



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO**

**FACULTAD DE INGENIERÍA**

**CENTRO INTERAMERICANO DE RECURSOS DEL AGUA**

**TRATAMIENTO DE UN EFLUENTE TEXTIL  
MEDIANTE UN SISTEMA ACOPLADO ELECTRO  
OXIDACIÓN - *Salix babylonica***

**T E S I S**

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

**MAESTRA EN CIENCIAS DEL AGUA**

P R E S E N T A:

**HILDA ALEJANDRA SÁNCHEZ SÁNCHEZ**

DIRIGIDA POR:

**M. EN C. A. REYNA MA. GUADALUPE FONSECA MONTES DE OCA  
DR. EN C. A. MOISES TEJOCOTE PÉREZ**

Toluca, México, Septiembre 2016.

## AGRADECIMIENTOS

- ◆ Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada durante mis estudios. Registro 622274.
- ◆ Al proyecto CONACYT 219743 por financiar esta investigación. Tratamientos avanzados y sustentables para la remoción de colorantes de origen textil.
- ◆ Al Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología (COMECYT) por el apoyo otorgado para la titulación.
- ◆ Al Dr. Abraham Benavides y al proyecto “Bridging the Americas: Promoting global solutions of local landfill problems through student service and learning” por el apoyo brindado para realizar la estancia en la Universidad del Norte de Texas.
- ◆ A la Maestra Lupita Fonseca por estos dos años de trabajo, por las facilidades otorgadas para llevar a cabo esta investigación y por haberme guiado en la elaboración de este trabajo de tesis.
- ◆ Al Dr. Moisés Tejocote por su amistad y dirección en esta investigación y por sus comentarios valiosos a lo largo de este trabajo.
- ◆ A la Dra. Ivonne Linares y a la Dra. Verónica Martínez por su disponibilidad y paciencia para enriquecer este trabajo con sus oportunas observaciones y valiosos comentarios.
- ◆ Al personal del laboratorio de Calidad del Agua del CIRA que siempre proporcionaron lo necesario para trabajar en el desarrollo de esta investigación.

# ÍNDICE GENERAL

Resumen.....	8
Abstract.....	9
Introducción.....	10
1. Antecedentes.....	11
1.1. Situación nacional del agua.....	11
1.2. Agua residual textil.....	12
1.3. Química de los colorantes.....	12
1.3.1. Efectos ambientales y a la salud.....	13
1.3.2. Normatividad.....	13
1.3.3. Colorante azul índigo.....	14
1.4. Tratamiento de efluentes textiles.....	15
1.4.1. Procesos de Oxidación Avanzada.....	16
1.4.1.1. Oxidación Electroquímica.....	16
1.4.1.2. Electroodos de Diamante Dopado con Boro (DDB).....	18
1.4.2. Biorremediación.....	19
1.4.2.1. Fitorremediación.....	20
1.4.2.2. Características de <i>Salix babylonica</i> .....	22
1.4.2.3. Aplicación de <i>Salix</i> en proyectos ambientales.....	23
2. Justificación contextual y científica.....	25
3. Hipótesis.....	26

4. Objetivo general .....	26
4.1. Objetivos específicos .....	26
5. Metodología.....	27
5.1. Muestreo y caracterización del agua residual textil .....	28
5.2. Celda electroquímica.....	29
5.2.1. Determinación de peróxido (H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ).....	30
5.2.2. Determinación de cloro libre residual.....	31
5.3. Sistema acoplado con <i>Salix babylonica</i> .....	31
5.3.1. Método de cuantificación de pigmentos fotosintéticos.....	33
6. Resultados.....	34
6.1. Carta de envío del artículo .....	34
6.2. Manuscrito enviado.....	35
6.3. Resultados adicionales .....	60
6.3.1. Reacciones complementarias al mecanismo de degradación .....	60
6.3.2. Caracterización del agua residual textil posterior a la oxidación electroquímica y al tratamiento acoplado.....	62
6.3.3. Eficiencia de <i>Salix babylonica</i> con el agua cruda.....	64
6.3.4. Tolerancia de <i>Salix babylonica</i> de acuerdo con sus perfiles fenotípicos.....	65
7. Discusión general .....	66
8. Conclusiones.....	69
9. Recomendaciones .....	70
10. Producción científica .....	71

Referencias bibliográficas.....	73
ANEXOS .....	80

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estructura molecular del colorante azul índigo.....	15
Figura 2. Morfología de <i>Salix babylonica</i> . .....	23
Figura 3. Esquema general del método a seguir. ....	27
Figura 4. Celda electroquímica construida .....	30
Figura 5. Sitios de colecta de esquejes. ....	32
Figura 6. Peróxido generado durante la oxidación electroquímica de NaCl 0.023 M.....	60
Figura 7. Cloro residual generado durante la oxidación electroquímica. ....	61
Figura 8. Tolerancia de los sauces colectados en diferentes regiones. a) parámetros de biomasa. b) concentración de pigmentos ( $\mu\text{g/mL}$ ). ....	65

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Parámetros normados por la NOM-CCA-014-ECOL/1993 para la descarga de aguas residuales de la industria textil. ....	14
Tabla 2. Parámetros realizados para la caracterización del agua residual textil. ....	28
Tabla 3. Condiciones de operación en la oxidación electroquímica. ....	29
Tabla 4. Comparación de las características del agua residual textil cruda y después de cada tratamiento. ....	63
Tabla 5. Eficiencias de remoción de DQO, color y turbiedad del tratamiento acoplado con agua cruda y agua oxidada durante diferentes tiempos. ....	64

## Resumen

A nivel mundial, la industria textil es considerada una de las principales fuentes de descarga que afectan la calidad del agua debido al gran volumen que emplea en sus procesos y al uso de una amplia gama de colorantes sintéticos. Algunos tratamientos físicos y químicos son efectivos, la electrooxidación (EO) es el tratamiento electroquímico más popular para degradar colorantes sintéticos. Consiste en la oxidación de contaminantes en una celda electrolítica, donde la materia orgánica refractaria es transformada en compuestos biodegradables. Por otro lado, el tratamiento biotecnológico continúa siendo usado para resolver problemas ambientales. La fitorremediación es una técnica que usa plantas para remediar y restaurar sitios contaminados. En esta investigación se evaluó el tratamiento de un agua residual textil mediante un sistema acoplado de electrooxidación-*Salix babylonica* usando electrodos DDB. En el estudio, se construyó una celda electroquímica en batch, utilizando 5 electrodos paralelos verticales de diamante dopados con boro (Ti/ DDB), 2 como cátodo y 3 como ánodo. Los experimentos se realizaron en una celda con capacidad de 1L y se operó a diferentes valores de pH (5, 7 y 10) y a diferentes densidades de corriente (3.5, 7 y 10 mA/cm<sup>2</sup>). Una vez determinadas las condiciones de operación del tratamiento electroquímico (densidad de corriente y pH), el agua residual se oxidó parcialmente a diferentes tiempos (15, 30, 45 y 60 minutos). La fitoremediación se realizó colocando las plantas de sauce en contenedores de 1L y se les adicionaron 500 mL del agua oxidada, permanecieron en contacto por 15 días y se tomaron alícuotas al inicio del experimento y a intervalos de 8 días. De la misma manera, se estudió el desarrollo de las plantas en dichos periodos de tiempo. Bajo condiciones óptimas de pH de 5.23 y densidad de corriente de 3.5 mA/cm<sup>2</sup>, el tratamiento electroquímico alcanzó una eficiencia de disminución de 41% para DQO, 83% para DBO<sub>5</sub>, 60% para color y 26% para turbiedad a los 300 minutos de tratamiento. El agua cruda, así como el agua oxidada fueron caracterizadas por espectroscopia infrarroja para verificar la degradación de la materia orgánica. El sistema acoplado alcanzó una reducción del 14% de DQO, 85% de color y 93% de turbiedad. Estas eficiencias se alcanzaron en el sistema acoplado con agua oxidada por 60 minutos. Así mismo, las plantas alcanzaron mayor biomasa y concentración de pigmentos fotosintéticos.



## Abstract

Globally, the textile industry is considered one of the main pollutants of water due to the large volume of water used in its processes and the use of a wide range of synthetic dyes. Some physical and chemical treatments are effective, electrooxidation (EO) is the most popular electrochemical procedure for removing and degrading dyes; it consists in the oxidation of pollutants in an electrolytic cell where refractory organics are transformed into biodegradable compounds. On the other hand, biotechnological treatment continues being used to solve environmental problems. Phytoremediation is a technique that uses plants to remediate systems and restore contaminated sites. The removal of pollutants from a textile wastewater by a coupled electrooxidation system – *Salix babylonica* using BDD electrodes was evaluated. In this study a batch electrochemical reactor was used. The reactor contained 5 vertical parallel electrodes of boron doped diamond (Ti/BDD), 2 as cathode and 3 as anode. The tests were carried out in a 1 L cylindrical reactor; it was operated at different pH (5, 7 and 10) and at different current densities (3.5, 7 and 10 mA/cm<sup>2</sup>). Once determined the operating conditions of the electrochemical treatment (current density and pH), wastewater was partially oxidized at different times (15, 30, 45 and 60 min). Then willows were placed in jars of 1L and were placed 500 mL of textile wastewater oxidized. They remained in contact for 15 days and water aliquots at baseline and at intervals of 8 days were taken. Likewise the development of plants in those time periods was assessed. Under optimal conditions of pH 5.23 and 3.5 mA/cm<sup>2</sup> of current density, the electrochemical method yields an effective reduction of chemical oxygen demand (COD) by 41%, biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>) by 83%, color by 60% and turbidity by 26% at 300 minutes of treatment. The raw and treated wastewater was characterized by infrared spectroscopy to confirm the degradation of pollutants. The coupled system yields a reduction of COD by 14%, color by 85% and turbidity by 93%. The best efficiency for coupled system was achieved at 60 minutes, time in which the plants reached more biomass and photosynthetic pigments.

## **Introducción**

La industria textil es una de las más importantes de nuestro país. Sin embargo, es una de las industrias con mayor consumo de agua y los efluentes que genera contienen un gran número de compuestos químicos de diferente naturaleza, entre los cuales se destacan los colorantes. Estos compuestos se diseñan para ser altamente resistentes, incluso a la degradación microbiana (Tigini et al., 2011).

Aunque la coloración de cuerpos de agua por residuos textiles es considerando solo un inconveniente estético, es aún más preocupante el hecho de que ciertos tipos de colorantes pueden ser carcinogénicos y mutagénicos. Todos los seres vivos están expuestos a una variedad de compuestos tóxicos, sin embargo, los trabajadores de dichas industrias y los organismos que habitan en los sitios de descarga son los más vulnerables a padecer algún tipo de efecto adverso (Bazin et al., 2012).

