción a los 10 min. (1937 mg/L) y a pH 6, la remoción es menor de 6% a los 10 min.

En el experimento realizado con una intensidad de corriente de 2.0 A, a pH 6, y 6 min, se obtuvo una disminución del 1% y en los demás se mantuvo sin ningún cambio favorable en este parámetro debido a la formación de una ligera capa de óxidos que provocó la pasivación del electrodo (figura 20).

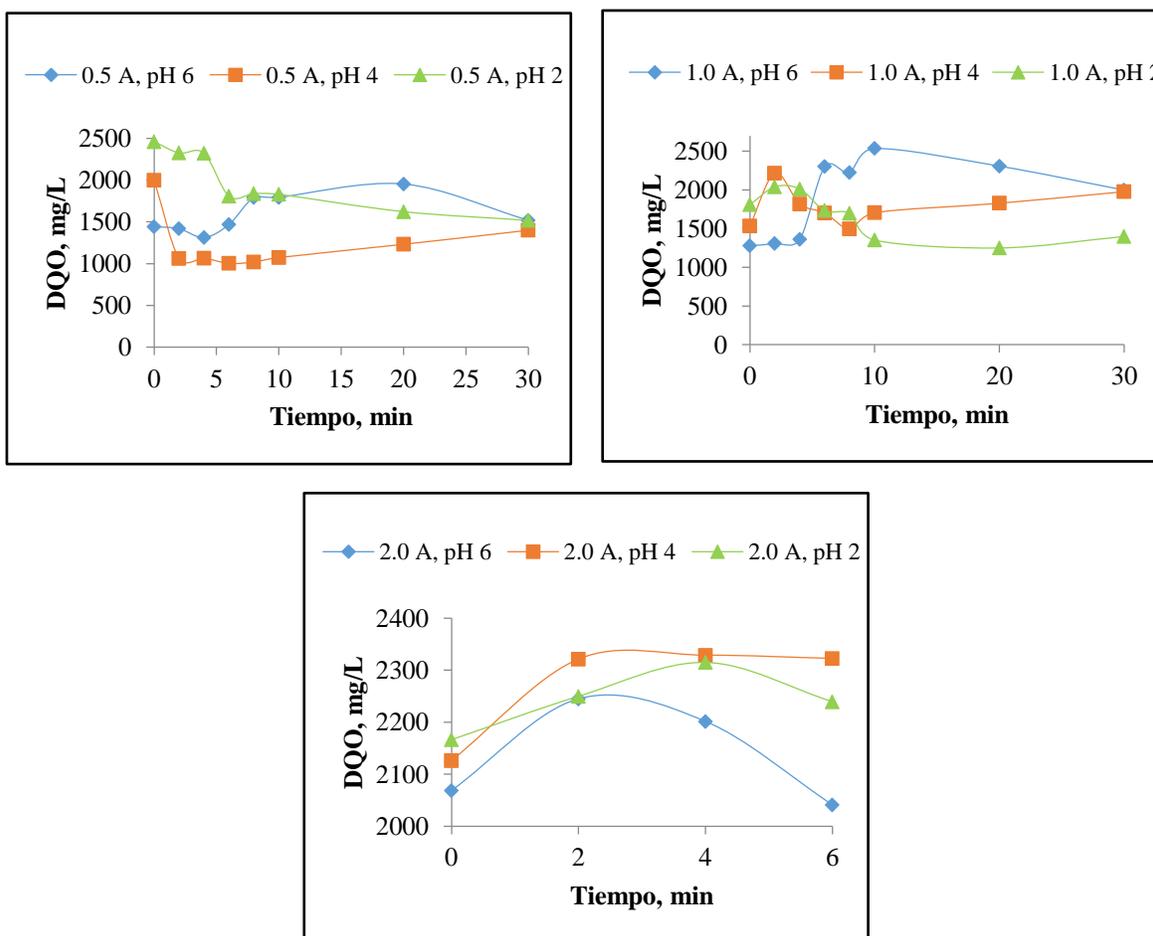


FIGURA 18 EFECTO DE LA INTENSIDAD DE CORRIENTE Y pH SOBRE LA DQO



FIGURA 19 CINÉTICA DEL TRATAMIENTO A 0.5 A Y PH 4



FIGURA 20 ELECTRODOS DE COBRE UTILIZANDO 2 A

6.3.2.4 Carbono Orgánico Total

En la figura 21, se observa que al aplicar una intensidad de corriente de 0.5 A aun valor de pH de 4, se alcanza una eficiencia de 50% a los 6 min (anexo 24), conforme transcurre el tiempo se presenta el mismo comportamiento que en la DQO.

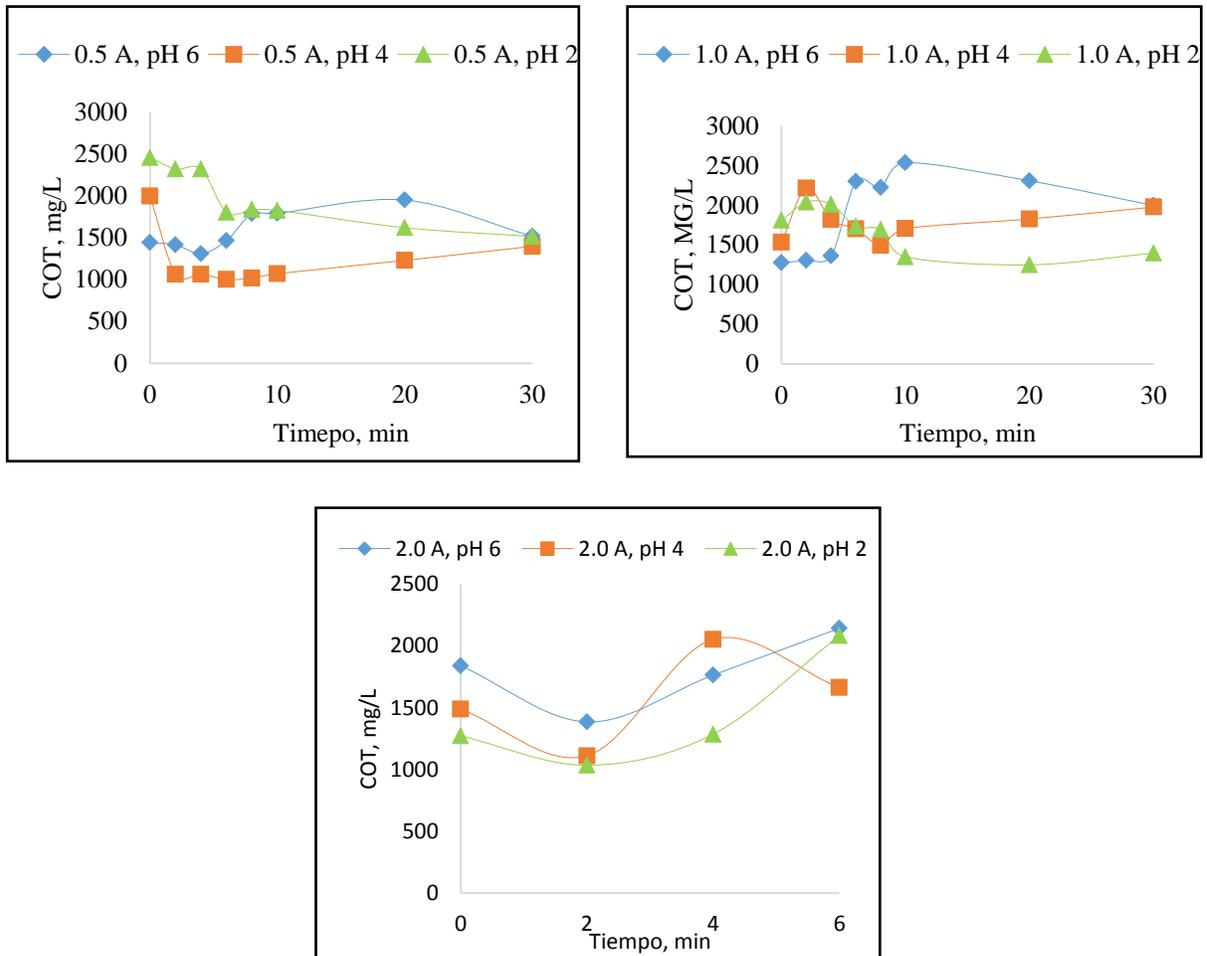


FIGURA 21 EFECTO DE LA INTENSIDAD DE CORRIENTE Y pH SOBRE EL COT

6.3.8 Efecto de la concentración del cobre

La concentración teórica de Cu calculada con la ley de Faraday (ecuación 2) fue de 296.37 mg/L en función de las mejores condiciones (pH 4, 6 min de tratamiento y 0.5 A que es la densidad de corriente que remueve el 42% de DQO y el 50% de COT. La concentración de Cu experimental cuantificada por absorción atómica fue de 192.06 mg/L. En la figura 22 se aprecia la cinética de cada una de las concentraciones, la teórica y la experimental, en donde se observa que la concentración experimental es menor a la teórica (anexo 25).

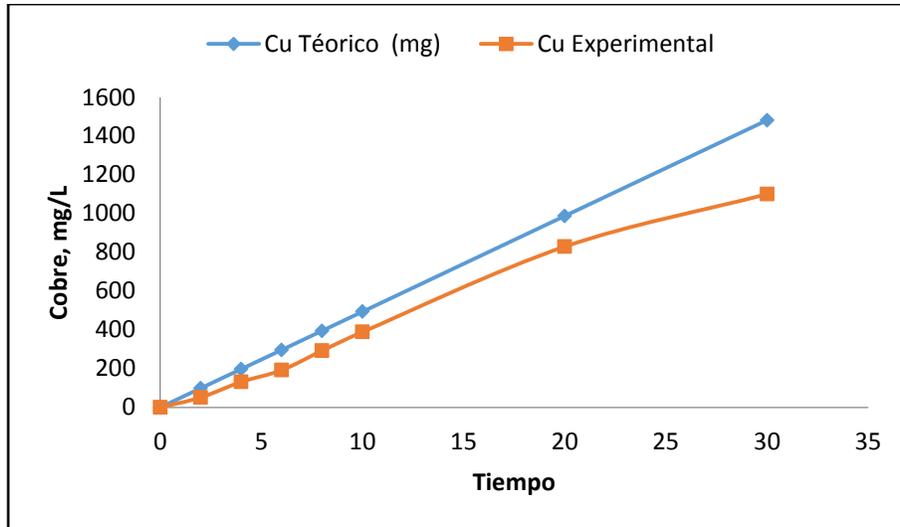


FIGURA 22 COMPARACIÓN TEÓRICA Y EXPERIMENTAL DE LA CONCENTRACIÓN DE Cu^{2+}

6.3.9 Determinación del consumo de energía eléctrica durante la EC

Se calculó el costo energético con las mejores condiciones de operación del proceso de EC donde se tuvo el 42 % de remoción de DQO, a 0.5 A con pH inicial de 4 a los 6 min de tratamiento de acuerdo a lo propuesto por Gatsios *et al.* (2015). Con la finalidad de conocer la factibilidad económica y así poder determinar si puede ser utilizada la EC en el tratamiento de aguas residuales de rastro. Sustituyendo los valores en la ecuación 3, el consumo de energía es de:

$$E = \frac{(5.7 \text{ V} \times 0.5 \text{ A} \times 0.1 \text{ h})}{0.0002 \text{ m}^3} = 1425 \frac{\text{Wh}}{\text{m}^3}$$

$$= \left(1425 \frac{\text{Wh}}{\text{m}^3}\right) \left(\frac{(1\text{KW})}{1000 \text{ W}}\right) = 1.425 \frac{\text{KWh}}{\text{m}^3}$$

Con estos datos se calculó el costo generado por el tratamiento en función de la energía requerida (tabla 9).

TABLA 9 COSTO GENERADO DE LA EC

Tratamiento	% remoción de DQO	KWh/m³	Precio de KWh (Febrero-Abril)	Costo
0.5 A, pH 4	42	1.42	0.793	\$ 1.13/ m ³

El costo de la energía requerida para el tratamiento por EC es aproximadamente doce veces menor que el reportado por Asselin *et al.* (2008), en donde las condiciones óptimas de operación fueron una intensidad de corriente de 0.3 A durante un tiempo aproximado de retención que va de los 60 a 90 min, utilizando electrodos de hierro, donde el costo total fue de US\$ 0.71 que equivale a 14.2 pesos mexicanos por metro cúbico (1 US\$= \$20 MXN).

6.4 Sistema acoplado (FQ+EC)

En la tabla 10 se presentan los resultados de la caracterización del agua residual cruda de rastro, así como el agua tratada por FQ, EC y el sistema acoplado bajo las mejores condiciones.

En cuanto los SST, el tratamiento FQ presentó una remoción del 15%, mientras que con el tratamiento de EC la remoción fue superior (65%). Con el tratamiento acoplado los SST se incrementaron casi 5 veces su valor inicial. Ninguna de las muestras cumple con el límite permisible de la NOM-001-SEMARNAT-1996 que establece un promedio diario de 60 mg/L de SST para la protección de la vida acuática en un río.

En el caso del color el tratamiento más efectivo resultó ser el sistema acoplado y el tratamiento FQ con 94 y 93%, respectivamente. La remoción del color por la EC fue del 87% que también es un alto porcentaje.

El tratamiento FQ presenta una mejor remoción de la turbiedad (96%) que el tratamiento de EC (82%) y el sistema acoplado (81%). En el proceso de EC se forman complejos insolubles como óxidos metálicos/hidróxidos/oxihidróxidos (Maha y Sivashanmugan,

2013; Molah *et al.*, 2001) que a valores de pH menores a 6 forman flocs pequeños, por lo que la turbiedad incrementa.