Los colorantes, aún a bajas concentraciones, son altamente visibles y, dependiendo del proceso usado y de la normatividad vigente, es posible que se requiera de una reducción hasta del 98% de la concentración del colorante presente en el efluente industrial. Por esta razón, existe una fuerte demanda de tecnologías que permitan eliminar el color en estos efluentes y así hacer posible reciclar el importante volumen de agua que se consume durante el proceso (Wang et al., 2012).

Dentro del tratamiento de aguas residuales industriales, el tratamiento de efluentes textiles es especialmente un reto para la ciencia debido a su carácter recalcitrante. Muchos colorantes persisten después de los métodos tradicionales en las plantas de tratamiento de efluentes industriales, por lo que es necesario desarrollar nuevos métodos para degradarlos (Metcalf & Eddy, 2004).

Debido a que las plantas poseen diferentes mecanismos para la eliminación de contaminantes y que constituyen un sistema eficiente en cuanto a costo, recientemente se han considerado con potencial para detoxificar efluentes industriales. Al ser utilizadas en sistemas acoplados con métodos químicos se ha comprobado que su eficiencia mejora (Cano-Rodríguez et al., 2014), por lo que en este trabajo se trató un efluente textil mediante un método acoplado de oxidación electroquímica con *Salix babylonica*.

# 1. Antecedentes

## 1.1. Situación nacional del agua

Las principales fuentes de contaminación del agua en México tienen su origen en la basura que se arroja a los sistemas de alcantarillado y a ríos y lagos; a las descargas de los centros urbanos, las industrias y a las áreas agrícolas, principales responsables de la contaminación difusa en el país (Zarazúa et al., 2013). Se estima que en la actualidad se generan en México 431.7 m<sup>3</sup>/s de aguas residuales municipales y no municipales. Al primer grupo corresponden 243 m<sup>3</sup>/s, y de ellos se colectan 207 m<sup>3</sup>/s (85%); de esta cantidad solo se tratan 83.8 m<sup>3</sup>/s (40.5%) (CONAGUA, 2010).

Las aguas residuales no municipales ascienden a 188.7 m<sup>3</sup>/s; de ellas se tratan 29.9 m<sup>3</sup>/s (15.85%) y, del restante 84.2%, 63.52 m<sup>3</sup>/s se emplean en el riego (CONAGUA, 2010).

La situación real que presenta el sector industrial es imprecisa debido a la precaria disponibilidad de información y a la incapacidad de las instituciones de los tres niveles de gobierno para el monitoreo y supervisión de las industrias (Cano-Rodríguez et al., 2014).

El índice de productividad industrial por el agua muestra que México destaca en este rubro. En su mayoría, y excluyendo el turismo, en la región de América Latina y el Caribe dominan las industrias alimentarias, de la pulpa de papel, de textiles y de curtidos de pieles. Con algunas excepciones se encuentran también las industrias química y farmacéutica, y procesadoras del petróleo. Todas las industrias mencionadas se caracterizan por una alta demanda de agua (Cano-Rodríguez et al., 2014).

Como muchos países del mundo, México enfrenta problemas que obligan a hacer una administración mejor para poder satisfacer las demandas de sus habitantes, entre ellos destacan la escasez, la contaminación del recurso, la necesidad de mejorar la administración del agua, la falta de ordenamiento ecológico, el impacto del cambio climático sobre el ciclo hidrológico y la poca inversión en investigación y desarrollo tecnológico en el país (CONAGUA, 2010).

## **1.2. Agua residual textil**

La industria textil contribuye enormemente al deterioro del agua por sus descargas al ambiente de grandes volúmenes de agua residual y es considerada como una de las que más afectan entre el sector industrial. Estas aguas residuales son mezclas complejas de sustancias tóxicas que a menudo se encuentran en elevadas concentraciones, como colorantes y pigmentos, sales, metales pesados, biocidas, surfactantes, y muchos otros componentes orgánicos e inorgánicos que pueden sufrir fenómenos de complejación (Tigini et al., 2011; Vijayalakshmi y Muthukumar, 2015).

Los colorantes en concentraciones excesivas son de los constituyentes más difíciles de tratar en el agua residual textil. El tipo de colorante puede variar en el efluente diariamente, o incluso cada hora, dependiendo de la variedad de técnicas, maquinaria, materias primas y tela (Basha et al., 2011).

## **1.3. Química de los colorantes**

Actualmente la industria textil emplea alrededor de 10,000 colorantes comerciales (Bazin et al., 2012). Los colorantes están formados por un grupo de átomos responsables del color (cromóforos). Los grupos cromóforos más comunes son los azo ( $-N=N-$ ), carbonilo ( $C=O$ ), metilo ( $-CH_3$ ), nitro y grupos quinoides. Los colorantes también pueden contener otros grupos (grupo auxocromo) que incrementan la intensidad del color y que pueden ser de tipo reactivo, ácidos, básicos, dispersos, aniónicos, sulfuros, entre otros (Cortázar-Martínez et al., 2012).

Cuando la molécula de colorante se expone a la luz, la estructura cromófora, la cual incluye dobles enlaces ( $C=C$ ), oscila para absorber la luz y generar color visible (Liang et al., 2014). Los colorantes pueden ser clasificados de acuerdo con su estructura química o por su método de aplicación, ambas terminologías se utilizan. Sin embargo, el sistema más apropiado es el basado en estructura química ya que es el más ampliamente utilizado y permite identificar fácilmente los colorantes que pertenecen a un grupo con características propias (Bazin et al., 2012). La clasificación basada en estructura química toma en cuenta el grupo cromóforo. Así, se tienen colorantes azo ( $-N=N-$ ), antraquinona, indigoides, polimetina, ftalocianina, entre otros (Wiley & Sons, 2007).

La mayoría de los colorantes consumidos a escala industrial son derivados azoicos, aunque también se usan los de trifenilmetano, xanteno, indigoides y quinólicos (Martínez-Huitile y Brillas, 2009).

### **1.3.1. Efectos ambientales y a la salud**

El agua residual textil ha sido un grave problema ambiental por años, ya que contiene productos carcinogénicos, tales como aminos aromáticos, un fuerte color, un amplio intervalo de variación de pH (de 2 a 12), alta concentración de DQO, partículas suspendidas y baja biodegradabilidad (Raghu et al., 2009). La descarga del agua residual textil al ambiente causa alteraciones estéticas debido al color y también daña la calidad del agua receptora. El color impide la penetración de luz, lo cual tiene un impacto negativo en la fotosíntesis; los colorantes así como sus derivados de degradación pueden resultar tóxicos para la vida acuática (Kariyajjanavar et al., 2011).

Además, la descarga de efluentes textiles en pequeños arroyos de donde se toma el agua para riego, provoca efectos nocivos para el suelo, como defloculación de las partículas del suelo, aumento en niveles de N, P, K y Na y también del valor de pH. Estos efluentes incrementan la salinización y alcalinización del agua subterránea (Tigini et al., 2011).

Desde mediados de los noventa, los vínculos entre colorantes, impacto ambiental e incidencia de cáncer han sido objeto de interés para los investigadores. Sin embargo, la relación causal entre colorantes y ciertos tipos de cáncer ha sido difícil de establecer. En el caso de los colorantes azoicos, el incremento en la incidencia de cáncer de vejiga observado entre los trabajadores de la industria textil, ha sido relacionado con la exposición prolongada a estos colorantes (Bazin et al., 2012).

### **1.3.2. Normatividad**

En muchos países, científicos y legisladores han resaltado la importancia de evaluar la ecotoxicidad de aguas residuales textiles. Hasta ahora, la atención se ha centrado principalmente en la toxicidad de colorantes, debido a que el color es el principal aspecto de los efluentes textiles (Tigini et al., 2011).

En México se carece de una norma que establezca el límite máximo permisible de color en aguas residuales textiles. La Norma Oficial Mexicana NOM-CCA-014-ECOL/1993 establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores provenientes de la industria textil. Las descargas de aguas residuales provenientes de la industria textil deben cumplir con las especificaciones que se indican en la tabla 1.

**Tabla 1.** Parámetros normados por la NOM-CCA-014-ECOL/1993 para la descarga de aguas residuales de la industria textil.

Parámetros	Límites Máximos Permisibles	
	Promedio Diario	Instantáneo
pH	6 - 9	6 – 9
Demanda bioquímica de oxígeno (mg/L)	100	120
Demanda química de oxígeno (mg/L)	200	240
Sólidos sedimentables (mg/L)	1.0	1.2
Grasas y aceites (mg/L)	20	30
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	100	120
Cromo total (mg/L)	1.0	1.2
Sulfuros (mg/L)	0.2	0.4
Fenoles (mg/L)	0.1	0.2

Asimismo, la norma señala en el apartado de condiciones particulares de descarga, que en el caso de que se identifiquen descargas que a pesar del cumplimiento de los límites máximos permisibles establecidos causen efectos negativos en el cuerpo receptor, el organismo correspondiente fijará condiciones particulares de descarga y podrá establecer límites máximos permisibles en cuanto a color y otros parámetros adicionales.

### 1.3.3. Colorante azul índigo

El azul índigo es uno de los colorantes más empleados en el sector textil ya que es ampliamente utilizado en el teñido de ropa de mezclilla. Cerca del 15% del colorante usado en el proceso de teñido es descargado en el agua residual (Buscio et al., 2015).

El colorante trisulfonato potásico de índigo, descargado en el efluente de interés, tiene un peso molecular de 616.74 g/mol, su estructura molecular se muestra en la figura 1. Su absorción máxima se encuentra alrededor de los 600 nm, aunque para diversas concentraciones se han manejado longitudes de onda en un intervalo de 500 a 600 nm (Peters et al., 2013). Por el grupo cromóforo que contiene, este colorante se clasifica dentro de los colorantes indigoides (Wiley & Sons, 2007).

Peters y colaboradores (2013) mencionan que la pureza del colorante índigo comercial es altamente variable, encontrándose desde 60% hasta 100%.

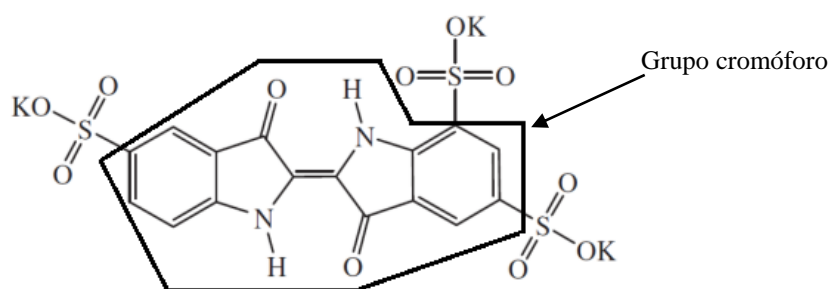


Figura 1. Estructura molecular del colorante azul índigo.

#### 1.4. Tratamiento de efluentes textiles

El adecuado tratamiento de aguas residuales industriales y su posterior reutilización para múltiples usos contribuye a un consumo sostenible del agua. El tratamiento convencional de aguas residuales incorpora métodos físicos, químicos y biológicos, los cuales tratan y remueven contaminantes introducidos por el uso cotidiano del agua.

Actualmente, las operaciones y los procesos unitarios se agrupan para proporcionar diversos niveles de tratamiento conocidos como tratamientos preliminar, primario, primario avanzado, secundario (con o sin remoción de nutrientes) y avanzado (o terciario) (Metcalf & Eddy, 2004).

En el tratamiento preliminar, se remueven objetos grandes y arenas que pudieran dañar el equipo. En el tratamiento primario, una operación física, generalmente sedimentación, es utilizada para remover materiales flotantes y sedimentables contenidos en el agua residual. Para el tratamiento primario avanzado, se adicionan químicos que permiten la remoción de sólidos suspendidos y, en menor medida, de sólidos disueltos. En el tratamiento secundario

se utilizan procesos biológicos y químicos para remover la mayor parte de la materia orgánica. En el tratamiento avanzado, se usan combinaciones adicionales de operaciones y procesos unitarios para remover sólidos suspendidos residuales y otros constituyentes que continúan después de un tratamiento secundario convencional (Metcalf & Eddy, 2004).

Debido a la naturaleza recalcitrante de los colorantes, éstos son difíciles de remover por un tratamiento convencional. De manera general, existen dos métodos de decoloración: destrucción de las moléculas de colorante y separación de los colorantes del agua. Para destruir o transformar los colorantes, comúnmente se aplican procesos como oxidación química, fotocátalisis y biodegradación. Por otro lado, los métodos de separación incluyen adsorción, coagulación/floculación y separación de membrana (Liang et al., 2014; Cortázar-Martínez et al., 2012).

#### **1.4.1. Procesos de Oxidación Avanzada**

Los procesos de oxidación avanzada (POA) son tecnologías que conducen a la generación de radicales hidroxilo ( $\text{OH}^\bullet$ ) como oxidante primario. Los radicales hidroxilo tienen poca o nula selectividad en la naturaleza y pueden reaccionar sin otros aditivos con una amplia gama de especies persistentes. Estos radicales hidroxilo atacan moléculas orgánicas ya sea por la abstracción de un átomo de hidrógeno o la adición de un átomo de hidrógeno a los dobles enlaces. Esto genera nuevos intermedios oxidados con menor peso molecular o dióxido de carbono y agua en caso de mineralización completa (Hussain et al., 2013).

En las últimas dos décadas, los POA han demostrado ser métodos de tratamiento potentes y eficientes para degradar materiales recalcitrantes o para llevar a cabo mineralización estable, inhibición y degradación de compuestos tóxicos (Hussain et al., 2013).

##### **1.4.1.1. Oxidación Electroquímica**

La oxidación electroquímica (OE) es el procedimiento electroquímico más común para remover contaminantes orgánicos de aguas residuales. Esta técnica ha sido utilizada para decoloración y degradación de colorantes en solución acuosa (Martínez-Huitl y Brillas, 2009). En este proceso, la corriente eléctrica induce las reacciones redox resultando en la transformación de compuestos orgánicos y su completa oxidación a  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{O}$  (Basha et al., 2011).



El rendimiento global de un proceso electroquímico es determinado por una compleja interacción de parámetros que puede ser optimizada para obtener una efectiva y económica incineración de contaminantes. Los principales factores que determinan el rendimiento de la electrólisis son (Panizza, 2010):

1. Potencial de electrodo y densidad de corriente. Controla qué reacción debe ocurrir y su tasa y comúnmente determina la eficiencia del proceso.
2. Distribución de la corriente. Determina la distribución espacial del consumo de reactivos y, por lo tanto, debe ser muy homogénea.
3. Régimen de transporte de masa. Un alto coeficiente de transporte de masa conduce a una mayor uniformidad de la concentración de contaminantes en la capa de reacción cerca de la superficie del electrodo y a una mayor eficiencia general.
4. Diseño de la celda. La dimensión de la celda, la presencia o ausencia de un separador, el diseño del electrodo, etc., afecta el rendimiento del proceso electroquímico.
5. Medio de electrólisis. La elección del electrolito y su concentración, valor de pH, temperatura.
6. Materiales de electrodo. El material de electrodo ideal para la degradación de contaminantes orgánicos debe ser totalmente estable en el medio de electrólisis, barato, y exhibir alta actividad hacia la oxidación orgánica y baja actividad hacia las reacciones secundarias (por ejemplo, la evolución de oxígeno).

Entre los trabajos en los que se ha empleado la oxidación electroquímica para el tratamiento de colorantes se encuentra el realizado por Martínez-Huitle et al. (2012). Estos autores trataron electroquímicamente un efluente textil real usando ánodos DDB para remover DQO y color. En los experimentos aplicaron diferentes densidades de corriente, también variaron la concentración del electrolito soporte ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ), temperatura y velocidad de flujo. Empleando diferentes condiciones de operación lograron una disminución satisfactoria en DQO y color, llegando a una remoción completa en todos los casos pero a diferentes tiempos de operación.

Guenfoud et al., (2014) oxidaron electroquímicamente el colorante verde malaquita en un reactor batch de un compartimiento. Utilizaron un ánodo DDB y un cátodo de acero inoxidable e investigaron los efectos de los parámetros experimentales como la densidad de corriente, el pH inicial y el electrolito soporte. Estos autores determinaron que las condiciones óptimas de operación fueron: una densidad de corriente de  $32 \text{ mA/cm}^2$ ,  $\text{pH} = 3$  y  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  como electrolito soporte. Bajo estas condiciones alcanzaron una eficiencia de degradación del colorante del 98% después de 60 minutos de electrólisis y un 91% de remoción de DQO después de 180 minutos de electrólisis.

Por otro lado, Migliorini et al., (2016) propusieron un estudio sistemático para producir electrodos DDB/Ti de alta calidad con un adecuado nivel de dopaje aplicados en la electrooxidación del colorante verde brillante. La eficiencia del proceso fue analizada como función de los niveles de dopaje. Estos autores aplicaron 16 DDB/Ti en los experimentos de electrooxidación a una densidad de corriente constante de  $100 \text{ mA/cm}^2$ . Usaron  $100 \text{ mg/L}$  del colorante verde brillante en una solución de  $\text{K}_2\text{SO}_4$   $0.1\text{M}$  y oxidaron por 300 min. La eficiencia se analizó mediante espectrofotometría UV/VIS y COT considerando las características de los electrodos. Los resultados mostraron que todos los electrodos fueron eficientes en la decoloración y mineralización de compuestos orgánicos.

#### **1.4.1.2. Electrodos de Diamante Dopado con Boro (DDB)**

En una oxidación electroquímica, la elección del material de los electrodos juega un papel esencial en la oxidación (Basha et al., 2011). Películas finas de diamante dopado con boro (DDB) son nuevos materiales de electrodo que han recibido gran atención debido a que poseen varias características tecnológicamente importantes, incluyendo una superficie inerte con bajas propiedades de adsorción, notable estabilidad a la corrosión, incluso en medios fuertemente ácidos y un alto sobrepotencial a la evolución de oxígeno ( $2.3 \text{ vs SHE}$ ) Gracias a estas propiedades, durante la electrólisis, en la región de descarga de agua, un ánodo DDB produce una gran cantidad de  $\text{OH}^\bullet$  que están débilmente adsorbidos en su superficie y consecuentemente son altamente reactivos en la oxidación de compuestos orgánicos, por lo que su aplicación es eficiente en el tratamiento de aguas residuales (Martínez-Huitle y Brillas, 2009).

Algunos autores han comparado el comportamiento de los electrodos DDB con otros electrodos, como  $\text{SnO}_2$ ,  $\text{PbO}_2$ ,  $\text{IrO}_2$ , en la oxidación de contaminantes orgánicos y han reportado que la eficiencia de corriente obtenida con electrodos DDB sobre sustrato de titanio (DDB/Ti) es hasta 4 veces mayor que la obtenida con otros electrodos (Polcaro et al., 2005). Así mismo, se ha demostrado que los electrodos DDB/Ti son capaces de alcanzar una oxidación más rápida de compuestos orgánicos en comparación con otros electrodos, por ejemplo  $\text{Ti/PbO}_2$  (Panizza et al., 2010).

Los electrodos de diamante también se han estudiado con el propósito de desarrollar un proceso electroquímico altamente eficiente para la desinfección de agua. La buena estabilidad electroquímica y el alto sobrepotencial para la electrólisis del agua permiten la producción de varios oxidantes fuertes con varios mecanismos de desinfección. De hecho, junto con los radicales hidroxilo y el peróxido de hidrógeno, directamente producidos por el agua, la presencia de cloruros, sulfatos y carbonatos induce a una eficiente generación de cloro libre, peroxodisulfato y percarbonatos, respectivamente (Comninellis y Chen, 2010).

Sin embargo, a pesar de las numerosas ventajas de los electrodos de diamante, su alto costo y las dificultades de encontrar un sustrato apropiado sobre el cual depositar la delgada capa de diamante son los principales inconvenientes (Comninellis y Chen, 2010).

#### **1.4.2. Biorremediación**

La aplicación de microorganismos para la biodegradación de colorantes sintéticos es un método atractivo y simple por operación. Un gran número de procesos de lodos activados, cultivos mixtos con descomposición aerobia y anaerobia y cultivos puros han sido probados para la decoloración y degradación de colorantes (Martínez-Huitl y Brillas, 2009).

El objetivo de la biorremediación es eliminar o disminuir la concentración de sustancias potencialmente tóxicas esparcidas en suelos y cuerpos de agua superficial o subterránea, utilizando a los microorganismos como parte fundamental del proceso. Esta técnica usa bacterias, hongos y plantas para detoxificar el agua o el suelo y degradar los contaminantes a formas menos tóxicas y dañinas para la salud humana y/o el ambiente (Araujo et al., 2008). Como la biorremediación es eficiente sólo donde las condiciones ambientales permiten la actividad y el crecimiento de los organismos, su aplicación a menudo implica la

manipulación de factores ambientales para permitir su crecimiento y la degradación (Yahiaoui et al., 2013).

Para el tratamiento de compuestos orgánicos persistentes contenidos en el agua residual textil, varios estudios recomiendan procesos integrados, específicamente el acoplamiento de los procesos físico-químicos y tratamiento biológico (Basha et al., 2011; Martínez-Huitle et al., 2012; Yahiaoui et al., 2013).