TABLA 10 CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS

Parámetros	AR	FQ		EC		FQ +EC	
SST (mg/L)	1270	1075	15%	450	65%	6343	
Turbiedad (UNT)	1850	75	96%	325	82%	350	81%
Color (U Pt-Co)	3675	260	93%	465	87%	195	94%
CE (mS/cm)	3.43	77.62		11.79		73.73	
Dureza total (mg/L)	496.56	973		1986.20		1238.06	
N-NH ₃ (mg/L)	321.80	148.75	53%	157.82	51%	151.76	52%
NO ₂ ⁻ (mg/L)	1.18	0.14	88%	0	100%	0	100%
NO ₃ ⁻ (mg/L)	58.01	18.60	67%	11.29	80%	50.26	13%
pH	6.61	12.16		5.70		5.42	
Alcalinidad (mg/L)	881.50	4325		656		963.5	
Cloruros (mg/L)	225.46	683.90		2761.91		631.29	
Sulfatos (mg/L)	913	25.14	97%	1047		1500	
Fosfatos (mg/L)	24.68	0.93	96%	1.63	93%	0.0	100%
Acidez (mg/L)	164	0	100%	307.5		246	
Sodio (mg/L)	108.50	329.31		1600.63		341.65	
Calcio (mg/L)	49.50	13061		59		13466	
Magnesio (mg/L)	18.06	1.82	90%	16.37	9.4%	2.05	88.7%
Hierro (mg/L)	6.1	1.24	80%	11.32		14.29	
Cobre (mg/L)	0.13	0.304		73.16		14	
DQO (mg/L)	6425	3060	52%	2480	61%	2549	60%
COT (mg/L)	2127.38	1506.88	29%	1420.38	33%	1308.63	38%
DBO ₅ (mg/L)	3520.50	2800.50	20%	2356.50	33%	2566.50	27%
Coliformes Fecales (NMP)	4x10 ³ en 100 mL	0	100%	0	100%	0	100%
Coliformes Totales (NMP)	2.2x10 ⁴ en 100 mL	0	100%	0	100%	0	100%
DBO/DQO	0.54	0.91		0.95		1.00	
DQO/COT	3.0	2.03		1.74		1.94	

La CE fue mayor en el tratamiento FQ (77.62 mS/cm), esto se debe a la adición de 100 g del reactivo 110; comparando este valor con el obtenido durante la EC es mayor y esto se debe a que en la EC solo se adicionó 5 g/L del electrolito soporte. En el caso del tratamiento acoplado, la CE es parecida a la presentada por el tratamiento FQ, ya que en la primera etapa se adicionan 100 g del reactivo 110.

Con relación al nitrógeno amoniacal presenta un comportamiento similar en los tres tratamientos con remociones muy similares que oscilaron entre los 51% en la EC, 52 % en el sistema acoplado y 53 % en la FQ.

La remoción total de los nitritos se logró con la EC y el sistema acoplado como tratamientos. Sin embargo, en el tratamiento FQ la remoción fue menor (88%). En cuanto a los nitratos la mayor remoción se obtuvo durante la EC con un 80% de remoción, seguido del tratamiento FQ con el 67% y por último el sistema acoplado con el 13%.

Los sulfatos tuvieron una remoción del 97% utilizando el TFQ logrando el objetivo por el cual se incorporó este tratamiento químico, encarga de remover la mayor cantidad de materia inorgánica. En el caso de los sulfatos en la EC y el sistema acoplado estos se incrementaron debido a la adición del H_2SO_4 que se agregó para bajar el pH a 4 y poder llevar a cabo dichos procesos.

La remoción de los fosfatos fue buena en los tres tratamientos. Se obtuvo un 100% con el sistema acoplado, 96% con el TFQ y el 93% con la EC. Esto se debe a que los dos primeros remueven compuestos inorgánicos por la adición del reactivo 110, sin embargo con la EC la remoción es menor.

El incremento de sodio en los tres tratamientos se debe a que durante el TFQ y acoplado se agrega NaOH y en la electrocoagulación se adiciona NaCl como electrolito soporte.

Se aprecia un incremento calcio muy significativo tanto en el TFQ como en el acoplado y esto se debe a la adición del reactivo 110 que tiene como principal catión al calcio.

Con relación al hierro solo se obtuvo una remoción del 80% con el tratamiento FQ, sin embargo en el tratamiento de EC y el sistema acoplado se tiene un incremento que podría deberse a que durante dichos procesos los caimanes permanecieron dentro del sistema de tratamiento provocando un incremento en la concentración de este elemento.

El incremento de cobre tanto en la EC como en el sistema acoplado se debe a que en estos tratamientos se utilizaron electrodos de cobre. Sin embargo, es importante considerar que existe un pequeño incremento de cobre en el TFQ este no rebasa el límite permisible

reportados por la NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece una concentración promedio por día de 6.0 mg/L para descarga en ríos y protección de la vida acuática, mientras en el sistema acoplado este sobrepasa dos veces el límite establecido y doce veces en el tratamiento de EC. Por lo que es necesario corroborar el resultado para descartar un error analítico y/o realizar la precipitación.

Respecto a la DBO₅, el porcentaje de remoción fue bajo para los tres tratamientos, donde el TFQ (20%), EC (33%) y el sistema acoplado (27%). Cabe destacar que los tres tratamientos al igual que el agua residual del rastro son valores superiores al límite permisible por la NOM-001-SEMARNAT-1996 que establece un promedio diario de 60 mg/L para la descarga en ríos y protección de la vida acuática.

En cuanto a la DQO el comportamiento es casi similar en los tres tratamientos porque mostraron porcentajes de remoción que van de los 52% con el TFQ, el 60 % con el sistema acoplado y 61% con la EC.

El índice de biodegradabilidad del agua inicial en estudio fue de 0.54, y se incrementó para todos los tratamientos, el FQ (0.91), EC (0.95) y el acoplado (1.00), mostrando así que el tratamiento acoplado presenta MO fácilmente biodegradable.

Se alcanzaron eficiencias de remoción de color (94%), turbidez (81%), DQO (60%), N-NH₃ (52%), NO₃⁻ (13 %) utilizando el tratamiento acoplado. Por otra parte el tratamiento por EC fue la mejor opción al disminuir la DQO (61%), NO₂⁻ (100 %), NO₃⁻ (80 %) y el tratamiento FQ mostró la alta remoción de sulfatos (97%), color (96%), turbidez (93%) y DQO (52%), los coliformes totales y fecales en los tres proceso se eliminaron al 100%.

6.5 Cuantificación y caracterización de los lodos generados

Los lodos residuales son un producto generado a partir del tratamiento de las aguas residuales; están constituidos por MO, microorganismos y compuestos no biodegradables y/o potencialmente tóxicos (Ortiz *et al.*, 1995). Las características que estos pueden presentar se encuentran en función del origen de las aguas residuales, del tratamiento de

éstas, la época del año y además del proceso al que son sometidas (Gutiérrez y Sastre, 1996; Ortiz *et al.*, 1995).

Se realizó la cuantificación de los lodos generados en cada uno de los tratamientos. El tratamiento FQ generó 19.87 kg/m³ de agua tratada; los lodos producidos en la EC fueron 2.40 kg/m³. Si se suman los dos tratamientos, el sistema acoplado genera un total de 22.27 kg/m³.

Se realizó el análisis por microscopía electrónica de barrido y análisis elemental en el cual se observa que el lodo correspondiente al tratamiento FQ muestra que únicamente se encuentra presente, carbono que corresponde a la materia carbonatada y MO, oxígeno, cloro, que puede atribuirse al reactivo 110, así como magnesio y calcio (figura 23). La composición del lodo producido en el tratamiento acoplado es similar a la del lodo del tratamiento FQ (tabla 11).

Los lodos de la EC contiene carbono que representa la MO, el oxígeno que corresponde al agua, azufre, fósforo y carbono; los iones sodio y cloruro del electrolito soporte, además del Cu que es el material de los electrodos.

TABLA 11 COMPOSICIÓN DE LOS LODOS RESIDUALES

Elemento (%) /Tratamiento	EC	FQ	FQ+EC
C	28.85	12.99	11.78
O	41.57	44.63	50.42
Na	5.76		
Al	6.79		
S	0.97		
Cl	3.19	9.20	4.53
Cu	16.42		
P	0.88		
Ca		32.85	32.10
Mg		0.67	

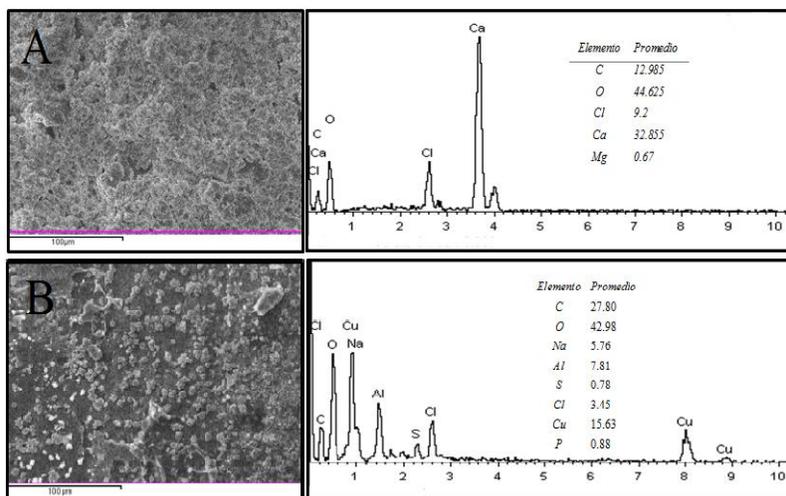


FIGURA 23 MEB DE LOS LODOS DE LOS TRATAMIENTOS A) FQ Y B) EC

Además la MO del suelo, incide en la disponibilidad de nutrientes para el vegetal, fundamentalmente por dos vías: a través de su proceso de mineralización y por su capacidad para formar complejos quelatos con distintos elementos (Juárez *et al.*, 2006). En el caso del lodo correspondiente del tratamiento FQ tiene materia carbonatada que puede usarse en el proceso de alcalinización de suelos ácidos.

El magnesio y el calcio son nutrientes secundarios. El caso del magnesio se absorbe como Mg^{2+} y puede llegar a formar hasta el 0.5% de la composición de la planta (Navarro y Navarro, 2003). La carencia de este elemento, causa clorosis (García y García, 1982; Hernández, 2001). Cuando la concentración de magnesio es mayor a 3.0 mg/Kg la NOM-021-SEMARNAT-2000 establece que es una concentración alta en los lodos, sin que se limite su aplicación.

El calcio es un elemento que es absorbido principalmente por las plantas como Ca^{2+} (Navarro y Navarro, 2003), que es esencial para el crecimiento de raíces y regula la adsorción de nitrógeno en la planta (FAO, 2002), y mantiene el suelo poroso, permitiendo así el paso del agua y de aire (García y García, 1982). La deficiencia de calcio provoca clorosis y detiene el desarrollo radicular; y las hojas se enrollan (Navarro y Navarro, 2003). La NOM-021-SEMARNAT-2000 establece que si el calcio se encuentra en una concentración mayor a 10 mg/Kg se considera una concentración alta, sin que limite su uso.

El azufre por su parte es un constituyente esencial de proteínas y también está involucrado en la formación de la clorofila (FAO, 2002). Por otro lado el sodio es un elemento que se lixivia y tiende a desaparecer fácilmente (Navarro y Navarro, 2003).

El fósforo es esencial para la fotosíntesis, además es indispensable para la diferenciación de las células y para el desarrollo de los tejidos, que forman los puntos de crecimiento de la planta. Este elemento es deficiente en la mayoría de los suelos (FAO, 2002).

Por último las plantas absorben el Cu^{2+} en forma de complejo orgánico. Su función está relacionada con un gran número de enzimas, además de participar en el metabolismo nitrogenado y glucídico (Navarro y Navarro, 2003). Por otra parte la falta de Cu en las plantas marcan una coloración oscura en las hojas más jóvenes, así como la presencia de deformaciones y arrugas, e incluso en algunos casos muestran manchones de tejido muerto (Martín del Campo, 2002).

6.5.1 Espectroscopia de Infrarrojo

Se realizó el análisis IR del agua residual proveniente del rastro municipal antes y después de cada tratamiento. El principal componente de este tipo de agua es la hemoglobina, la cual es una hemoproteína formada por un grupo prostético hemo portadores de oxígeno y una fracción proteica específica de cada especie (globina). La molécula hemo, que además es la responsable del color rojo de la sangre, está formada por un átomo central de hierro y cuatro anillos de protoporfirina (Gerhard y Wolfgang, 2005; Recce, 2010)

En la figura 24a se muestra el espectro obtenido de la muestra del agua residual del rastro y en la tabla 12 las principales bandas y picos de los grupos funcionales encontrados, que presenta similitud con respecto al espectro típico de la sangre reportado por Orphanou (2015) en donde se tienen tres picos principales, además de algunos picos más pequeños, que corresponden a la hemoglobina (HEMO), que en el agua residual estos picos se observan a longitudes de onda más altas, y que corresponde a la biliverdina (BV). Las biliverdinas son pigmentos de color verde o azul, proceden del catabolismo de la

hemoglobina, al desintegrarse la hemoglobina en globina y en el grupo hemo, este último se parte dando como productos el ion hierro y la biliverdina. La biliverdina rápidamente se reduce produciéndose en dicho proceso la bilirrubina, otro pigmento biliar de color amarillo rojizo.

El pico de 3390 cm^{-1} es un pico amplio y más largo que el del grupo HEMO que corresponde a la vibración de alargamiento -OH del ácido carboxílico y de la de la -NH de la amida.

Las dos vibraciones de alargamiento a 1732 cm^{-1} y 1550 cm^{-1} de mayor intensidad que se pueden atribuir al alargamiento del C=O de la amida primaria y de la amida secundaria, respectivamente. A estas longitudes también se tienen vibraciones de C=C de grupos insaturados alifáticos y heterocíclicos y el C=N de la BV. El pico débil observado a 2958 cm^{-1} y a 2853 cm^{-1} son posiciones de las frecuencias de flexión y alargamiento simétrico C-H de los grupos metilo y metileno de grupos alifáticos y del ciclopenteno. El alargamiento asimétrico del CH₂ se observó a 2920 cm^{-1} . A 2203 cm^{-1} se tiene un alargamiento de compuestos fosfatados (P-H). El grupo carboxilato O=C-O- absorbe más débilmente a 1411 cm^{-1} , esta banda resulta del alargamiento simétrico del C-O. Las bandas débiles asignadas a las vibraciones de alargamiento C-C son las de 1292 y 1033 cm^{-1} . Los diferentes grupos en la muestra de agua del rastro corresponden a la estructura de la BV.