Basha et al. (2011) experimentaron un proceso biológico con cepas bacterianas (*Pseudomonas putida* y *Bacillus cereus*) y fúngicas (*Pleurotus ostreatus*, *Fusarium oxysporum* y *Trichoderma viridae*) en combinación con oxidación electroquímica y oxidación fotocatalítica para remover el colorante azul Procion de un efluente textil. Los autores obtuvieron rendimientos de 92% a 95% en reducción de DQO en el experimento integrado utilizando cepas bacterianas, y eficiencias de 80% a 94% con las cepas fúngicas.

#### **1.4.2.1. Fitorremediación**

Dentro de los sistemas biológicos, el uso de vegetales acuáticos, se ha propuesto como tratamiento alternativo secundario o terciario de aguas residuales, ya que se ha demostrado que las macrófitas acuáticas son efectivas para reducir nitrógeno, fósforo, sólidos suspendidos, metales, etc. Pueden desarrollarse en un intervalo de pH entre 4 y 10, y toleran temperaturas entre 5 y 30°C. Además, son bien conocidas por su capacidad para acumular metales por lo que son ampliamente utilizadas como bioindicadores de la calidad del agua y en estrategias de fitorremediación (Zarazúa et al., 2013).

Las plantas poseen diferentes mecanismos y componentes específicos para la detoxificación de contaminantes o xenobióticos, entre ellos están la oxidación enzimática, conjugación, reducción o hidrólisis de contaminantes orgánicos. Los productos de esas reacciones de transformación pueden ser secuestrados en las vacuolas, difundidos dentro de la planta o bien ser retenidos en estructuras celulares insolubles como la lignina. Es por esta razón que las plantas han sido consideradas en los últimos años como organismos con una actividad compleja de metabolismo cuando se refiere a la asimilación de sustancias tóxicas (Cano-Rodríguez et al., 2014).

Torbati et al. (2014) aplicaron berro de agua (*Nasturtium officinale*) para el tratamiento del colorante textil rojo básico 46. Sus estudios revelan que la planta tiene una eficiencia de decoloración de más del 87% y además puede ser reutilizada para los mismos fines ya que el proceso que lleva a cabo es una degradación biológica.

Así mismo, diversas especies de plantas como *Brassica juncea*, *Portulaca grandiflora*, *Lemna minor*, *Blumea malcolmii*, *Aster amellus*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Petunia grandiflora* y *Gailardia grandiflora* han sido utilizadas como fitorremediadoras para remover varios colorantes contenidos en efluentes (Ghodake et al., 2008; Kagalkar et al., 2009; Khandare et al., 2011; Khataee et al., 2012; Vafaei et al., 2013; Watharkar y Jadhav, 2014).

Varios investigadores alrededor del mundo están interesados en eficientar el proceso de fitorremediación. Una de las posibles soluciones es utilizar especies de plantas leñosas de crecimiento rápido con alta producción de biomasa y alta variabilidad genética. Estudios publicados en años recientes acerca de diferentes especies leñosas tratan sobre su absorción, translocación y capacidad de acumulación, así como su tolerancia a varios metales. Los árboles de la familia de las salicáceas, especialmente los géneros *Salix* y *Populus* pueden ser candidatos adecuados para estos fines (Vaculík et al., 2012).

Un estudio realizado por Cosio et al. (2006) respecto a la tolerancia de un clon de *Salix viminalis* a la presencia de Cd revela que toda la concentración del metal se localiza principalmente en las puntas y bordes de las hojas nuevas y en la base de las hojas viejas. Además este clon de sauce tolera hasta una concentración de 200  $\mu\text{M}$  Cd y tiene un gran potencial para descontaminación de cadmio.

Por otra parte, Mirck y Volk (2010) examinaron el efecto del agua de lluvia con altas concentraciones de cloruros sobre tres variedades de *Salix* en un estudio de invernadero durante diez semanas. Los autores encontraron que la conductancia estomática es el mejor indicador de estrés en las plantas y que una concentración de cloruros de hasta 1625 mg/L se mantiene sin causar efectos adversos en acumulación de biomasa y evapotranspiración en las plantas.

#### 1.4.2.2. Características de *Salix babylonica*

Hay de 330 a 500 especies del género *Salix* alrededor del mundo, predominantemente en zonas templadas y árticas. Algunas características comunes a este género son: crecimiento arborescente, gran altura y amentos que crecen en la base de las hojas (Kuzovkina y Volk, 2009).

*Salix babylonica*, conocido comúnmente como sauce llorón, es una especie nativa de China, sin embargo, está ampliamente distribuido en el estado de México y es afín a ambientes húmedos. Generalmente crece a lo largo de cursos de agua y tolera inundaciones. Presenta raíces laterales utilizadas en la absorción de nutrientes y oxígeno y tiene la capacidad de reordenar el sistema radical y el follaje en respuesta a sedimentaciones en gran escala (Corseuil y Moreno, 2001).

El tronco de *Salix babylonica* es de color café o gris oscuro y usualmente se divide cerca del suelo (figura 2b), alcanza hasta 20 m de altura y un DAP (diámetro a la altura del pecho) de 60 a 80 cm; su copa es abierta y sus ramas péndulas (figura 2a); sus hojas son lanceoladas con márgenes finamente aserrados (figura 2c), de color verde oscuro en el lado adaxial y verde grisáceo con venación reticulada muy clara en el lado abaxial; presenta estípulas. El peciolo de las hojas es pubescente; sus flores son pequeñas, unisexuales, radiales, con 2 sépalos en forma de flecos y se encuentran en inflorescencias alargadas (figura 2d) (Meers et al., 2007; Zepeda-Gómez et al., 2012).

Es importante mencionar la cualidad de *Salix babylonica* de reproducirse vegetativamente a partir de ramas quebradas; por otra parte, es notable la peculiaridad que presenta esta especie arbórea en su reproducción sexual ya que las semillas germinan alcanzando densidades de miles por metro cuadrado y crecen rápida y uniformemente (Meers et al., 2007). De manera particular, en el Valle de Toluca y alrededores, *Salix babylonica* presenta una reproducción vegetativa a partir de ramas ya que en la zona sólo se han descrito hembras fenotípicas.



**Figura 2.** Morfología de *Salix babylonica*.

El género *Salix* posee varias características que lo hacen apropiado para proyectos ambientales. El nicho ecológico que ocupa *Salix* es pionero de especies, lo que significa que los sauces están adaptados a crecer en sitios hostiles, crecen rápidamente una vez establecidos, son de naturaleza perenne, se propagan fácilmente de manera vegetativa y se adaptan a varias condiciones ambientales mostrando diversos niveles de tolerancia al estrés (Kuzovkina y Volk., 2009).

#### **1.4.2.3. Aplicación de *Salix* en proyectos ambientales**

Los árboles del género *Salix* pueden acelerar la recuperación de ecosistemas dañados y restablecer el complejo ecológico natural de organismos (Shi et al., 2012; Curneen y Gill, 2014). *Salix* es un género diverso en cuanto a capacidad de sorción y resistencia a metales pesados. Casi el 20% de los taxa de *Salix* tienen características útiles para acumulación de contaminantes: alta productividad de biomasa, fácil adaptación a nuevas condiciones ambientales, acumulación selectiva de contaminantes y alta tasa de transpiración (Mleczek et al., 2010).

Respecto a los estudios que se han realizado con la especie, Sánchez-Sánchez (2012), evaluó el efecto de plantas de *Salix babylonica* en la remoción de contaminantes presentes

en efluentes industriales y obtuvo eficiencias de disminución de 38%, 77% y 65% en cuanto a color, turbidez y DQO, respectivamente. Así mismo, reporta la propiedad euriorganotrófica del árbol ya que presenta un amplio intervalo de tolerancia a concentraciones de contaminantes en el agua.

Corseuil y Moreno (2001) estudiaron las ventajas de la fitorremediación para solucionar los problemas asociados con la presencia de etanol en agua subterránea contaminada con mezclas de gasolina-etanol. Estos autores experimentaron con cortes de *Salix babylonica* cultivados en hidroponía bajo condiciones de laboratorio, obteniendo una disminución en la concentración de etanol y benceno de más del 99% en menos de una semana de contacto. Esta respuesta se relaciona principalmente con la capacidad de transpiración de la planta.

Skaates et al. (2005) examinaron el transporte y destino de dieldrin en árboles de sauce llorón y álamo mediante microextracción en fase sólida y cromatografía de gases. Los árboles fueron regados con 10 µg/L de dieldrin durante 9 meses sin mostrar efectos adversos debido a su exposición. Los brotes de hojas se mantuvieron sin insecticida, sin embargo las raíces mostraron una pequeña cantidad de éste. No se observó biodegradación de dieldrin, por lo que es seguro plantar estos árboles para evitar el transporte de dieldrin en la cadena alimentaria.

Por su parte, Yu et al. (2007) estudiaron la biotransformación y respuesta metabólica de cianuro en sauce llorón. Los resultados de los autores indican que pequeñas dosis de cianuro promueven el crecimiento de las plantas, exhibiendo mayores tazas de transpiración y mayor contenido de clorofila y de proteína soluble. Así mismo, encontraron que más del 97% del cianuro aplicado fue metabolizado por las plantas, por lo que su uso en fitorremediación puede ser aprovechado para tratar sitios contaminados con cianuro.



## 2. Justificación contextual y científica

La industria textil consume una gran cantidad de agua en sus procesos, especialmente en el teñido y en las subsecuentes etapas de lavado. Entre 10-15% de colorante es perdido en el proceso de teñido y típicamente se generan entre 200 y 350 m<sup>3</sup> de agua en la producción de una tonelada de textiles (Liang et al., 2014). En adición, el agua generada por este tipo de industria se caracteriza por tener elevada coloración (50-2500 Pt-Co), DBO<sub>5</sub> (100-4000 mg/L) y DQO (150-10000 mg/L) (Asghar et al., 2015; Buscio et al., 2015).

El azul índigo es uno de los colorantes más antiguos y conocido. Actualmente es muy utilizado en la tinción textil. Su importancia se debe especialmente a la popularidad de los pantalones de mezclilla, los cuales son teñidos con este colorante (Buscio et al., 2015).

Se ha demostrado que la mayoría de los colorantes sintéticos alteran la salud humana y son tóxicos para la flora y fauna (Bazin et al., 2012; Kariyajjanavar et al., 2011). El tratamiento de efluentes que contienen colorantes ha sido un problema en la aplicación de tecnologías ambientales, por lo cual es necesario desarrollar procesos novedosos y eficientes a bajos costos de operación.

Entre las tecnologías para el tratamiento de efluentes textiles, se encuentra la oxidación electroquímica, que mejora la calidad del agua residual empleando energía eléctrica. Las plantas disminuyen o eliminan contaminantes a través de sus vías metabólicas transformándolos a sustancias menos tóxicas. De ahí el uso de *Salix babylonica* para completar la eliminación de contaminantes que hayan permanecido después del tratamiento parcial con oxidación electroquímica y obtener un agua de mejor calidad.

Se propone *Salix babylonica* ya que es una especie ampliamente distribuida en el Estado de México, abundante en la zona de estudio y tolerante a inundaciones. De acuerdo con los resultados obtenidos en esta investigación y con los antecedentes mencionados sobre la planta, se ampliará el conocimiento sobre su respuesta ante los contaminantes para que sea considerado su uso en la construcción de humedales artificiales.

### **3. Hipótesis**

El tratamiento parcial del efluente textil mediante un proceso de oxidación electroquímica genera las especies químicas biodisponibles (nutrientes inorgánicos) para las plantas de *Salix babylonica* desarrolladas en hidroponia.

### **4. Objetivo general**

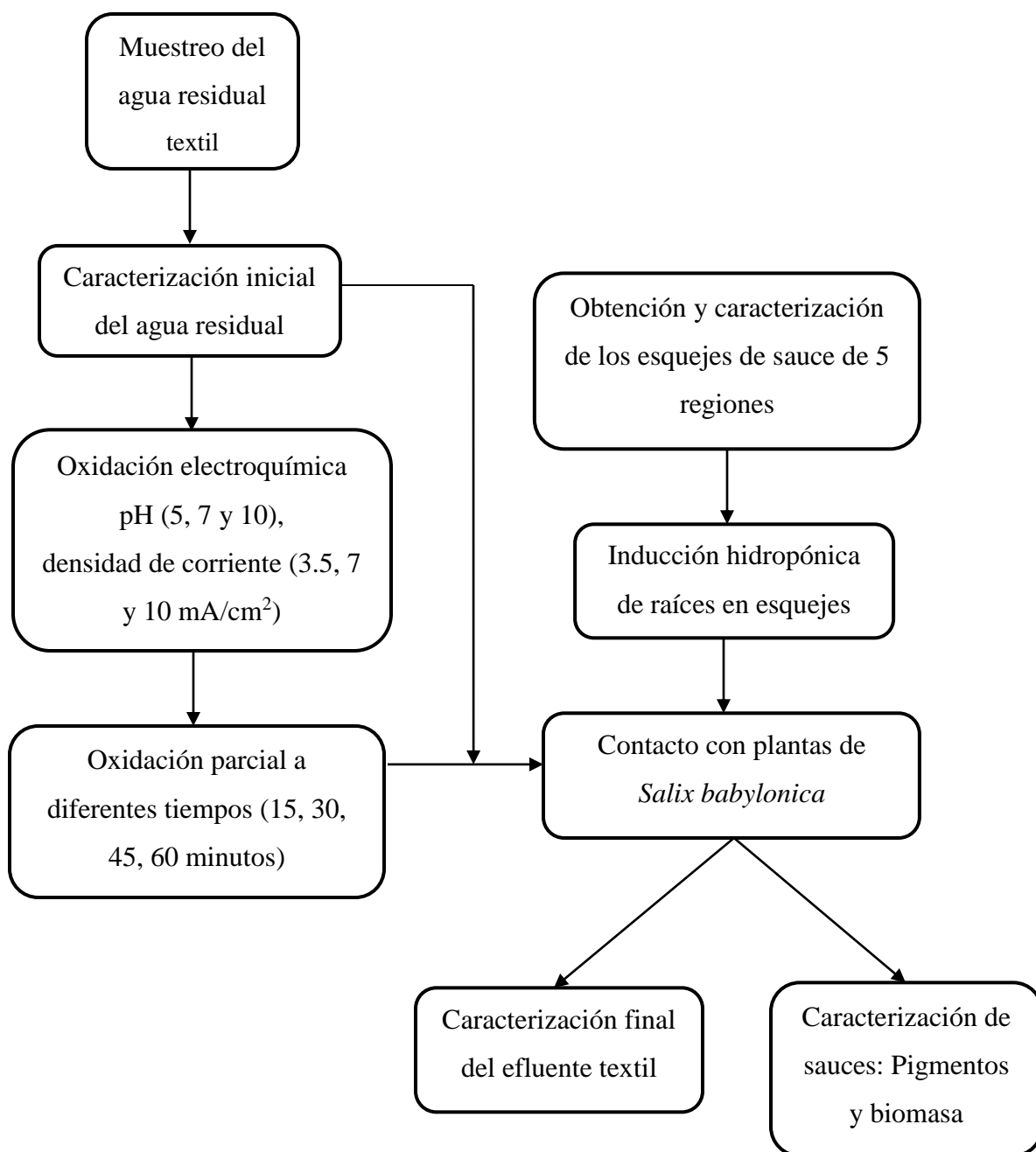
Estudiar la remoción de contaminantes de un efluente textil mediante un sistema acoplado de electrooxidación – *Salix babylonica*.

#### **4.1. Objetivos específicos**

- a) Evaluar los parámetros fisicoquímicos: DQO, COT, DBO<sub>5</sub>, color, turbidez, pH, conductividad eléctrica, especies nitrogenadas, cloruros y sulfatos del agua residual textil en estudio.
- b) Establecer las condiciones óptimas de operación para el proceso de oxidación electroquímica (pH, densidad de corriente, tiempo de tratamiento) para la remoción de contaminantes del efluente textil.
- c) Establecer las condiciones de operación para el sistema con *Salix babylonica* (biomasa, concentración de clorofila a, b y carotenos) para la remoción de contaminantes del efluente textil.
- d) Evaluar el porcentaje de remoción y bioasimilación de contaminantes acoplado el sistema de oxidación electroquímica con plantas de *Salix babylonica* en sistemas Batch.
- e) Evaluar la tolerancia de las plantas de sauce en el sistema acoplado y de acuerdo con los perfiles fenotípicos de las plantas.

## 5. Metodología

La figura 3 muestra el esquema general del método aplicado.



**Figura 3.** Esquema general del método a seguir.

## 5.1. Muestreo y caracterización del agua residual textil

La muestra de agua residual fue colectada a la salida de una industria textil cuyo giro es tintorería y lavado de prendas de mezclilla en Almoloya del Río, Estado de México, México. El agua residual que produce esta industria es vertida directamente a la red de alcantarillado sin recibir ningún tipo de tratamiento.

La muestra de agua residual textil se colocó en contenedores de plástico y se transportó al laboratorio donde se refrigeró a 4°C para analizarla y realizar el tratamiento electroquímico y fitorremediación. Los parámetros que se realizaron se presentan en la tabla 2.

**Tabla 2.** Parámetros realizados para la caracterización del agua residual textil.

Parámetro	Norma Mexicana o Técnica
pH	NMX-AA-008-SCFI-2000
Conductividad eléctrica	NMX-AA-093-SCFI-2000
Color	Método HACH 120
Turbiedad	NMX-AA-038-SCFI-2001
DQO	Método Colorimétrico, reflujo cerrado
DBO <sub>5</sub>	NMX-AA-028-SCFI-2001
Acidez	NMX-AA-036-SCFI-2001
Alcalinidad	NMX-AA-036-SCFI-2001
Dureza	NMX-AA-072-SCFI-2001
Sulfatos	NMX-AA-074-SCFI-2014
Cloruros	NMX-AA-073-SCFI-2001
COT	Método de combustión
Nitratos	Método HACH
Calcio	NMX-AA-051-SCFI-2001
Sodio	NMX-AA-051-SCFI-2001
Magnesio	NMX-AA-051-SCFI-2001
Potasio	NMX-AA-051-SCFI-2001
Fósforo total	NMX-AA-029-SCFI-2001

## 5.2. Celda electroquímica

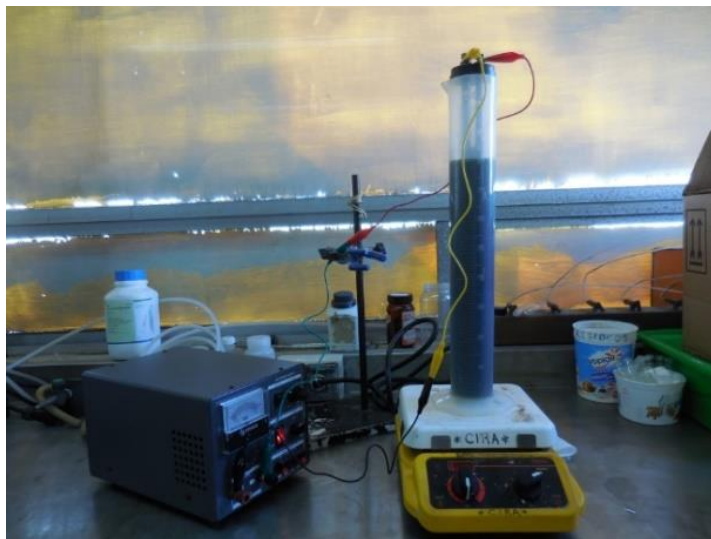
En este estudio se construyó una celda electroquímica en batch con 5 electrodos paralelos verticales de diamante dopado con boro (Ti/DDB) manufacturados por CONDIAS DIACHEM, 2 como cátodo y 3 como ánodo. Las especificaciones de los electrodos y las condiciones de operación se muestran en la tabla 3, las cuales se definieron con base en lo mencionado por Holt et al., (2002): “la densidad de corriente en una celda debe mantenerse entre 0.5 y 300 mA/cm<sup>2</sup> y la relación área/volumen entre 6.9 y 43 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>”.

**Tabla 3.** Condiciones de operación en la oxidación electroquímica.

Características del sistema	Oxidación electroquímica
Configuración ánodo-cátodo	DDB-DDB
Dimensiones (cm)	Largo: 20.5 Ancho: 2.5 Espesor: 0.2
Área superficial anódica (cm <sup>2</sup> )	307.5
Intensidad de corriente (A)	1 2.15 3
Densidad de corriente (mA/cm <sup>2</sup> )	3.5 7 10
pH	5 7 10
Volumen (L)	1
Relación área/volumen (m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	30.7

En la figura 4 se muestra una imagen de la celda electroquímica, constituida por ánodo y cátodo de Ti/DDB, conectados a una fuente de poder que suministra corriente directa. Se realizaron un total de 6 experimentos por triplicado para determinar el pH y densidad de corriente óptima, así como el tiempo de tratamiento para efectuar la oxidación parcial de

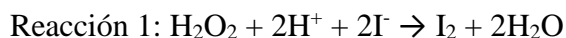
los contaminantes y de esta manera dejarlos biodisponibles para las plantas de *Salix babylonica*. Se tomaron diferentes alícuotas durante el proceso electroquímico y las variables de respuesta fueron color, conductividad eléctrica (CE), pH, turbiedad, DQO y DBO<sub>5</sub>.