TABLA 12 IR DEL AGUA RESIDUAL DE RASTRO

Frecuencia	Grupo	Observación
3830.62	(C=O)	Carboxílico
3714.19	(-NH)	Amida
3390.86	-OH	Ácido carboxílico
3016.67	-CH ₂	Alquenos o
	-CH=CH-	Anillos insaturados
2958.80	Ciclopenteno	Ciclopenteno
2920.23	-CH; -CH ₂ ; -CH ₃	Grupos alifáticos
2850.79	-CH ₂ ; -CH ₃	Grupos alifáticos
	Ciclopenteno	Ciclopenteno (Confirmación)
2303.01	P-H	
1732.07	C=O	Amida primaria
1550.77	C=C (solo doble ligadura); N-H; C=N	Amida secundaria; Insaturados Alifáticos; y Heterocíclica ; Aminas; C=N (BILVERDINA)
	(BILVERDINA)	
1411.89	O=C-O ⁻	Sales de ácidos carboxílicos
1292.31	CH ₂ ; CH ₃	Grupos alifáticos
	CH=CH	
1068.56	C-OH; P=O	Ácido carboxílico; Fosfatos
1033.85	Alcanos	Grupo alifático

En el IR que corresponde al tratamiento fisicoquímico (figura 24b) también se pueden apreciar tres picos como los que presenta el IR del efluente de rastro, que se encuentran en frecuencias diferentes, el primer pico está en 3367.72 cm⁻¹ que corresponde a un pico amplio y corto que corresponde a hidróxidos libres (-OH), el segundo pico pertenece a la vibración del hidróxido libre y de la sal del ácido carboxílico (C-O cm⁻¹) que se localiza en un frecuencia de 1396.46 cm⁻¹; el tercer pico corresponde a la vibración en 871.46 cm⁻¹ que concierne a la amina primaria alifática (N-H). Las demás bandas complementa la presencia de estos grupos como la banda que se halla en la frecuencia de 3734.19 cm⁻¹ que corresponde a una amida primaria. El alargamiento asimétrico del CH₂ se observó a 2920 cm⁻¹ al igual que en el IR de la muestra de agua de astro. La vibración en 2846.93 cm⁻¹ es un alargamiento simétrico que corresponde al grupo metilo. En la frecuencia de 2357.01 cm⁻¹ se localiza un alargamiento P-H de compuestos fosfatados. En la frecuencia de

1635.64 cm^{-1} está la vibración de la sal del ácido carboxílico (C=O). La banda que se localiza en 1072 cm^{-1} se encuentra la vibración de C-O de un alcohol secundario y 1026 cm^{-1} la de un alcohol primario (tabla 13).

TABLA 13 IR DEL PROCESO FISICOQUÍMICO

Frecuencia	Grupo	Observaciones
3734.19	N-H	Amina prima
3367.71	O-H	Hidróxido libre
2920.27	CH ₂	Metileno
	CH ₃	Metilo
2846.93	CH ₃	Metilo
2357.01	P-H	
1635.64	C=O	Sal del ácido carboxílico
1396.46	OH	Hidróxido libre y de la sal del ácido carboxílico
1072.42	C-O	Alcohol secundario
1037.70	C-O ⁻	Sal del Ácido carboxílico
1026.12	C-O	Alcohol primario
871.82	N-H	Amina primaria alifática
740.66	CH ₂	Metileno

Con lo anterior es indicativo que el contenido de OH⁻ libres es elevado, así como la presencia de sales carboxílicas, y de alcoholes primarios y secundarios, que se debe a que haya posibles procesos de oxidación a valores de pH alcalinos en los que se rompe la estructura de la BV al desaparecer la señal del ciclopenteno. La presencia alcoholes secundarios en moléculas complejas requiere de reactivos altamente selectivos para su oxidación, mientras que las sales carboxílicas evidencia que el índice de biodegradabilidad haya aumentado de 0.55 a 0.91 con el proceso FQ.

El espectro de IR del tratamiento por EC ya no muestra los tres picos principales corresponde a la hemoglobina (figura 24c). La vibración que se presenta en 3271.27 cm^{-1} corresponde a -OH al ácido carboxílico. La pequeña banda en 2916.37 cm^{-1} corresponde -CH; -CH₂ y CH₃ de los grupos alifáticos. En la frecuencia de 2337.72 cm^{-1} se observa una sal de amina (-NH₃⁺). Al igual que el tratamiento FQ el tratamiento por EC se presenta la banda en 1635.64 cm^{-1} que corresponde a grupo carboxilo (O=C). En la frecuencia 1543.05

cm⁻¹ se tiene una amina (N-H). En la frecuencia 1168.82 cm⁻¹ se encuentra la banda de ácido carboxílico (C=O) y por último se localiza una banda en 1029.99 cm⁻¹ que representa a un alcohol primario (CH₂-OH), todas las vibraciones son de menor transmitancia indicando que gran parte de la MO fue removida y fragmentada (tabla 14). La presencia de grupos alifáticos y alcoholes primarios demuestran el incremento del índice de biodegradabilidad (de 0.54 a 0.95).

TABLA 14 IR DEL PROCESO POR ELECTROCOAGULACIÓN

Frecuencia	Grupo	Observaciones
3700.00	C-OH	
3271.27	-OH	Ácido carboxílico
2916.37	-CH; -CH ₂ ; -CH ₃	Grupos alifáticos
2337.72	-NH ₃ ⁺	Sales de amina
1635.64	-NH ₃ ⁺ ; O=C-O ⁻	Carboxilo
1543.05	N-H	Amina
1168.82	CC(=O)-O	Ácido carboxílico
1029.99	-OH primario	Alcohol primario

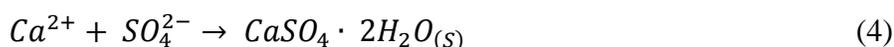
El IR correspondiente al sistema acoplado vuelve a presentar los tres picos similares al tratamiento fisicoquímico a longitudes de onda más bajas (tabla 15). El primer pico se encuentra en la frecuencia de 3367.71 cm⁻¹ que pertenece en este caso al ácido carboxílico (-OH). El segundo pico se encontró en 1627.92 cm⁻¹ que corresponde a (C=O) del ácido carboxílico y el tercer pico fue en 1404.18 cm⁻¹ que corresponde a una amida primaria (C-N). También presentó una banda en 1804.00 cm⁻¹ que corresponde al grupo metileno (CH₂). Por último en 1022 cm⁻¹ presenta un alcohol primario (figura 24d). De acuerdo a estos resultados, la presencia de ácidos carboxílicos podría explicar el incremento en el índice de biodegradabilidad de 0.54 a 1, lo cual indica la presencia de materia fácilmente biodegradable.

TABLA 15 IR DEL SISTEMA ACOPLADO

Frecuencia	Grupo	Observaciones
3383.14	-OH	Ácido carboxílico
1804.00	CH ₂	Metileno
1627.92	-NH ₃ ⁺	Sal de la amina
	O=C-O ⁻	Ácido carboxilo
1404.18	C-N amida	Amida primaria
1022.27	C-HO	Alcohol primario

6.5.2 Reacciones químicas

Durante el proceso FQ se removieron principalmente la materia inorgánica divalente de sulfatos (ecuación 4) y carbonatos (ecuación 5) a un valor de pH de 12.2, utilizando el “reactivo 110” que contiene al calcio como catión mayoritario. El valor de pH también favoreció la precipitación del magnesio en forma de hidróxido (ecuación 6).



Adicional al proceso de precipitación de la materia inorgánica se encontró que existe la remoción de MO de un 52% debido a que disminuyó la DQO de 6425 a 20 mg O₂/L y el COT de 2127.38 a 920 (57% de remoción); lo cual se puede atribuir a que la muestra de agua tomada del efluente del radto conservó un valor de un pH de 6.6, donde la hemoglobina (figura 25a) que es el principal componente de la MO de la sangre se transforma en biliverdina (figura 25b) liberando el hierro (Fe³⁺) y monóxido de CO (Jiménez, 2013) y es la BV la que interactúa con el Ca²⁺ y se separa en forma sólida (figura 25c).

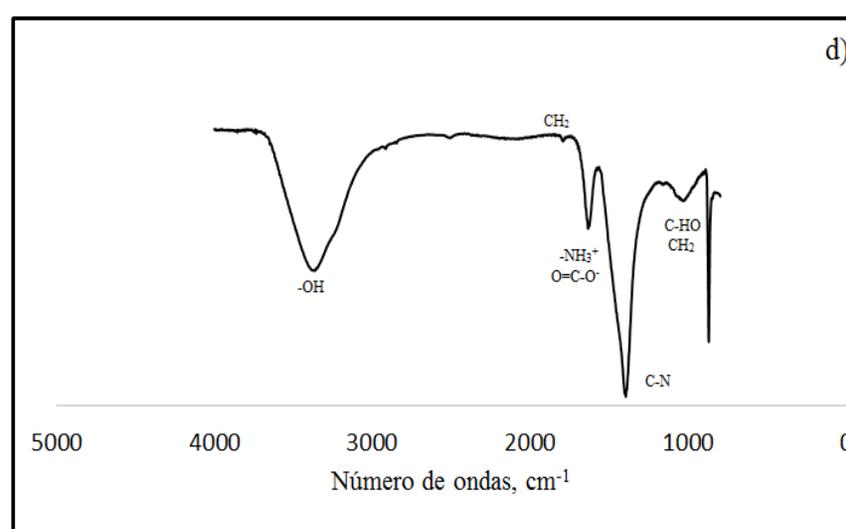
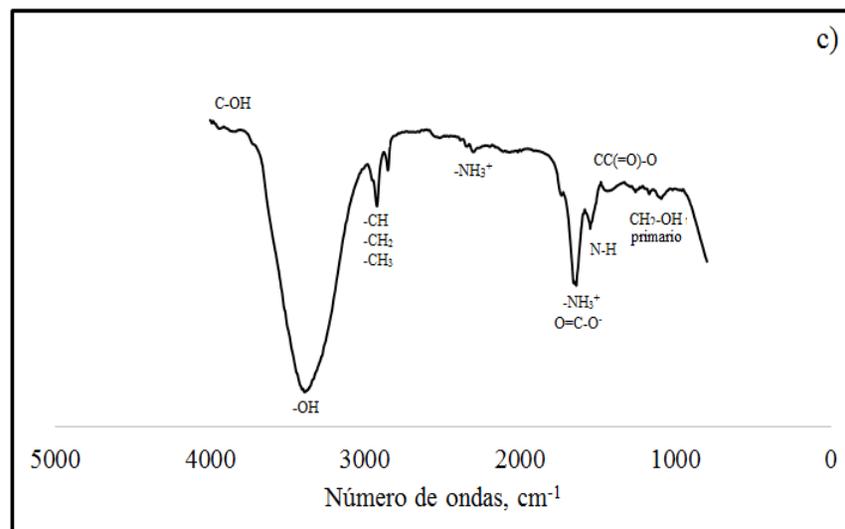
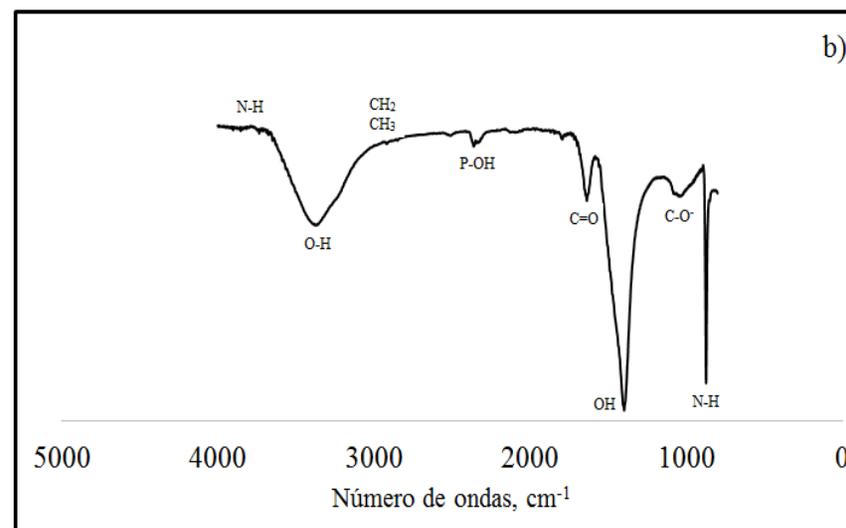
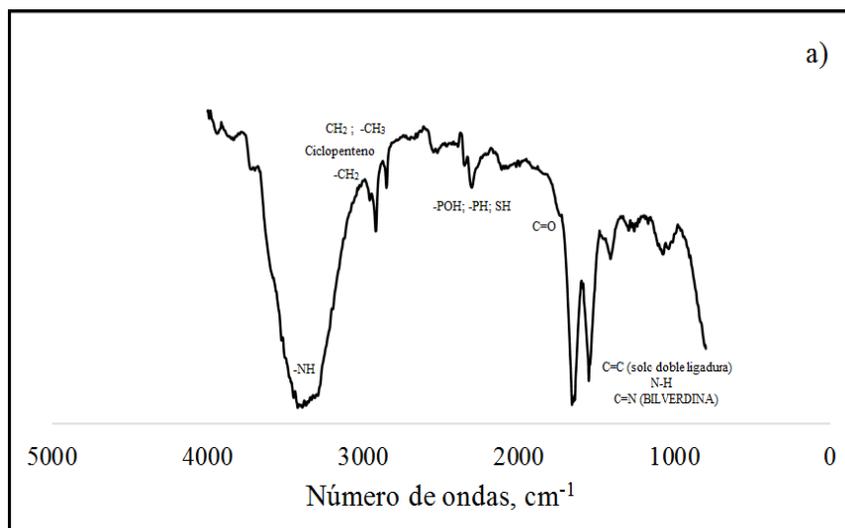