**Figura 4.** Celda electroquímica construida

### **5.2.1. Determinación de peróxido (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>)**

La determinación de peróxido de hidrógeno se realizó mediante el kit de prueba de Hanna instruments código HI3844. Este kit puede determinar fácil y rápidamente concentraciones en agua de hasta 10 ppm de peróxido de hidrógeno mediante el método de titulación. Reacciona lentamente con yoduro en solución ácida (reacción 1); por lo tanto se requieren 15 minutos para que la reacción se lleve a cabo completamente. La cantidad de yodo generado es equivalente al peróxido de hidrógeno en la muestra. El yodo liberado es titulado con una solución estándar de tiosulfato de sodio que reduce el yodo a iones yoduro (reacción 2).



### **5.2.2. Determinación de cloro libre residual**

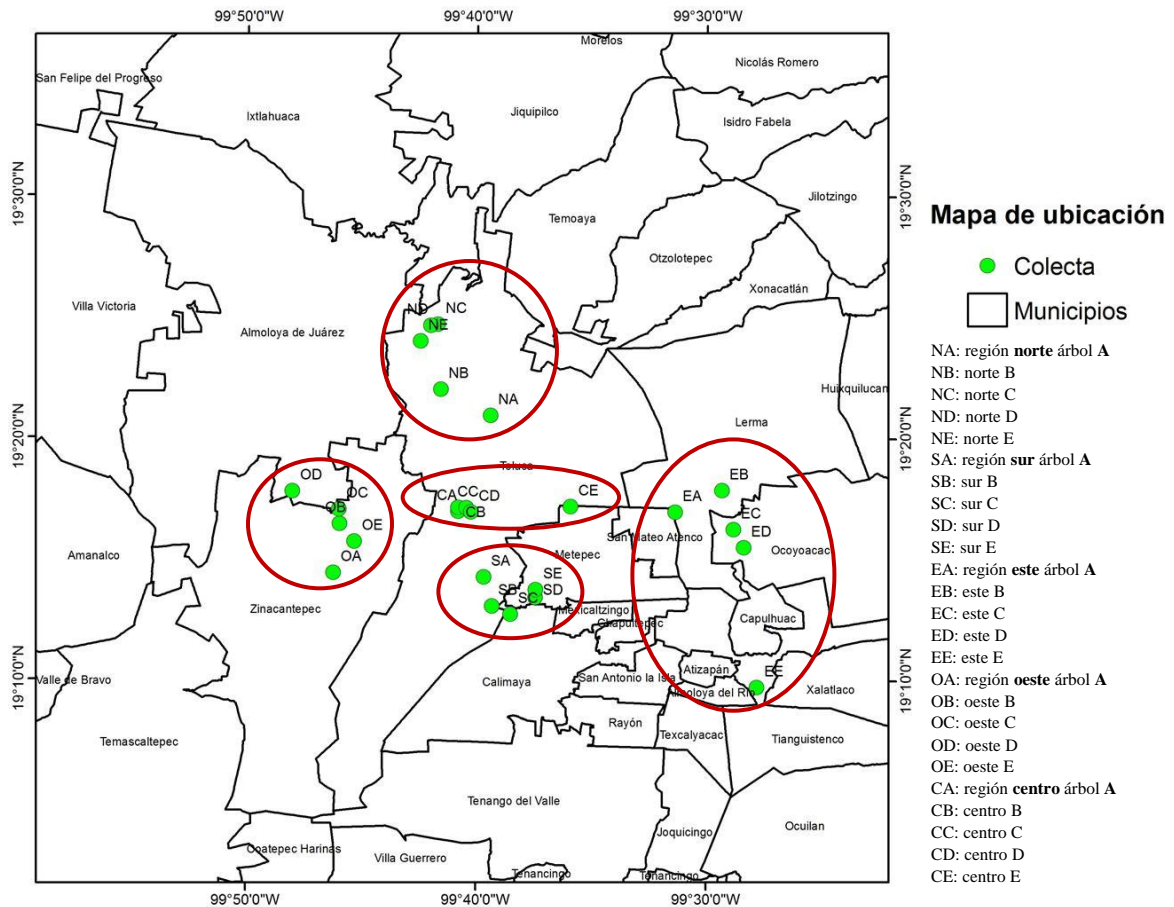
La determinación de cloro libre residual se realizó utilizando el kit de Hanna instruments código HI38020. El cloro libre reacciona con iones amonio y compuestos orgánicos para formar compuestos clorados resultando en la disminución de su capacidad de desinfección comparada con el cloro libre.

La reacción entre el cloro y el reactivo DPD causa una coloración rosa en la muestra, la cual es proporcional a la concentración de cloro. El kit puede determinar concentraciones de hasta 10 mg/L de cloro libre mediante el método colorimétrico.

### **5.3. Sistema acoplado con *Salix babylonica***

Se colectaron ramas secundarias de sauces llorones situados en 5 diferentes regiones cercanas a la zona de descarga del efluente textil basando su selección en características fenotípicas definidas: color verde intenso, cobertura amplia, adultos con altura mayor a 10 metros, ausencia de plaga y fuste recto. De las ramas se cortaron esquejes de 20 cm de longitud y se colocaron en hidroponía siguiendo el método propuesto por Hoagland y Arnon (1950) y Cosío et al., (2006) con algunas modificaciones ya que los esquejes se colocaron en contenedores de 1L con 500 mL de agua destilada para inducir el desarrollo de raíces y hojas y se omitió la adición de nutrientes. Se mantuvieron a temperatura ambiente (19-22°C) con un fotoperiodo normal (12 h luz, 12 h oscuridad). Las regiones de colecta se identifican como: norte, sur, este, oeste y centro, cada una con 5 puntos de colecta (figura 5).

Es importante mencionar que la técnica utilizada para propagar plantas de sauce a partir de esquejes es una técnica novedosa, ya que a comparación con otros trabajos de fitorremediación (Cano-Rodríguez et al., 2014; Ghodake et al., 2008; Khandare et al., 2011), se obtienen plantas totalmente adecuadas a las condiciones de laboratorio y cuyos órganos se han desarrollado en condiciones controladas lejos del medio ambiente donde habitaba el árbol original, lo cual significa que los resultados obtenidos son verídicos y reflejan totalmente la tolerancia de plantas de sauce a las condiciones experimentales.



**Figura 5.** Sitios de colecta de esquejes.

Una vez desarrolladas las raíces y hojas en las plantas colocadas en hidroponía se pesaron en balanza analítica marca Bel engineering, se midió la longitud de las plantas y de las raíces con un vernier, se realizó el conteo del número de raíces y de hojas, se determinó el área foliar y se cuantificaron los pigmentos fotosintéticos mediante el método establecido por Val et al. (1985) modificado por Tejocote-Pérez et al. (2012).

Por otro lado, al determinar las condiciones óptimas de operación del tratamiento electroquímico (densidad de corriente y pH), se trató en dichas condiciones un volumen de 2.5 L de agua residual a diferentes intervalos de tiempo (15, 30, 45 y 60 min). Después de 24 horas se colocaron 500 mL de agua tratada previamente por EO a las plantas de cada región y se dejaron en contacto 15 días. Se tomaron muestras de agua a intervalos de 8 días para el análisis de los parámetros DQO, color, turbiedad, conductividad electrolítica, así como de los nutrientes nitratos, fósforo total, potasio, calcio y magnesio. De la misma manera se evaluó la biomasa de las plantas de sauce.



### 5.3.1. Método de cuantificación de pigmentos fotosintéticos

La cuantificación de pigmentos fotosintéticos se realizó siguiendo el método básico de Val et al., (1985), para concentración de clorofila a, b, total y carotenos. La extracción de los pigmentos se realizó macerando durante 2 horas una muestra de 5 hojas por tratamiento de *Salix babylonica* de aproximadamente 2.5 cm<sup>2</sup> con acetona en un tubo de cristal con tapa para evitar la evaporación de la misma. El extracto se colocó en la celda del espectrofotómetro UV-VIS VARIAN modelo CARY 1E y se realizó la lectura de la absorbancia a 662 nm para clorofila a, 645 para clorofila b y 470 nm para carotenos. La cuantificación de la concentración en µg/mL se obtuvo aplicando las siguientes fórmulas:

$$\text{Cl a } (\mu\text{g/mL}) = 10.81 (\text{Abs}_{662}) - 0.75 (\text{Abs}_{645})$$

$$\text{Cl b } (\mu\text{g/mL}) = 19.02 (\text{Abs}_{645}) - 3.98 (\text{Abs}_{662})$$

$$\text{Cl total } (\mu\text{g/mL}) = 6.83 (\text{Abs}_{662}) + 18.27 (\text{Abs}_{645})$$

$$\text{Carotenos } (\mu\text{g/mL}) = 3.775 (\text{Abs}_{470}) - 0.21 (\text{Cl b})$$

## 6. Resultados

Los resultados obtenidos en este proyecto se encuentran incluidos en un artículo de investigación enviado a la revista Fuel, The Science and Technology of Fuel and Energy.

### 6.1. Carta de envío del artículo

17 de mayo de 2016.

Dear Dr. Hilda Alejandra Sánchez-Sánchez,

You have been listed as a Co-Author of the following submission:

Journal: Fuel

Corresponding Author: Moises Tejocote-Pérez

Co-Authors: Hilda Alejandra Sánchez-Sánchez; María Guadalupe Fonseca-Martínez; Ivonne Linares-Hernández; Verónica Martínez-Miranda

Title: Treatment of a textile effluent by a coupled electrooxidation system - *Salix babylonica*

If you did not co-author this submission, please contact the Corresponding Author of this submission at moytej@yahoo.com.mx; do not follow the link below.

An Open Researcher and Contributor ID (ORCID) is a unique digital identifier to which you can link your published articles and other professional activities, providing a single record of all your research.

We would like to invite you to link your ORCID ID to this submission. If the submission is accepted, your ORCID ID will be linked to the final published article and transferred to CrossRef. Your ORCID account will also be updated.

To do this, visit our dedicated page in EES. There you can link to an existing ORCID ID or register for one and link the submission to it:

<http://ees.elsevier.com/jfue/l.asp?i=442907&l=VKW2SRDO>

More information on ORCID can be found on the ORCID website, <http://www.ORCID.org>, or on our help page: [http://help.elsevier.com/app/answers/detail/a\\_id/2210/p/7923](http://help.elsevier.com/app/answers/detail/a_id/2210/p/7923)

Like other Publishers, Elsevier supports ORCID - an open, non-profit, community based effort - and has adapted its submission system to enable authors and co-authors to connect their submissions to their unique ORCID IDs.