FIGURA 24 INFRARROJOS DEL AGUA CRUDA A), DEL TRATAMIENTO FISIQUÍMICO B), PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN C) Y DEL TRATAMIENTO ACOPLADO

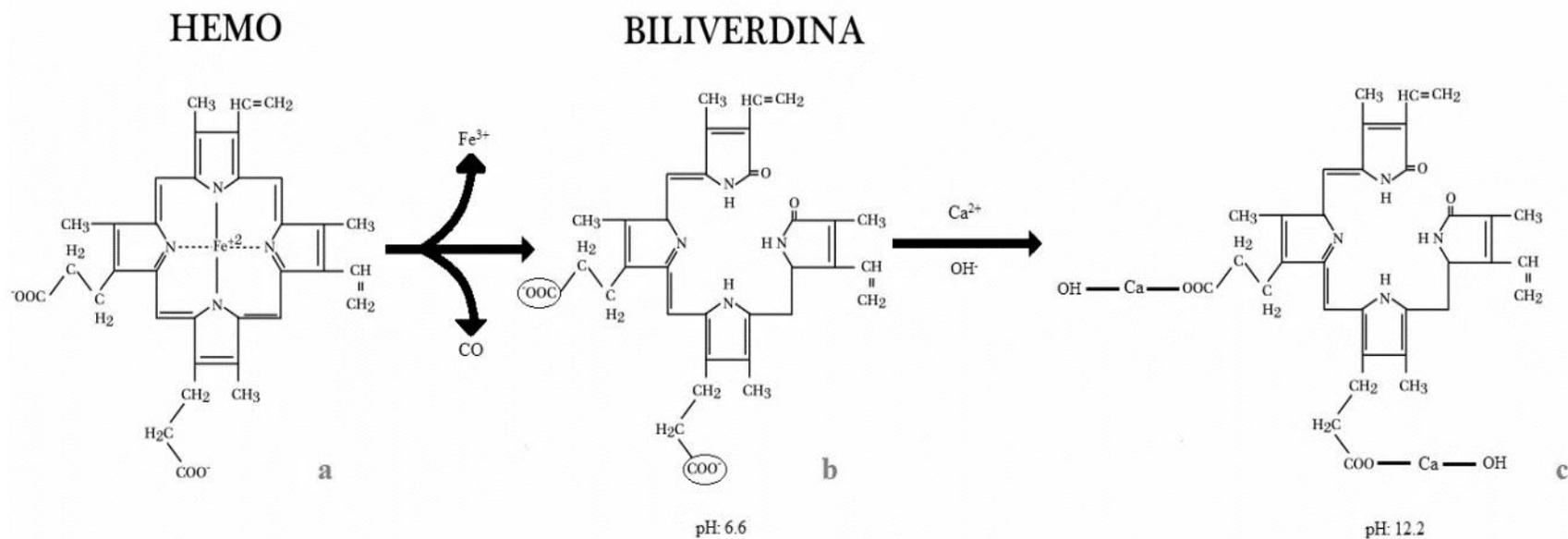


FIGURA 25 MODIFICACIÓN DE LA HM A BV Y LA INTERACCIÓN CON LA BV

Para poder llevar a cabo el proceso de electrocoagulación fue necesario disminuir el pH a 4.0 con la finalidad de reducir a la BV en bilirrubina (BILLI), que es una molécula más hidrofóbica (figura 26.) y con ello incrementar la remoción de MO al momento de electro generar Cu^+ (figura 27.), lo que disminuyó un 42% la DQO y un 33% el COT

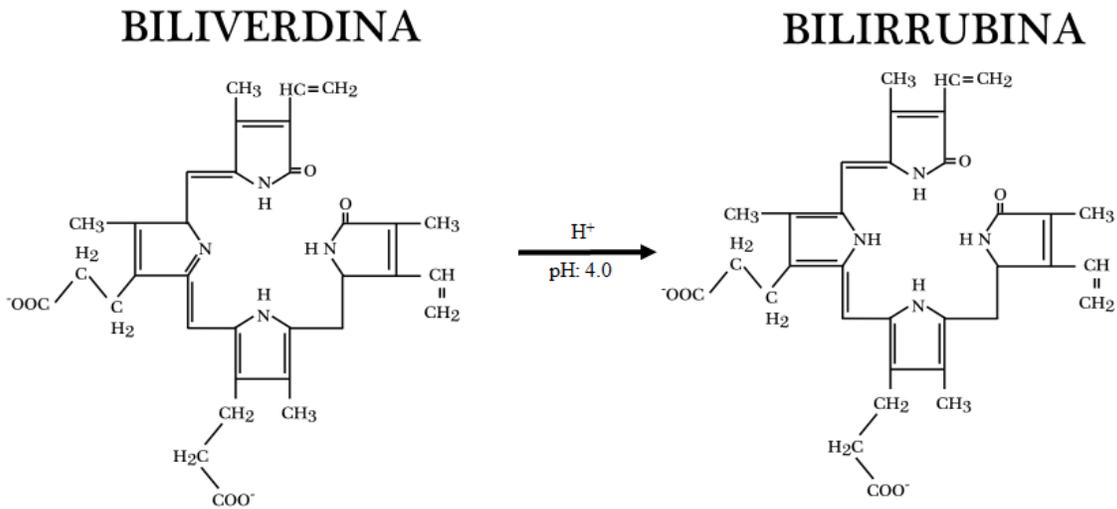


FIGURA 26 CAMBIO DE LA BV A BILLI

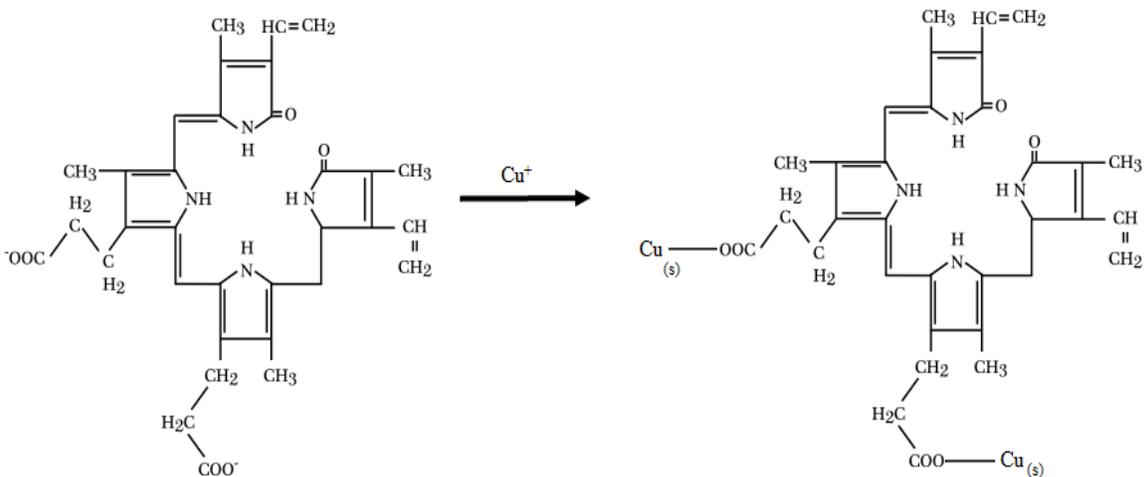


FIGURA 27 INTERACCIÓN DEL Cu^+ Y LA BILIRRUBINA (BILLI)

Además se observó que existe la generación de Cu^{2+} el cual también favoreció la formación de un complejo soluble (figura 28) por lo que fue necesario incrementar el valor del pH a 8.0 y así precipitar esta especie en forma OH^- como se muestra en la figura 29, y con ello se logró disminuir la DQO a 61% y COT a 59%.

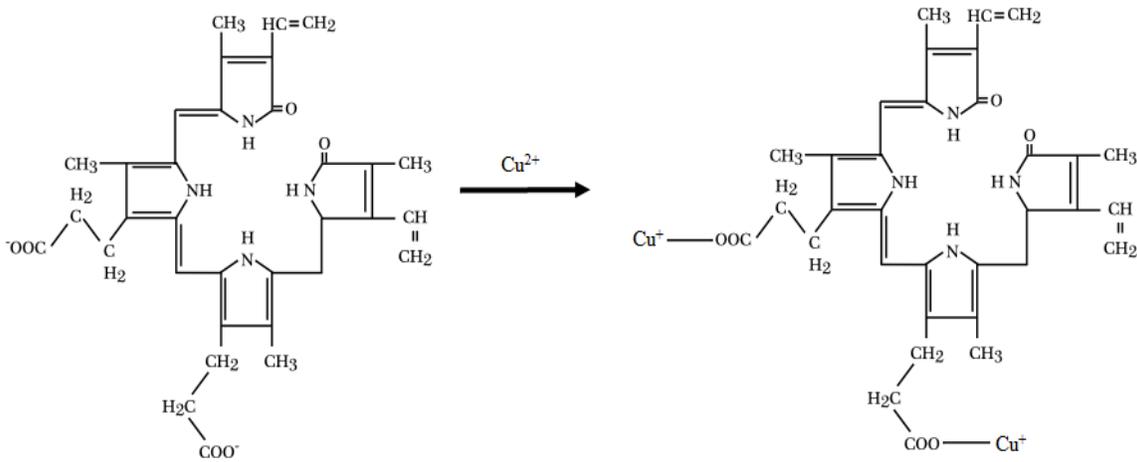


FIGURA 28 INTERACCIÓN DEL Cu^{2+} Y LA BILIRRUBINA (BILLI)

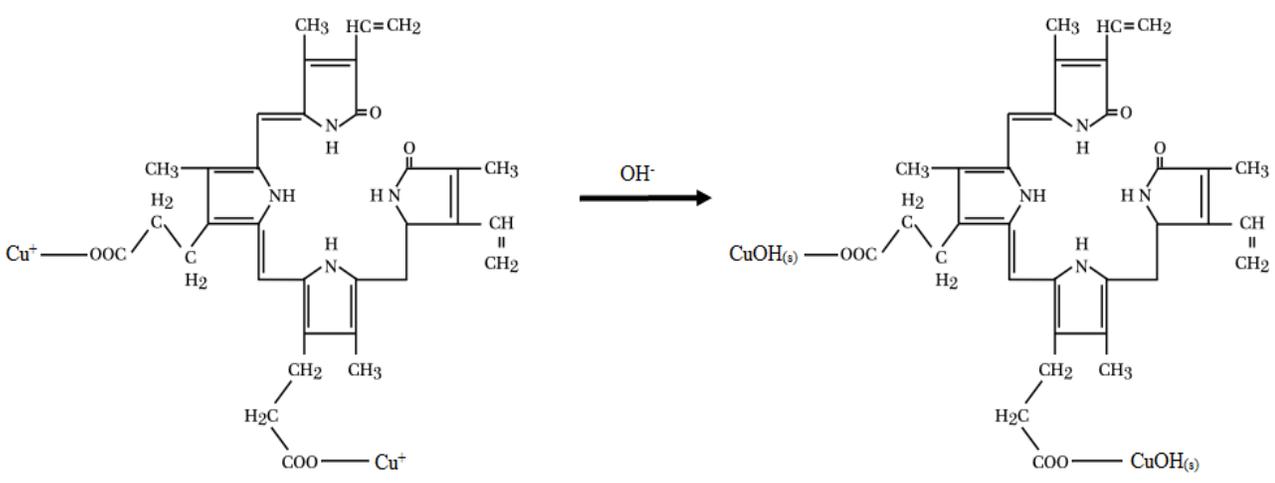


FIGURA 29 FORMACIÓN DE BILL-CU-OH.

Al realizar primero el proceso FQ y posterior la EC en el tratamiento acoplado se utilizó el H_2SO_4 para la disminución del valor del pH a 4.0 y se observó que existe una remoción de DQO parecida al proceso FQ debido a la formación de CuSO_4 .

Adicionalmente se debe considerar que el Cu tiene la capacidad de romper el enlace de la amida cíclica (lactama), generando una amina primaria protonada y un alcohol primario como se muestra en la (figura 30).

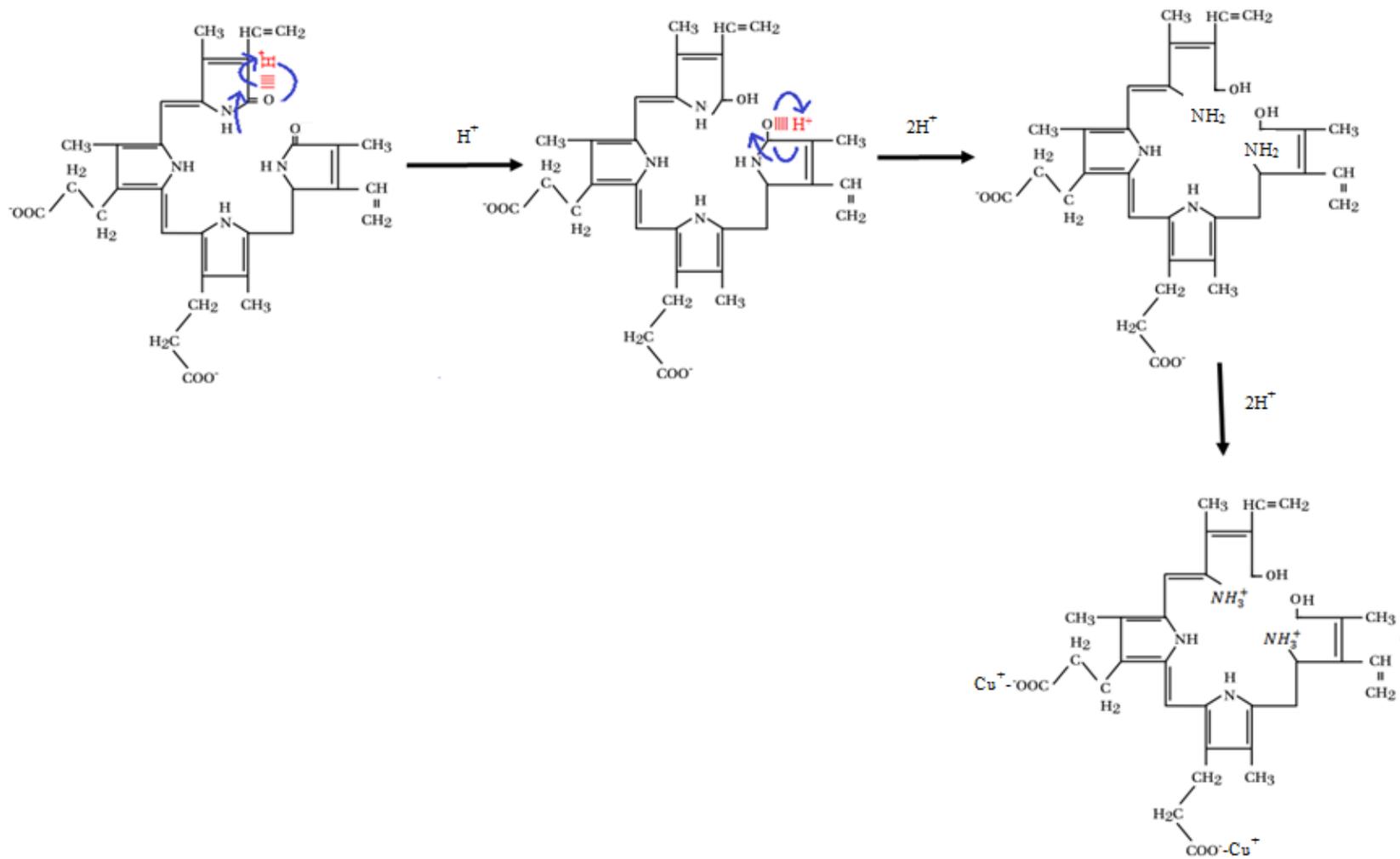


FIGURA 30 ROMPIMIENTO DE LOS PIRROLES DE LA MOLÉCULA DE LA BILM

CAPÍTULO 7 CONCLUSIONES

El reactivo 110 permitió llevar a cabo la precipitación química de materia inorgánica y MO en un tiempo de equilibrio de 10 min, adicionando 100 g/L del reactivo. Obteniendo una eficiencia de sulfatos del 97%, de color el 96% y 93% de turbidez así como el 52% para la DQO, los coliformes totales y fecales se eliminaron al 100%. El índice de biodegradabilidad aumenta de 0.54 a 0.91.

Las condiciones óptimas de operación del tratamiento electroquímico se obtuvieron a un pH de 4, a los 6 min de tratamiento, utilizando 0.5 A, 5 g/L de NaCl y electrodos de cobre con una remoción de 61% de DQO, 59% de COT, 94% de color y 97% de turbiedad. El índice de biodegradabilidad aumenta de 0.54 a 0.95

El sistema acoplado se llevó acabo sin tener un efecto sinérgico en la remoción de MO mostrando que los sistemas alcanzan mejores beneficios de manera independiente, las eficiencias alcanzadas son: color 94%, turbidez 81%, DQO 60%, N-NH₃ 52%, NO₃⁻ 13 % y coliformes totales y fecales del 100%. El índice de biodegradabilidad aumenta de 0.54 a 1

La espectroscopia IR demuestra que la hemoglobina es el principal componente de la MO de la sangre y es transformada en biliverdina liberando el hierro (Fe³⁺) y monóxido de CO y es la BV la que interactua con el Ca²⁺ y se separa en forma sólida en el tratamiento fisicoquímico.

Los análisis IR en el proceso de EC indicaron que la biliverdina es transformada a bilirrubina, debido al pH inicial de 4, la bilirrubina es una molécula más hidrofóbica por lo la remoción de MO se incrementó al momento de elctrogenerar cobre.

CAPÍTULO 8 RECOMENDACIONES

Evaluar otro tipo de material (Al o Fe) para los electrodos utilizados en el proceso de electrocoagulación.

Realizar un análisis fisicoquímico de los lodos para evaluar su factibilidad de aplicación a suelos ácidos. Los lodos generados durante los diferentes procesos podrían ser una alternativa como abono o fertilizante debido a los elementos que presentan.

La concentración de cobre en el efluente tratado puede representar una desventaja para utilizar electrodos de cobre, por lo que se debe realizar una precipitación al final del proceso.

CAPÍTULO 9 EXPERIENCIAS DE FORMACIÓN

Año	Participación	Título
2014	Curso – Taller (Asistente)	Temas Actuales en Ciencias del Agua
	Curso (Asistente)	Jornada para el manejo de recursos electrónicos
2015	Curso (Asistente)	Estadística Aplicada a las Ciencias del Agua
2016	Encuentro (Asistente)	Bridging the Americas: promoting global solutions of local landfill problems through student service and learning
	Congreso SMEQ (Póster y Memoria en extenso)	Tratamiento electroquímico de agua residual de un rastro municipal
	Congreso SMEQ (Reconocimiento)	3 er. lugar en el concurso de Poster nivel Maestría

UNIVERSIDAD AUTONOMA DEL ESTADO DE MEXICO

CENTRO INTERAMERICANO DE RECURSOS DEL AGUA



Otorga la presente
CONSTANCIA

A: Daniela Hernández Rodríguez.

Por su asistencia

**En el Séptimo Curso- Taller en
"Temas Actuales en Ciencias del Agua"**



2014

FACULTAD DE INGENIERIA
CENTRO INTERAMERICANO
DE RECURSOS DEL AGUA


Dr. Daury García Pulido
Coordinador del Centro Interamericano
de Recursos del Agua


Dra. María Vicenta Esteller Alberich
Comite organizador del curso-taller
"Temas Actuales en Ciencias del Agua"





UAEM | Universidad Autónoma del Estado de México

La Secretaría de Docencia y la Secretaría de Investigación y Estudios Avanzados

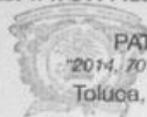
Otorgan la presente

Constancia

a: *Daniela Hernández Rodríguez*

Por su participación como ASISTENTE a las Jornadas para el manejo de recursos electrónicos (Áreas del conocimiento: Ciencias Exactas y Ciencias Naturales)

¡La información científica a tu alcance!



PATRIA, CIENCIA Y TRABAJO
"2014, 70 Aniversario de la Autonomía ICILA-UAEM"
Toluca, México; 19 de agosto de 2014

DIRECCION DE INFRAESTRUCTURA ACADEMICA
U.A.E.M.

M. en C. Ed. Gustavo Echaniz Villamar
Director de Infraestructura Académica



DIRECCION DE DIFUSION Y PROMOCION DE LA INVESTIGACION Y LOS ESTUDIOS AVANZADOS

M. en Hum. Blanca Aurora Mondragón Espinoza
Directora de Difusión y Promoción de la Investigación y los Estudios Avanzados





UAEM | Universidad Autónoma del Estado de México

La Secretaría de Docencia a través de la Dirección de Desarrollo del Personal Académico

Otorga la presente

Constancia

A: DANIELA HERNANDEZ RODRIGUEZ

Por su participación en el curso "ESTADÍSTICA APLICADA A LAS CIENCIAS DEL AGUA" llevado a cabo en CENTRO INTERAMERICANO DE RECURSOS DEL AGUA, del 23 de septiembre al 21 de octubre de 2015, con una duración de 25 horas.

Toluca, México, 21 de octubre de 2015

PATRIA, CIENCIA Y TRABAJO

"2015, Año del Bicentenario Luctuoso de José María Morelos y Pavón"



M. en Psic. MARÍA DE LOS ÁNGELES ARAUJO GONZÁLEZ
Directora de Desarrollo del Personal Académico

Dirección de Desarrollo del Personal Académico
2/2





Otorga la presente

CONSTANCIA

a **Daniela Hernández Rodríguez**

Por su participación en el marco del proyecto *“Bridging The Americas: Promoting global solutions of local landfill problems through student service and learning”* llevado a cabo del 4 al 8 de abril del 2016, Toluca, Estado de México.



Dr. Daury García Pulido
Coordinador del CIRA

Dr. Abraham D. Benavides
Responsable UNT

Dra. Verónica Martínez Miranda
Responsable UAEMéx



La Sociedad Mexicana de Electroquímica



Otorga el presente

Reconocimiento

a

D. Hernández Rodríguez, I. Linares Hernández, V. Martínez Miranda

Por su participación en el XXXI Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Electroquímica y el 9th Meeting of the Mexican Section of the Electrochemical Society con el trabajo titulado:

Tratamiento electroquímico de agua residual de un rastro municipal.

Dr. Francisco Javier Rodríguez Gómez
Presidente
Sociedad Mexicana de Electroquímica
2015 - 2017

Dra. Citlalli Gaona Tiburcio
Presidente
Comité Organizador
UANL

Monterrey, Nuevo León
Mayo 30 a Junio 03 de 2016





La Sociedad Mexicana de Electroquímica



Otorga el presente

Reconocimiento

a

D. Hernández Rodríguez, I. Linares Hernández, V. Martínez Miranda

Por haber obtenido el *3er. Lugar* en el concurso de *Poster* nivel *Maestría* dentro del XXXI Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Electroquímica y el 9th Meeting of the Mexican Section of the Electrochemical Society con el trabajo titulado:

Tratamiento electroquímico de agua residual de un rastro municipal.

Dr. Francisco Javier Rodríguez Gómez
Presidente
Sociedad Mexicana de Electroquímica
2015 - 2017

Dra. Citlalli Gaona Tiburcio
Presidente
Comité Organizador
UANL

Monterrey, Nuevo León
Mayo 30 a Junio 03 de 2016



Slaughterhouse wastewater treatment by physicochemical-electrocoagulation system.

Daniela Hernández-Rodríguez¹, Verónica Martínez-Miranda¹, Ivonne Linares-Hernández^{1*},
R. M. Guadalupe Fonseca Montes De Oca¹.

¹ Facultad de Ingeniería, Unidad San Cayetano, Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México, Km.14.5, carretera Toluca-Atacomulco, C.P 50200 Toluca, Estado de México, México, e-mail: ilinaresh@uaemex.mx

Keywords: slaughterhouse, organic matter, physicochemical treatment, electrocoagulation, copper electrodes.

Introduction

In the last ten years, the consumption of meat has increased considerably in Mexico. On 2000 the volume of beef production was 1 366 863 ton, 1 012 329 ton of pigs, 32 835 ton of sheep and 37 812 ton of goats. On 2011 the production was increased to 1 803 931 ton of beef, 1 202 million ton of pig meat, 56 546 ton of sheep meat and 46 836 ton of goat meat [1]. Based on statistics this kind of industry produces large volumes of wastewater per year.

The main contaminant in slaughterhouse wastewater (SW) are organic matter (OM), dregs, fat, urine, blood and meat waste produced during the process [2]. For this reason previous works have proposed different methods to treat wastewater: biological [4, 5, 6, 7], physicochemical treatment [9], advanced oxidation process [6] and electrochemical means [7].

Physicochemical treatment consists in the separation several components, typically the separation of solids by sedimentation, precipitation, or coagulation / flocculation, technologies [6].

In the other hand, the electrocoagulation (EC) is an electrochemical method that applies a direct current source; it causes the dissolution of the metal anode into the wastewater. The most widely electrode materials are aluminum and iron, because they are cheap and effective. The EC process provides a simple, reliable, and cost-effective method for the treatment of wastewater without the need for additional chemicals avoiding the production of secondary pollution [8]. EC is commonly used in water and wastewater treatment, in order to destabilize the colloidal materials and cause the small particles to agglomerate into larger settleable flocks [10].

According Asselin [11], tested EC in slaughterhouse wastewaters using either mild steel or aluminium electrodes arranged in bipolar (BP) or monopolar configuration system. Results showed that the best performance was obtained using mild steel BP electrode system operated at a current intensity of 0.3 A, within 60 or 90 min of treatment. The removals of $86 \pm 1\%$ and $99 \pm 1\%$ were measured for BOD and oil and grease, respectively, whereas soluble COD and total COD were removed by $50 \pm 4\%$ and $82 \pm 2\%$, respectively; $89 \pm 4\%$ and $90 \pm 4\%$ have been measured for total suspended solids and turbidity, respectively.

Bayar et al 2011, investigated the effect of current density and stirring speed in the treatment of poultry slaughterhouse wastewater (PSW) using electrocoagulation with aluminum electrodes. In the experiments, initial pH and current density were chosen between 3 and 7, and 0.5 and 2.0 mA/cm² respectively. The best removal efficiency has

been obtained, when initial pH and current density were 3.0 and 1.0 mA/cm², respectively. The highest removal efficiencies of 85 % of COD were obtained with the current density of 0.5, 1.0, 1.5 and 2.0 mA/cm², respectively. Initial pH values of these removal efficiencies were 4.0, 3.0, 3.0 and 5.0 and 98% turbidity.

Tezcan Ün, et al 2009, studied a slaughterhouse wastewater (SW), characterized by high turbidity, chemical oxygen demand (COD), a dark color. Iron and aluminum were used as electrode materials. Experiments were conducted to evaluate the effects of current density 25 mA cm⁻², initial pH (7.8), and supporting electrolyte (Na₂SO₄) dosage on the performance of the system. COD removal increased with increase in current density. Higher of Na₂SO₄ caused an increase in COD removal efficiency of 94.4%.

According with previously described, there are several works where the EC treatment has been applied in order to improve the quality of SW. In this research a couple treatment Physicochemical- EC processes is proposed to treat this kind of wastewater, using copper electrodes, it is a novel propose because commonly aluminum and iron are used in electrochemical treatment, operational conditions: pH, current density, support electrolyte, time electrolysis, copper concentration, energetic consume and costs were investigated.