Thank you,

Fuel

## 6.2. Manuscrito enviado

### Treatment of a textile effluent by a coupled electrooxidation system – *Salix babylonica*

Sánchez-Sánchez, H. A.<sup>1,2</sup>, Fonseca-Montes de Oca, R. M. G.<sup>1</sup>, Linares-Hernández, I.<sup>1</sup>, Martínez-Miranda, V.<sup>1</sup>, Tejocote-Pérez, M.<sup>\*.2</sup>.

<sup>1</sup>Centro Interamericano de Recursos del Agua, Universidad Autónoma del Estado de México. Carretera Toluca-Atlacomulco, km 14.5 Unidad San Cayetano, C.P. 50200 Toluca, Estado de México, México.

<sup>2</sup>Centro de Investigación en Ciencias Biológicas Aplicadas, Universidad Autónoma del Estado de México. Carretera Toluca-Atlacomulco, km 14.5 Unidad San Cayetano, C.P. 50200 Toluca, Estado de México, México.

#### Abstract

The removal of pollutants from a textile wastewater by a coupled electrooxidation system – *Salix babylonica* using BDD electrodes was evaluated. Under optimal conditions of pH 5.23 and 3.5 mA cm<sup>-2</sup> of current density, the electrochemical method yields an effective reduction of chemical oxygen demand (COD) by 41%, biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>) by 83%, color by 60% and turbidity by 26% at 300 minutes of treatment. The raw and treated wastewater was characterized by infrared spectroscopy to confirm the degradation of pollutants. The wastewater was oxidized at 15 minutes intervals during 1 hour; it was placed in contact to willow plants during 15 days. The coupled system yields a reduction of COD by 14%, color by 85% and turbidity by 93%. The best efficiency for coupled system was achieved at 60 minutes, time in which the plants reached more biomass and photosynthetic pigments.

**Keywords:** electrooxidation, BDD, *Salix babylonica*, textile effluent.

## 1. Introduction

The textile industry is one of the greatest generators of liquid effluent pollutants, due to the high quantities of water used in the dyeing processes. The chemical composition involves a wide range of pollutants: inorganic compounds, polymers and organic products [1-3]. The treatment of textile dye effluent is difficult and ineffective with conventional processes because many synthetic dyes are very stable to light, temperature and are non-biodegradable. Moreover, partial oxidation or reduction can generate highly toxic by-products [4-6].

Advanced oxidation processes (AOPs) have emerged as potentially powerful methods which are able to transform the recalcitrant pollutants into harmless substances. AOPs rely on the generation of very reactive free radicals and very powerful oxidants, such as the hydroxyl radical, HO· (redox potential = 2.8 V vs. SHE) [7, 8]. These radicals react rapidly with most of the organic compounds, either by addition to a double bond or by abstraction of a hydrogen atom from organic molecules [9, 10]. The resulting organic radicals then, react with oxygen to initiate a series of degradative oxidation reactions that lead to products, such as CO<sub>2</sub> and H<sub>2</sub>O [2, 11].

Electrochemical oxidation is carried out by indirect and/or direct anodic reactions in which oxygen is transferred from the solvent (water) to the product to be oxidized [12]. The main characteristic of this treatment is that it uses electrical energy as a vector for environmental decontamination [13]. During direct anodic oxidation the pollutants are initially adsorbed on the surface of the anode where they are degraded by the anodic electron transfer reaction [6]. In the indirect anodic oxidation, strong oxidants such as hypochlorite, chlorine, ozone, or hydrogen peroxide are electrochemically generated. The pollutants are degraded by the

oxidation reactions with these strong oxidants [11]. BDD thin films are electrode materials that possess several technologically important characteristics including an inert surface with low adsorption properties, an acceptable conductivity and remarkable corrosion stability even in strongly acidic media and extremely high O<sub>2</sub> evolution overvoltage [14, 15].

On the other hand, biotechnology continues being used to solve environmental problems [16-18]. Phytoremediation (PR) is a green technology that uses plant systems for remediation and restoration of the contaminated sites [19]. The PR's advantages are solar energy dependent and an esthetically pleasant method of treatment [20].

Plants have inbuilt enzymatic characteristics capable of degrading complex structures and can be used for cleaning the contaminated sites [17]. Plants however remove pollutants predominantly by adsorption, accumulation and subsequent enzyme mediated degradation in different parts [20]. Therefore plants are considered organisms with a complex metabolic activity when referring to the assimilation of toxic substances.

Plant species which have different growth forms, have been proposed for the treatment of textile effluents, for instance: *Glandularia pulchella*, *Phragmites australis*, *Tagetes patula*, *Alternanthera philoxeroides*, *Eichhornia crassipes*, *Nasturtium officinale*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Petunia grandiflora* and *Gailardia grandiflora* [17, 18, 21-25]. Another alternative is to use species of fast-growing woody plants with high biomass production and high genetic variability [26-28]. Trees from Salicaceae family with the genera *Salix* and *Populus* are suitable candidates for this purpose [29-31].

Willows (*Salix* spp.) have several characteristics that make them ideal plant species for phytoremediation application, including easy propagation and cultivation, large biomass,

deep root system, high transpiration rate, tolerance to hypoxic conditions and high metal accumulation capability [31, 32]. *Salix babylonica* has been used to solve the problems associated with aquifers contaminated with ethanol-blended gasoline [33] and studies of biotransformation and metabolic response of cyanide and dieldrin [34, 35]. As so far, there are no studies on the implementation of weeping willow in the remediation of textile effluents and since it is an introduced species, non-invasive and widely distributed in Mexico, the aim of this study was to evaluate the removal of pollutants of a textile effluent using an electrooxidation coupled system - *Salix babylonica*, the main goal was to promote the partial organic matter oxidation to improve the PR mechanism and the assimilation of nutrients by plants.

## **2. Materials and Methods**

### **2.1. Wastewater samples**

Textile wastewater sample was collected to the output of a textile industry whose business is dyeing and washing of denim garments in Almoloya del Río, State of Mexico, Mexico. The wastewater produced by this industry does not receive any treatment and it is discharged into the sewage system, so it is necessary to give some kind of treatment to improve their quality.

The textile wastewater sample was placed in plastic containers and transported to the laboratory where was refrigerated at 4°C for analysis and to conduct the electrochemical and PR treatments.

## 2.2. Electrochemical reactor

In this study a batch electrochemical reactor was used. The reactor contained 5 vertical parallel electrodes of boron doped diamond (Ti/BDD) manufactured by CONDIAS DIACHEM, 2 as cathode and 3 as anode. Each electrode was 20.5 cm long and 2.5 cm wide, giving an area of 102.5 cm<sup>2</sup> each electrode and a total anodic area of 307.5 cm<sup>2</sup>. The tests were carried out in a 1 L cylindrical reactor. A dc power supply, provided 1-3 A and 5-6.75 V, corresponding to a current density of 3.5-10 mA cm<sup>-2</sup>. A schematic diagram of the electrochemical reactor is shown in Fig. 1.

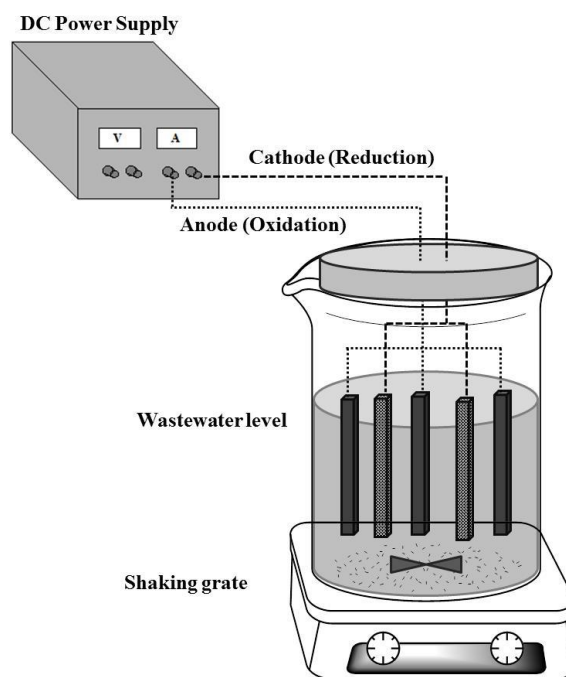


Fig. 1. A schematic diagram of the electrochemical reactor.

The reactor was operated at different pH (4, 7 and 10) and at different current densities (3.5, 7 and 10 mA cm<sup>-2</sup>). After elapsed time, aliquots were taken and COD, BOD<sub>5</sub>, color, turbidity and conductivity were analyzed.

The BDD electrodes were subjected to autocleaning procedure during 1 hour in Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (0.03 M) after each experiment to remove adsorbed molecules at the electrode surface and then rinsed with distilled water.

### **2.3. Biological coupled system with *Salix babylonica***

For biological treatment, secondary branches of weeping willows located near the discharge area of the textile effluent were collected basing their selection on defined phenotypic characteristics: intense green color, wide coverage, height greater than 8 meters, absence of pests and straight shaft. Branches cuttings of 20 cm length were placed in hydroponics [29] into 1L containers with 300 mL of distilled water. They were kept at room temperature (19-22°C) with a normal photoperiod (12 h light, 12 h dark).

Once determined the operating conditions of the electrochemical treatment (current density and pH) a volume of 2.5 L of wastewater was partially oxidized at different times (15, 30, 45 and 60 min).

10 willows per region were placed in jars of 1L and were placed 500 mL of textile wastewater oxidized. They remained in contact for 15 days and water aliquots at baseline and at intervals of 8 days were taken. Likewise the development of plants in those time periods was assessed.



## **2.4. Methods of analysis**

### **2.4.1. Physicochemical characterization**

A complete characterization of textile wastewater was performed. During electrochemical treatment analysis of COD, BOD<sub>5</sub>, color, turbidity, pH and electrolytic conductivity were analyzed as indicated in the Standard Methods procedures [36]. Also an infrared spectroscopy was performed to the raw water and to oxidized water.

Additionally, at the end of coupled system with *Salix babylonica*, the nutrients N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, P<sup>3+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> and Mg<sup>2+</sup> were determined.

### **2.4.2. Biological parameters**

Once roots and leaves were developed in hydroponics, they were weighed in analytical balance (Bel Engineering) and the length of plants and roots were measured using a vernier. The number of roots and leaves was counted and the leaf area and photosynthetic pigments were measured by the method established by Val et al. (1985) and Tejocote-Pérez et al. (2010) [37, 38]. These measurements were performed at the beginning of biological coupled treatment and every 8 days.