CAPÍTULO 10 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alade, A. 2006. Coagulation/flocculation process in the treatment of abattoir wastewater. *Desalination*, Issue 196; 22-31.
- Amuda, O.S. and Alade, A. 2006. Coagulation/flocculation process in the treatment of abattoir wastewater. *Desalination* 196: 22-31.
- Asselin, M., Drogui, P., Benmoussa, H. y Blais J.F. 2008. Effectiveness of electrocoagulation process in removing organic compounds from slaughterhouse wastewater using monopolar and bipolar electrolytic cells. *Chemosphere* 72: 1727-1733.
- Bayar, S., Yıldız, Y. S., Yılmaz, A. E. and İrdemez, A. 2011. The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. *Desalination* 280: 103-107.
- Bazrafshanl, E., Kord, F., Farzadkin, M., Aldin, K and Hossein, A. 2012. Slaughterhouse wastewater Treatment bt Combined Chemical Coagulation and Electrocoagulation Process. *Plos One* 7:1-8.
- Bustillo-Lecomptem, F.C. and Mehrvar, M. 2015. Slaughterhouse wastewater characteristic treatment and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. *Journal of Environmental Management* 161: 287-302.
- CEAJ (Comisión Estatal del Agua de Jalisco). 2013. Operación y Mantenimiento de Plantas de Tratamiento de Agua Residuales con Procesos de Lodos Activados. Comisión Estatal del Agua de Jalisco.
- Chang, R. Y Goldsby, K. A. 2013. *Química*, Mc Graw Hill. México.
- Chen, G. 2004. Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology* 1:11-41.
- CIDETEC (Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica). 2010. Agua residuales de rastro. En línea: <http://www.cidetec.mx/es/component/content/article/20-productos-y-servicios/37-aguas-residuales-de-rastros.html> (Consultado: Febrero 2015).
- CNA (Comisión Nacional del Agua). 2013. Atlas de México 2013. CNA y SEMARNAT. México, D.F.
- Coa, W. y Mehrvar. 2011. Slaughterhouse wastewater treatment by combined anaerobic baffled reactor and UV/H₂O₂ processes. *Chemical Engineering Research and Design* 89: 1136-1143.
- COFEPRIS (Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios). 2007. Guía para el manejo de residuos en rastros y mataderos municipal. Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios. México, D.F.
- Crites, R. y Tchobanoglous, G. 2000. Tratamiento de Aguas Residuales en Pequeñas Poblaciones. Mc Graw-Hill Interamericana. Santa Fe de Bogotá, Colombia.
- Debik, E. and Coskun, T. 2009. Use of the Static Granular Bed Reactor (SGBR) with anaerobic sludge to treat poultry slaughterhouse wastewater and modeling. *Bioresource Technology* 100: 2777-2782.
- Debik, E. and Coskun, T. 2009. Use of the Static Granular Bed Reactor (SGBR) with anaerobic sludge to treat poultry slaughterhouse wastewater and kinetic modeling. *Bioresource Technology* 100: 2777-2782.
- DSEN (Departamento de Sanidad del Estado de New York), 1995. Manual de tratamiento de aguas. Limusa: Noriega. México, D.F.
- Dukes, H. 2010. Fisiología de los animales domésticos. Acribia. Zaragoza, España.

- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2015. Aspectos fisicoquímicos de la calidad del agua. En línea: <http://www.bvsde.ops-oms.org/bvsatr/fulltext/tratamiento/manualI/tomoI/uno.pdf> (Consulta: Septiembre 2015).
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2002. Los fertilizantes y su uso. Roma.
- Fernández, A., Pacheco, J.M., Ciríaco, L. y Lopez, A. 2015. Review on the electrochemical processes for the treatment of sanitary landfill leachates: Present and future. *Applied Catalysis B: Environmental* 176: 183-200.
- Galicia, E. 2007. Diagnóstico de la calidad de las aguas residuales emitidas por el rastro municipal de Toluca en el río Verdiguél. Tesis de Licenciatura, Toluca, México, Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Planeación Urbana.
- García, A., Martínez, V., Martínez, I.G., Almazán, P.T., Castañeda, M. y Linares, I. 2015. Industrial wastewater treatment by electrocoagulation-electrooxidation processes powered by solar cells. *Fuel* 149: 46-54.
- García, J. Y García, R. 1982. Edafología y fertilizantes agrícolas. AEDOS. Barcelona.
- Gatsios, E., Hahladakis, J. y Gidakos, E. 2015. Optimization of electrocoagulation (EC) process for the purification of a real industrial wastewater from toxic metals. *Journal of Environmental Management* 154: 117-127.
- Gutierrez, B.A. 2007. Efecto de la raza sobre la acumulación de cobre en terneros de ceo. Tesis de doctorado. Universidad de Santiago de Compostela, Facultad de Veterinaria.
- Gutiérrez, A. y Sastre, H. 1996. Biosólidos generados en la depuración de aguas (I): planteamiento del problema. *Ingeniería del Agua*.
- Hernández, R.C. 2001. Evaluación de la concentración de metales pesados en cultivos de maíz y suelos enmendados con lodos residuales. Tesis de Licenciatura. Toluca, Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Ciencias.
- Holt, P., Barton, G., Wark, M. y Mitchell, C. 2002. A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical. Eng. Aspects*. 211; 233-248.
- Holt, P., Barton, G., Wark, M. y Mitchell, C. 2002. A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical. Eng. Aspects*. 211; 233-248.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). 2000. Evaluación del impacto ambiental. Logros y retos para el desarrollo sustentable 1995-2000. INE y SEMARNAT. México, D.F.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). 2000. Evaluación del impacto ambiental. Logros y retos para el desarrollo sustentable 1995-2000. INE y SEMARNAT. México, D.F.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2011. México en Cifras, Aguas Calientes.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2014. Estadística de sacrificio de ganado en rastros municipales por entidad federativa 2008-2013, Aguascalientes, Aguascalientes: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- INIFAP (Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias). 2003. Uso de sales aniónicas en la alimentación de vacas secas. Ficha Tecnológicas 20.
- Jimenez Izquierdo, C. Canizares, P., Leclerc, J.P., Valentin, G. And Lapique, S. 2010. Effect of the nature of the supporting electrolyte on the treatment of soluble oils by electrocoagulation. *Desalination* 255: 15.20.

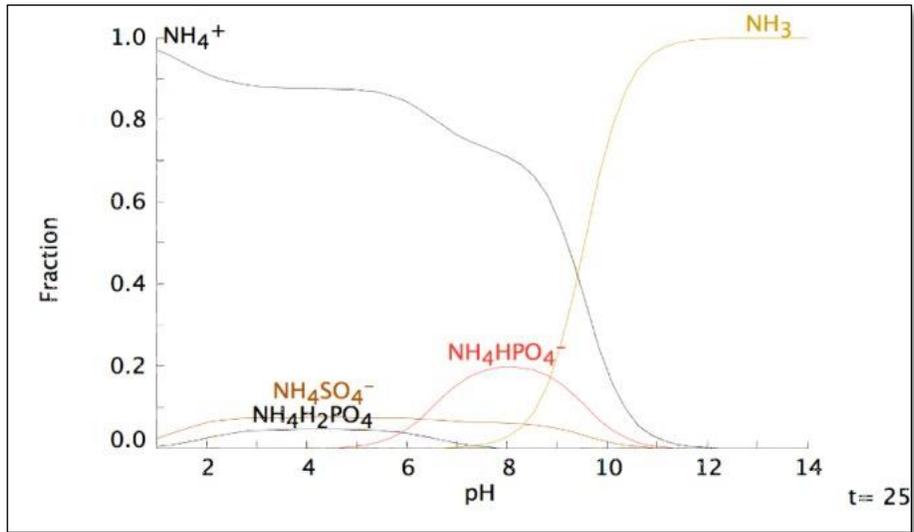
- Jiménez, E. R. 2013. Evaluación de la modulación del estrés oxidante en cepas de *Drosophila melanogaster* deficientes en antioxidantes endógenos y con exposición crónica a casiopeína CII-gly y radiación gamma. Tesis de Licenciatura. Toluca, Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Ciencias.
- Juárez, M., Sánchez, A. y Sánchez, A. 2006. Química del suelo y medio ambiente. Universidad de Alicante.
- Khandegar, V. y Saroha, A. 2013. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent-A review. *Journal of Environmental Management* 128: 949-963.
- Khenoussi, A., Chaouch, C. and Chahlaoui, A. 2013. Traitment des effluents d'abattoir de viande rouge par électrocoagulation-flotation avec des électrodes en fer. *Revue des sciences de l'eau. Journal of Water Science* 26: 135-150.
- Kobyas, M., Demirbas, E., Can, O.T. y Bayramoglu, M. 2006. Treatment of levafix orange textile dye solution by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials B132*: 183-188.
- Lapicque, F. 2010. Effect of the nature of the supporting electrolyte on the treatment of soluble oils by electrocoagulation. *Desalination* 255: 15-20.
- Lenntech. 2015. Turbidez. En línea: <http://www.lenntech.es/turbidez.htm> (Consultado: Agosto 2015).
- Lui, H., Zhao, X. y Qu, J. 2010. En Comninellis, C. y Chen, G. (edit.). Libro *Electrochemistry for the Environment*. Springer. New York.
- M.S. Oncel, A. Muhcu, E. Demirbas, M. Kobyas. (2013). A comparative study of chemical precipitation and electrocoagulation for treatment of coal acid drainage wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 1: 989-995.
- Martin del Campo, S.M.G. 2002. Aplicación de lodos residuales (*Vicia faba* L.) como acondicionadores, en suelos agrícolas del Valle de Toluca. Tesis de Maestría. Toluca, Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Ingeniería.
- Metcalf y Eddy. 2003. *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. McGraw Hill. México, D.F.
- Mollah, A., Schennach, J. y Cocke, D. 2001. Electrocoagulation (EC) – science and application. *Journal of Hazardous Material B84*: 29-41.
- Mollah, M., Morkovsky, P., Gomes, J., Kesmez, M., Parga, J. y Cocke, L. 2004. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials B 114*: 199-2010.
- Navarro, S y Navarro, G. 2003. *Química agrícola*. Mundi-Prensa. México.
- Orphanou, C.M. 2015. The detection and discrimination of human body fluids using ATR FT-IR spectroscopy. *Forensic Science International* 252: e10-e16.
- Ortiz, L., Gutierrez, R. Y Sánchez, S.E. 1995. Propuesta de manejo de los lodos residuales de la planta de tratamiento de la ciudad industrial del Valle de Cuernavaca, Estado de Morelos. *Revista internacional de Contaminación*.
- PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente). 2004. Lineamientos sobre el manejo de aguas residuales municipales. PNUMA. La Haya
- Real Academia Española. 2015. Conductividad. En línea: <http://buscon.rae.es/drae/srv/search?id=oAFLqfE9fDXX2oenxU74> (Consulta: Mayo 2015).
- Recce, W. 2010. *Fisiología de animales domésticos*. ACRBIA. Zaragoza, España.

- Roa, G., Linares, I. y Amaya, A. 2014. Electrocoagulación. En Barrera (edit.). Libro Aplicaciones electroquímicas al tratamiento de aguas residuales. Reverté. México, D.F.
- Rodier, J. 1998. *Análisis de Agua*. Omega. Barcelona.
- Saddoud, A. y Sayadi, S. 2007. Application of acidogenic fixed-bed reactor prior to anaerobic membrane bioreactor for sustainable slaughterhouse wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials* 149: 700-706.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural Física y Alimentación) 2013. Capacidad Instalada para sacrificio de especies pecuarias. Secretaria de información Agropecuaria y Pesquera (SIAP). México, D.F.
- SAGARPA (Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2014a. Resumen Nacional de la Producción, precio, valor, animales sacrificados y peso 2000. En línea: <http://www.siap.gob.mx/resumen-nacional-pecuario/>(Consultado: Marzo 2015).
- SAGARPA (Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2014b. Resumen Nacional de la Producción, precio, valor, animales sacrificados y peso 2013. <http://www.siap.gob.mx/resumen-nacional-pecuario/>(Consultado: Junio 2015).
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2015. Agua. En línea: http://www.google.com.mx/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=3&ved=0CCgQFjAC&url=http%3A%2F%2Fapp1.semarnat.gob.mx%2Fdgeia%2Finforme_12%2Fpdf%2FCap6_agua.pdf&ei=kXhQVZ_5JomxyAS59IDwBQ&usg=AFQjCNEAo mNDcVeQuRAjRPOdRI0vXHaxHg (Consultado: Febrero 2015).
- SEMARNAT (Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 1987. Norma Oficial Mexicana, NMX-AA-42-1996.
- SEMARNAT (Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2003a. Norma Oficial Mexicana, NOM-001-SEMARNAT-1996.
- SEMARNAT (Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2003b. Norma Oficial Mexicana, NOM-001-SEMARNAT-1996.
- Sena, R., Tambosi, J., Genena, A., Moreira, R., H., Schröder and José, H. 2009. Treatment of meat industry wastewater using dissolved air flotation and advanced oxidation processes monitored by GC–MS and LC–MS. *Chemical Engineering Journal* 152: 151–157
- Sroka, E., Kamfliski, W. and Bohdziewicz, J. 2004. Biological treatment of meat industry wastewater. *Desalination* 162: 85-91.
- Staicu, L., van Hullebusch, E., Lens, P., Pilon, E. y Oturan, M. 2015. Electrocoagulation of colloidal biogenic selenium. *Environ Sci Pollut* 22: 3127-3137.
- Tezcan, Ü., Savas, A. y Ögütveren, Ü. 2009. Hybrid processes for the treatment of castle-slaughterhouse wastewater using aluminum and iron electrodes. *Journal of Hazardous Material* 164: 580-586.
- Thirugnanasambandham, K., Sivakumar, V. and Prakash, J. 2015. Response surface modelling and optimization of treatment of meat industry wastewater using electrochemical treatment method. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* 46: 160–167.
- Trompette, J.L. and Vergnes, H. 2009. On the crucial influence of some supporting electrolytes during electrocoagulation in the presence of aluminum electrodes. *Journal of Hazardous Materials* 163: 1282–1288.

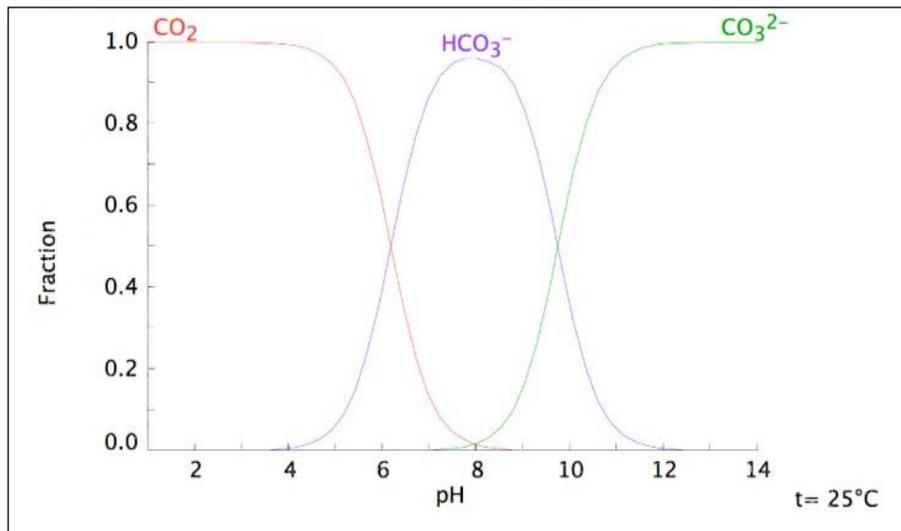
- Trompette, J.L. and Vergnes, H. 2009. On the crucial influence of some supporting electrolytes during electrocoagulation in the presence of aluminum electrodes. *Journal of Hazardous Materials* 163: 1282-1288.
- UNAM (Universidad Autónoma de México) 2015. Características Generales de Bovino. En línea:
http://www.fmvz.unam.mx/fmvz/e_bovina/05CaracteristicasGeneralesdeBovinos.pdf
(Consultado: Septiembre 2015).
- Wolfgang, E. y Gerhard, B. 2005. *Fisiología veterinaria*. Acribia. Zaragoza, España. OMS (Organización Mundial de la Salud). 2006. *Guías para la calidad del agua potable*. Tercera Edición. OMS.
- Xu, H., Yang, Z., Zeng, G., Luo, Y., Huang, L., Wang, L., Song, P. y Mo, X. 2014. Investigation of pH evolution with Cr(VI) removal in electrocoagulation process: Proposing a real-time control strategy. *Chemical Engineering Journal* 239: 132-140.
- Yang, Z., Xu, H., Zeng, G., Luo, Y., Yang, X., Huang, J., Wang, L. y Song, P. 2015. The behavior of dissolution/passivation and the transformation of passive films during electrocoagulation: Influences of initial pH, Cr(VI) concentration, and alternating pulsed current. *Electrochemical Acta* 153; 149-158.

Anexos

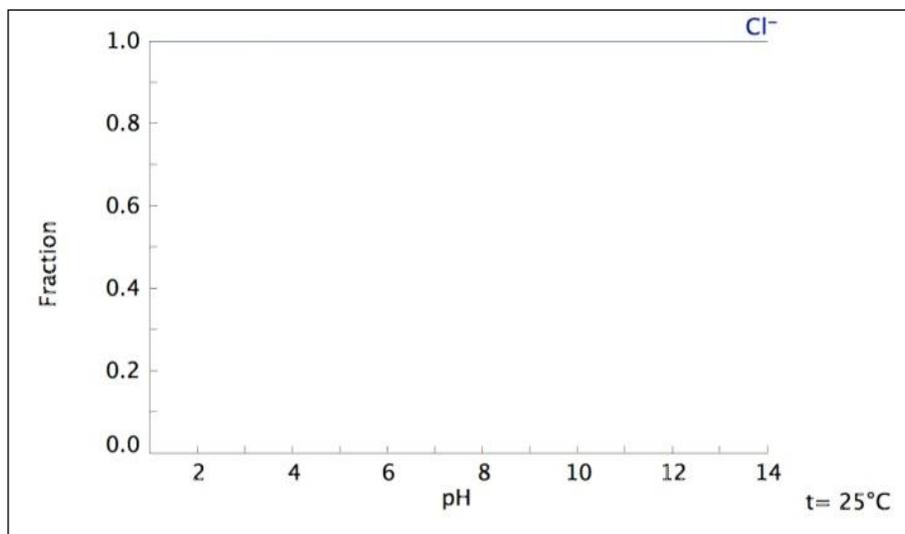
ANEXO 1 DIAGRAMA DE ESPECIES DE NH_3



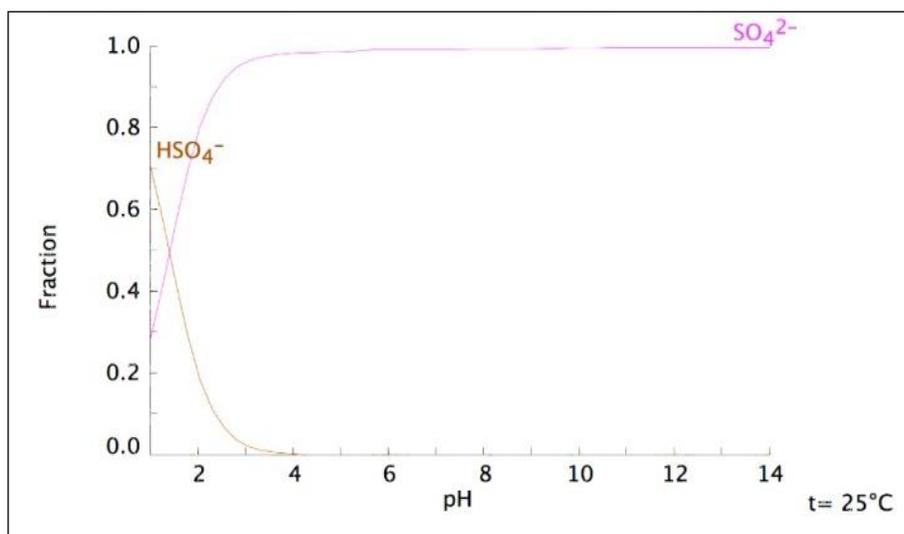
ANEXO 2 DIAGRAMA DE ESPECIES DE HCO_3^-



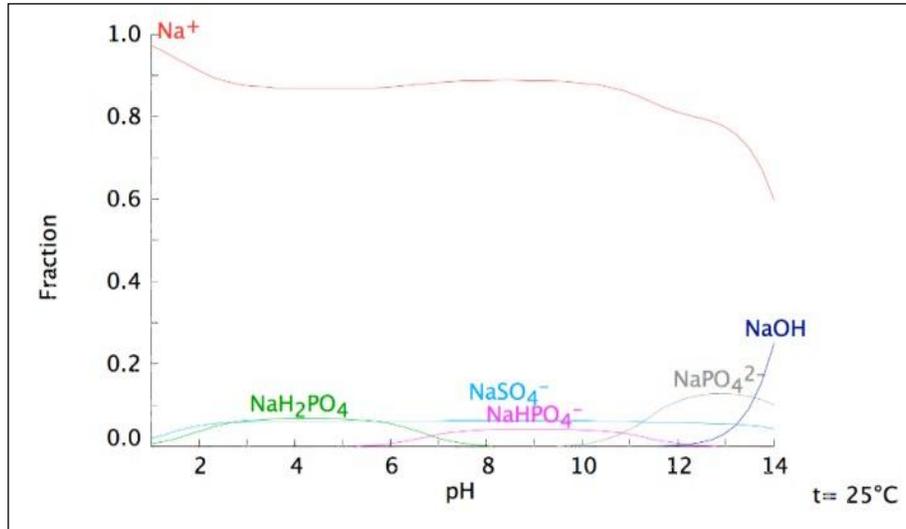
ANEXO 3 DIAGRAMA DE ESPECIES DE Cl^-



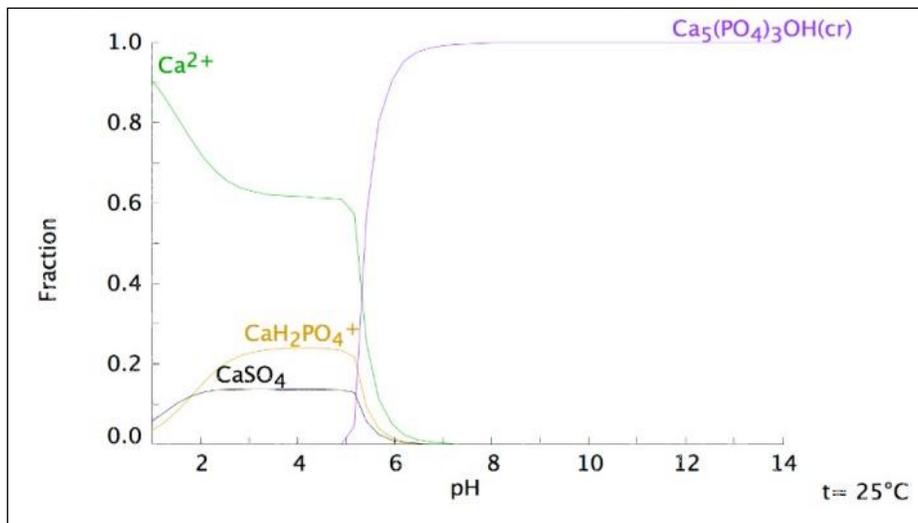
ANEXO 4 DIAGRAMA DE ESPECIES DE SO_4^{2-}



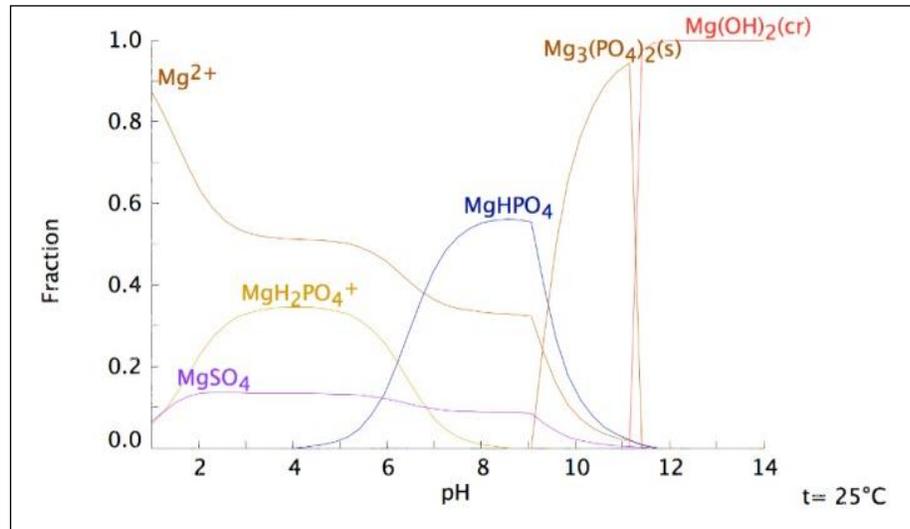
ANEXO 5 . DIAGRAMA DE ESPECIES DE Na^+



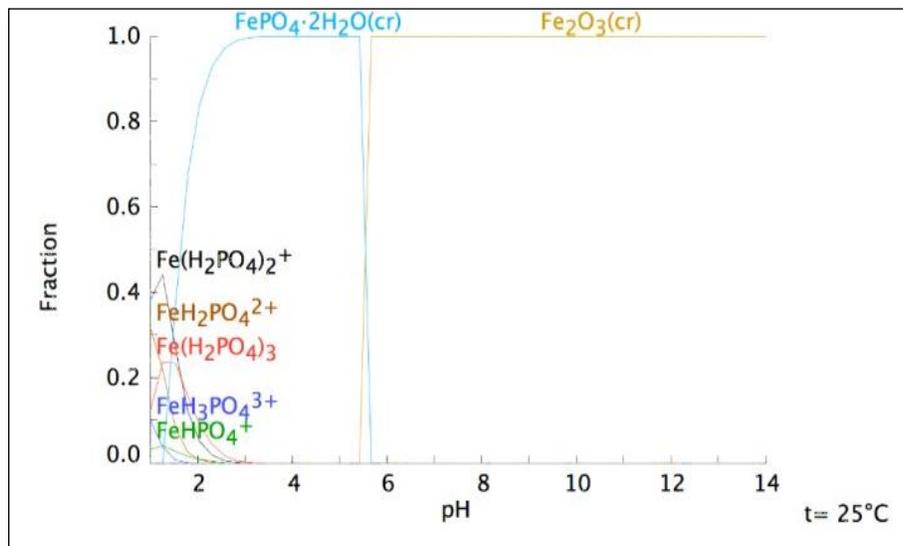
ANEXO 6 DIAGRAMA DE ESPECIES DE Ca^{2+}



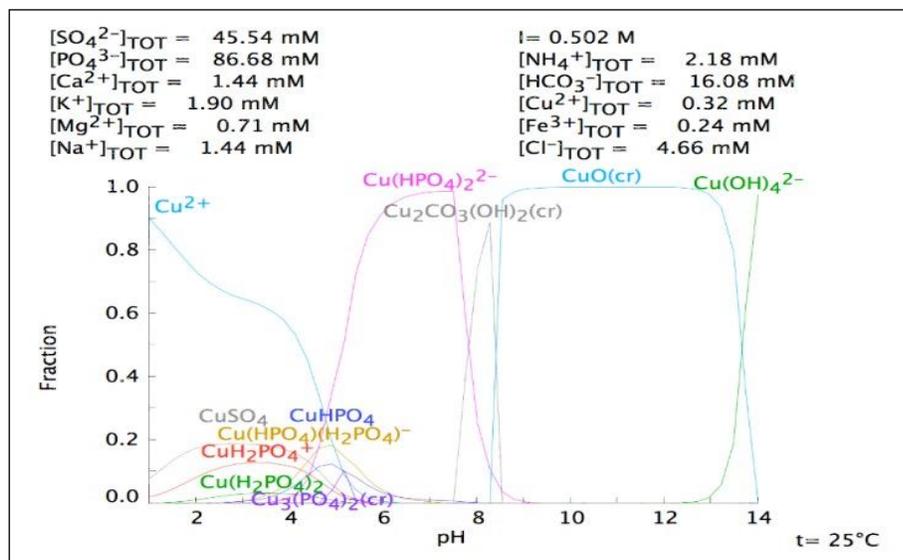
ANEXO 7 DIAGRAMA DE ESPECIES DE Mg^{2+}



ANEXO 8 DIAGRAMA DE ESPECIES DE Fe^{3+}



ANEXO 9 .DIAGRAMA DE ESPECIES Cu^{2+}



ANEXO 10 pH DE LOS REACTIVOS 110 (REACTIVO A) Y 23 (REACTIVO B), A DIFERENTES PERIODOS DE TIEMPO

Tiempo	Reactivo "A" (110)					Reactivo "B" (23)				
	25 g A	50 g A	100 g A	200 g A	300 g A	25 g B	50 g B	100 g B	200 g B	300 g B
0	6.833	6.297	6.474	6.498	6.393	6.807	6.192	6.239	6.381	6.400
10	8.671	9.069	11.273	10.883	10.088	8.695	6.295	9.020	9.390	8.888
20	8.596	9.515	11.282	10.820	10.269	8.733	6.248	9.148	9.326	8.819
30	8.592	10.207	11.305	10.930	10.298	8.697	6.346	9.099	9.346	8.876
40	8.570	10.905	11.317	10.891	10.431	8.692	8.580	9.268	9.331	8.868
50	8.555	11.052	11.277	10.987	10.426	8.712	8.905	9.236	9.268	8.809
60	8.548	11.141	11.320	10.891	10.518	8.689	8.918	9.260	9.191	8.827
180	8.457	11.045	11.317	11.003	10.640	8.684	8.891	9.218	9.130	8.851
360	8.378	11.031	11.380	11.011	10.670	8.587	8.851	9.199	9.093	8.780
540	8.325	10.949	11.305	11.037	10.680	8.586	8.902	8.948	9.037	8.729
1440	8.290	10.910	11.385	10.996	10.704	8.724	8.922	9.067	9.027	8.665

**ANEXO 11 CE UTILIZANDO LOS REACTIVOS 110 (REACTIVO A) Y 23 (REACTIVO B), A
DIFERENTES PERIODOS DE TIEMPO**

Tiempo	Reactivo "A" (110)					Reactivo "B" (23)				
	25 g	50 g	100 g	200 g	300 g	25 g	50 g	100 g	200 g	300 g
0	8.712	4.09	4.08	4.06	4.0	8.661	4.04	4.14	4.10	4.1
10	42.550	70.58	117.80	183.40	202.6	27.600	40.67	68.06	105.90	132.4
20	43.520	71.06	119.70	175.50	200.3	27.530	40.73	68.53	104.90	131.8
30	43.610	71.11	119.50	176.50	198.4	27.030	40.79	68.86	117.70	136.3
40	43.470	70.67	119.40	176.60	197.7	27.400	41.18	68.17	106.50	135.2
50	43.690	70.97	119.40	178.70	199.9	27.380	41.13	68.51	107.30	133.9
60	43.600	70.76	119.60	177.90	197.7	27.360	41.15	68.54	107.00	134.9
180	42.900	70.65	117.70	174.80	200.4	27.220	41.12	68.60	107.80	134.3
360	42.840	70.83	118.50	178.30	197.6	27.480	41.09	68.75	108.10	134.0
540	42.940	70.94	118.20	176.10	199.8	27.270	41.14	69.35	107.90	133.9
1440	43.240	71.16	121.50	177.90	201.4	27.660	41.23	70.18	108.80	134.3

**ANEXO 12 CONCENTRACIÓN DE COLOR DE LOS REACTIVOS 110 (REACTIVO A) Y 23 (REACTIVO B), A
DIFERENTES PERIODOS DE TIEMPO**

Tiempo	Reactivo "A" (110)					Reactivo "B" (23)				
	25 g	50 g	100 g	200 g	300 g	25 g	50 g	100 g	200 g	300 g
0	4450.00	2950	3175	3525	2875	5075.00	3662.5	3587.5	4237.5	2887.5
10	2050.00	200	25			2137.50	2262.5	87.5	50	225
20	2075.00	225	0	12.5	287.5	1875.00	1275	250	37.5	75
30	1875.00	462.5	137.5	137.5	87.5	1850.00	1400	425	125	575
40	1900.00	225	87.5	75	312.5	1887.50	275	262.5	87.5	162.5
50	1925.00	87.5	50	137.5	62.5	2125.00	162.5	125	125	25
60	2175.00	0	100	125	162.5	1887.50	200	175	12.5	75
180	2025.00	87.5	62.5	200	175	2062.50	200	225	50	162.5
360	2025.00	37.5	12.5	75	262.5	1962.50	325	150	137.5	250
540	2150.00	12.5	50	25	475	1887.50	237.5	37.5	137.5	137.5
1440	1925.00	50	112.5	162.5	175	1950.00	375		137.5	87.5

ANEXO 13 TURBIDEZ DE LOS REACTIVOS 110 (REACTIVO A) Y 23 (REACTIVO B), A DIFERENTES PERIODOS DE TIEMPO

Tiempo	Reactivo "A" (110)					Reactivo "B" (23)				
	25 g	50 g	100 g	200 g	300 g	25 g	50 g	100 g	200 g	300 g
0	300.00	1390	1190	1687.5	1180	277.50	1197.5	1672.5	1980	1182.5
10	35.38	47.25	62.75	26.25		188.75	432.5	25.25	23	33.75
20	23.00	24.25	63.5	128	17.5	161.88	158.5	26.25	19.75	52.75
30	27.75	31.5	56	33.25	35.25	200.63	208.5	68.75	16.25	26
40	23.50	21	49	30.5	56	162.00	25.25	34.5	13.5	34
50	32.25	8.25	37.5	45.25	41.25	189.63	29.25	8	12.25	25
60	15.75	18	43.75	61.5	27.5	194.25	42.75	18.25	25	31.75
180	30.38	53.25	67.5	78.25	25	204.50	19	25.5	40.25	28.5
360	30.13	26.5	9.75	77	16.5	188.63	37	15.25	29.75	33.25
540	29.13	17.75	86.25	117	23.5	208.38	30.75	11.75	16	23.5
1440	32.63	7.75	25	131	33.5	129.75	38.75	13	22.5	20.75

ANEXO 14 COT DE LOS REACTIVOS 110 (REACTIVO A) Y 23 (REACTIVO B), A DIFERENTES PERIODOS DE TIEMPO

Tiempo	Reactivo "A" (110)					Reactivo "B" (23)				
	25 g A	50 g A	100 g A	200 g A	300 g A	25 g B	50 g B	100 g B	200 g B	300 g B
0	6946	1392.125	1394.875	3163	1182.75	5413	1527.75	1626.125	1508.625	1550.875
10	4035.63	1811.625	2443.25	3295.375		3048.875	1183.5	2147.125	1412.875	2110.75
20	4103.63	1880.25	2378.5	3589.375	1838.5	3396.75	1161	3623	1670.625	1725.125
30	4008.88	1947.25	2453	3188	1842.375	3317.875	1024.375	3127	2921	2007.875
40	4093.38	1946.5	2299.375	3996.25	2054.375	3027.75	2077	3278.625	1895.625	1817.625
50	3331.38	1797.25	2602.125	3511.375	1832.375	4286.5	1847.5	3085.125	1895.625	1741.75
60	2822.88	2122.125	2401.125	2917.125	1922.375	4223.5	2109.25	3513.875	1660.125	1620.375
180	2952.63	1866.75	2232	2604.375	1824	3968.625	2084	3137.625	1502.625	1670
360	2804.63	1901	2427.125	2658.5	1873.375	4014	1943.25	3310.125	3916.125	1604.625
540	2351.38	2116.375	2295.875	2750.625	1873.375	3809	1831.625	3238.75	1849.375	1460.875
1440	3155.00	1812.625	2252.25	2193.875	1870.375	4061.875	1934.125	3238.75	1332.75	1582.75

ANEXO 15 EFECTO DEL ELECTROLITO SOPORTE SOBRE EL PH

Tiempo	Electrolito Soporte	
	pH NaCl	pH Na₂SO₄
0	7.19	7.47
10	7.97	7.96
20	8.48	8.02
30	8.76	8.23
40	9.27	8.88
50	9.55	9.15
60	9.61	9.49

ANEXO 16 EFECTO DEL ELECTROLITO SOPORTE SOBRE LA CE

Tiempo	Electrolito Soporte	
	CE NaCl	CE Na₂SO₄
0	141.15	125.05
10	650.96	441.95
20	614.4	457.75
30	479.35	450.45
40	639.35	452.4
50	470.4	418.2
60	489.2	227.55

ANEXO 17 EFECTO DEL ELECTROLITO SOPORTE SOBRE EL COLOR

Tiempo	Electrolito Soporte	
	Color NaCl	Color Na₂SO₄
0	8166.67	8712.5
10	2033.34	1537.5
20	6020.84	1412.5
30	8600.00	2762.5
40	9975.00	11625
50	10737.50	13312.3
60	12150.00	11125

ANEXO 18 EFECTO DEL ELECTROLITO SOPORTE SOBRE LA TURBIEDAD

TIEMPO	Electrolito soporte	
	Turbiedad NaCl	Turbiedad Na₂SO₄
0	1258.75	950
10	514.375	577.5
20	1466.665	2282.5
30	1336.25	2091.25
40	977.5	2656.25
50	1126.25	2868.75
60	1536.25	1455

ANEXO 19 EFECTO DEL ELECTROLITO SOPORTE SOBRE LA DQO

Tiempo	Electrolito Soporte	
	DQO NaCl	DQO Na₂SO₄
0	9300.47	15278.66
10	3415.02	4547.92
20	9376.15	8080.90
30	9092.84	8957.00
40	9444.00	13474.04
50	13261.11	12121.07
60	10202.62	10900.90

ANEXO 20 EFECTO DEL ELECTROLITO SOPORTE SOBRE EL COT

Tiempo	Electrolito Soporte	
	COT NaCl	COT Na₂SO₄
0	5428.585	10284.75
10	993.65	2648.345
20	2379.625	2217.44
30	2059.4975	2129.815
40	3054.625	1505
50	3829.065	2499.5625
60	2829.94	2549.25

ANEXO 21 EFECTO DEL pH Y LA DENSIDAD DE CORRIENTE SOBRE EL COLOR

Tiempo	0.5 A, pH 6	0.5 A, pH 4	0.5 A, pH 2	1.0 A, pH 6	1.0 A, pH 4	1.0 A, pH 2	2.0 A, pH 6	2.0 A, pH 4	2.0 A, pH 2
0	3238	3181	1675	3513	3244	3388	3381	3669	3538
2	788	594	394	1413	525	1313	806	819	1269
4	763	425	406	950	888	1456	756	419	925
6	1256	175	850	1194	288	1206	513	238	944
8	2150	131	381	944	188	475			
10	2906	181	388	725	169	556			
20	3463	94	38	394	213	125			
30	3531	600	0	444	1288	31			

ANEXO 22 EFECTO DEL pH Y LA DENSIDAD DE CORRIENTE SOBRE LA TURBIEDAD

Tiempo	0.5 A, pH 6	0.5 A, pH 4	0.5 A, pH 2	1.0 A, pH 6	1.0 A, pH 4	1.0 A, pH 2	2.0 A, pH 6	2.0 A, pH 4	2.0 A, pH 2
0	740	996	598	1065	1041	1011	1040	1166	1061
2	233	183	75	139	335	215	83	82	120
4	235	132	81	136	240	259	124	34	75
6	569	27	247	179	37	200	96	6	98
8	578	26	115	174	17	199			
10	436	16	110	144	10	240			
20	581	13	38	159	40	4			
30	686	29	5	88	120	3			

ANEXO 23 EFECTO DEL pH Y DENSIDAD DE CORRIENTE SOBRE LA DQO

Tiempo	0.5 A, pH 6	0.5 A, pH 4	0.5 A, pH 2	1.0 A, pH 6	1.0 A, pH 4	1.0 A, pH 2	2.0 A, pH 6	2.0 A, pH 4	2.0 A, pH 2
0	2257	2260	2298	2100	2307	2341	2069	2126	2166
2	1885	2145	2314	2233	2337	2352	2245	2321	2250
4	1723	1782	2265	2321	2310	2342	2202	2329	2315
6	3391	1310	1698	2316	2153	2354	2041	2323	2240
8	2491	1568	2318	2192	2136	2342			
10	5380	1341	2287	1970	1977	2209			
20	3551	1421	1374	2250	2268	1969			
30	3386	2271	1557	2249	2309	1644			

ANEXO 24 EFECTO DEL pH Y DENSIDAD DE CORRIENTE SOBRE EL COT

Tiempo	0.5 A, pH 6	0.5 A, pH 4	0.5 A, pH 2	1.0 A, pH 6	1.0 A, pH 4	1.0 A, pH 2	2.0 A, pH 6	2.0 A, pH 4	2.0 A, pH 2
0	1444	1998	2460	1277	1534	1809	1839	1489	1272
2	1418	1063	2324	1307	2215	2040	1385	1112	1035
4	1312	1064	2322	1360	1818	2011	1764	2053	1286
6	1469	1003	1806	2300	1702	1732	2142	1663	2083
8	1792	1019	1838	2222	1496	1695			
10	1794	1073	1829	2534	1704	1351			
20	1953	1231	1622	2307	1828	1250			
30	1519	1400	1518	1998	1977	1398			

ANEXO 25 CONCENTRACIÓN DE COBRE

Tiempo	Cu Teórico (mg)	Cu Experimental (mg)
0	0	0.019
2	98.790	51.375
4	197.581	131.5937
6	296.371	192.0625
8	395.162	292.75
10	493.952	389.0625
20	987.905	829.6875
30	1481.857	1100.625