## **3. Results and Discussion**

### **3.1. Wastewater characterization**

Physicochemical characterization is shown in table 1. The organic parameters indicates for BOD<sub>5</sub>, a value of 1400 mg/L, according Mexican regulation the allowed limit to discharge wastewater into the rivers is 150 mg/L. COD was 2022 mg/L, in this way, the BOD/COD ratio (0.7) indicates a good biodegradability [9]. COT was 1396.6 mg/L and color 3000 Pt-Co U, this high level of color is due to indigo blue dye in textile effluent. With regarding to

inorganic matter, different ions contribute to high conductivity 2.811 mS/cm, this parameter could be benefit to electrooxidation process because it was not necessary to add any support electrolyte. However the presence of ions as nitrates, phosphates and alkalinity could reduce the oxidation speed of organic compounds; by the other hand, chlorides (843.71 mg/L) could improve the indirect organic oxidation.

Table 1. Physicochemical characterization of textile wastewater

<b>Parameter</b>	<b>Raw wastewater</b>	<b>Parameter</b>	<b>Raw wastewater</b>
pH	5.23	Chlorides (mg/L Cl <sup>-</sup> )	843.71
Color (Pt-Co U)	3000	N-NO <sub>2</sub> (mg/L)	0.85
Turbidity (NTU)	735	N-NO <sub>3</sub> (mg/L)	17.28
EC (mS/cm)	2.81	Na <sup>+</sup> (mg/L)	392.79
COD (mg/L)	2022	K <sup>+</sup> (mg/L)	64.43
BOD <sub>5</sub> (mg/L)	1400	Mg <sup>2+</sup> (mg/L)	17.35
BOD <sub>5</sub> /COD	0.7	Ca <sup>2+</sup> (mg/L)	36.54
TOC (mg/L)	1396.6	N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	4.72
Acidity (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	962.8	Sulfates (mg/L SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	429.5
Alkalinity (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	1000	Phosphorus (mg/L P)	715.1
Hardness (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	546.2	TDS (mg/L)	1367

### **3.2 Electrooxidation treatment**

#### **3.2.1 Current density effect**

An important operating variable of the electrochemical process is the current density, which is the input current divided by the surface area of the electrode [11]. Three different current densities were applied (3.5, 7 and 10 mA cm<sup>-2</sup>), in order to investigate the effect in the oxidation process, all experiments were carried out at pH 5.23 (sample pH), in all cases, a direct effect of current density was observed: if the current increases, the removal

efficiency increases. This could be explained because of the increased rate of generation of oxidants, such as chlorine/hypochlorite and hydroxyl radicals at higher current densities [6]. Fig. 2. shows the results at different current densities, the best behavior is when 10 mA cm<sup>-2</sup> is applied. BOD<sub>5</sub> was reduced considerably from 1400 mg/L until 114 mg/L, with a 92 % of efficiency; color was reduced from 3000 Pt-Co U, until 5.5 Pt-Co U (99.8% removal efficiency); initial turbidity was 735 NTU, at the end of the process was 0.65 NTU, achieving 99.99 % of removal; COD is 2022 mg/L, it was reduced until 356.05 mg/L, 82% of removal efficiency was accomplished. These efficiencies were performed during 300 min of treatment time.

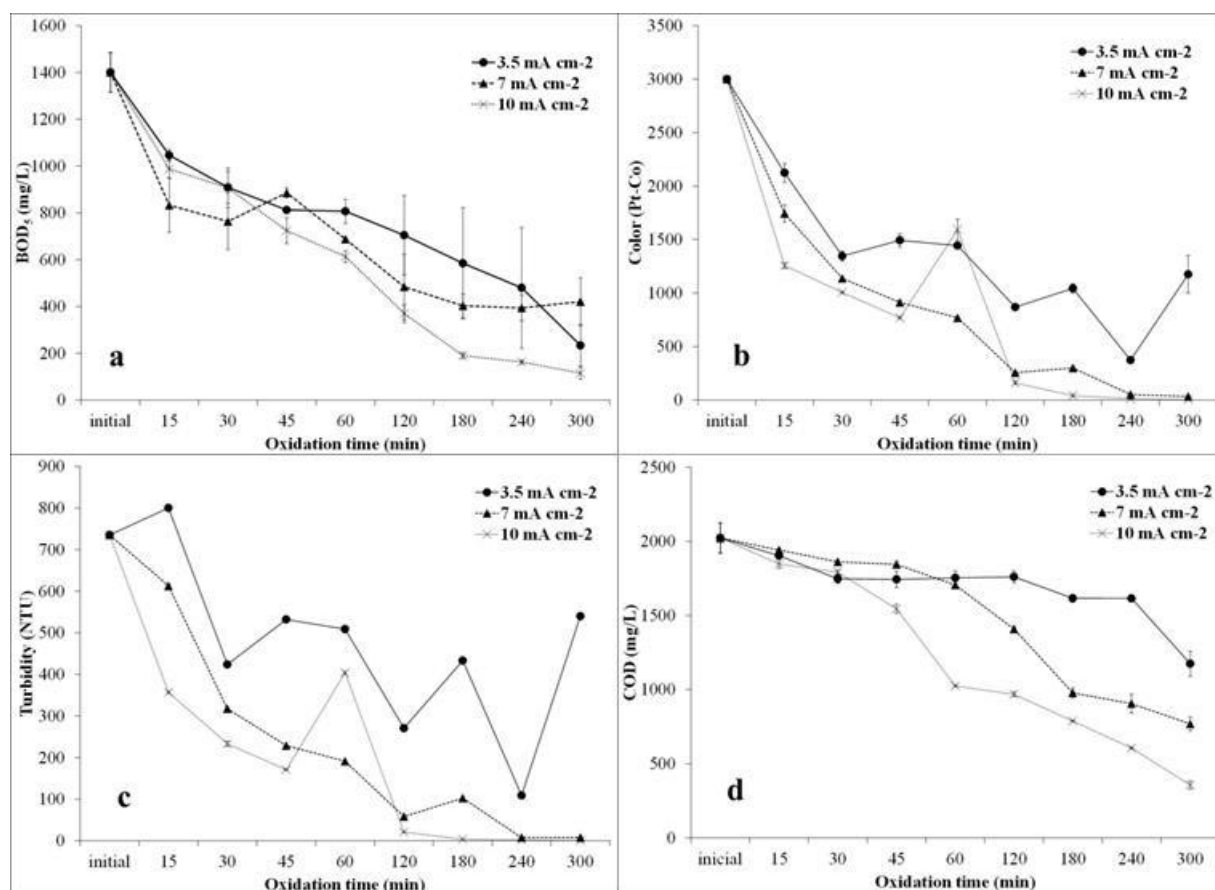


Fig. 2. Behavior of different parameters applying three different current densities (3.5, 7 and 10 mA cm<sup>-2</sup>). a) BOD<sub>5</sub>, b) color, c) turbidity and d) COD.

The instantaneous current efficiency (ICE) for the anodic oxidation has been calculated from the values of COD using the eq. 1

$$ICE = FV \frac{COD_i - COD_t}{8I \Delta t} \quad (\text{eq.1})$$

Where  $F$  is Faraday constant (96487 C/mol);  $V$  is the volume (L);  $COD_i$  and  $COD_t$  are the chemical oxygen demand (g/L), at initial time and time  $t$ ;  $I$ , is the applied current (A);  $\Delta t$  is the treatment time (s);  $8$  is the equivalent mass of oxygen (g eq<sup>-1</sup>). The instantaneous current efficiency (ICE) decreased during the electrolysis as wastewater was oxidized, this behavior is shown in Fig. 3.

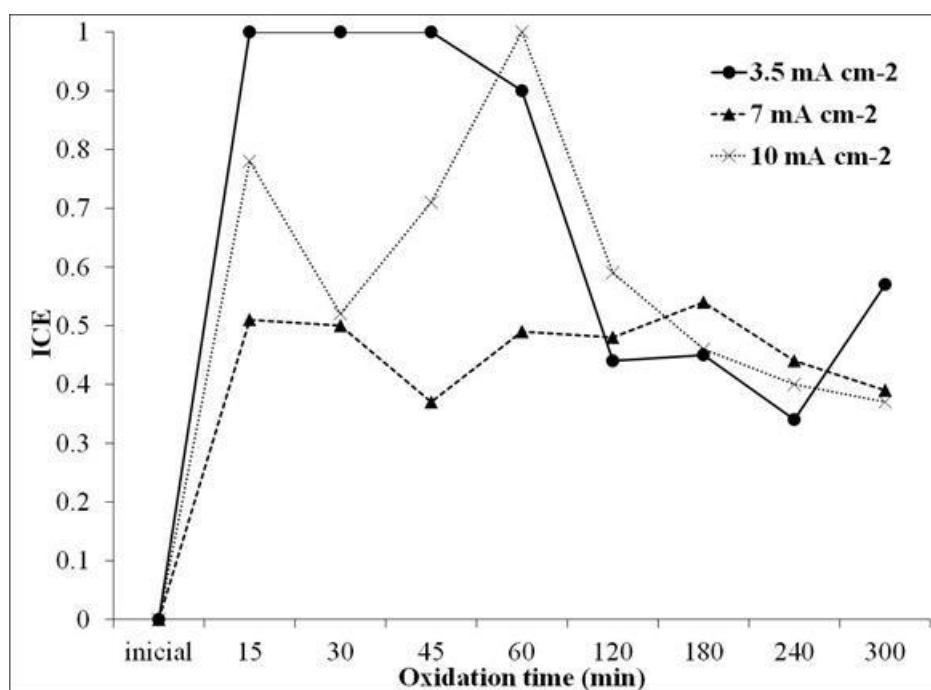


Fig. 3. Instantaneous current efficiency (ICE) for the anodic oxidation process.

The best ICE percentage is when the lowest current is applied 1 A (3.5 mAcm<sup>-2</sup>) in the middle stage of electrooxidation (15-45 min), it may be attributed to the presence of higher concentration of organics near of the electrodes. This indicates that the electrooxidation is

under current control regime at least in the middle stage of electrooxidation. It was observed that ICE decreased after 60 min of electrooxidation process. This may be explained due to the depletion of organics concentration on the electrode surface.

According to these results, 60 min of treatment time was applied for subsequent experiments, in order to break up partially the organic pollutants in the textile wastewater and after a second treatment was carried out, using *Salix babylonica* with the goal of using the pollutants as assimilable nutrients by the plant.

The energy consumption per volume of treated effluent was estimated and expressed in kWh m<sup>-3</sup>. The average cell voltage during the electrolysis (cell voltage is reasonably constant with just some minor oscillations, for this reason is calculated the average cell voltage) is taken for calculating the energy consumption by eq. 2 [14]:

$$\text{Energy consumption} = \frac{\Delta E_c \times I \times t}{1000 \times V} \quad (\text{eq. 2})$$

where  $t$  is the time of electrolysis (h);  $\Delta E_c$  (V) and  $I$  (A) are the average cell voltage and the electrolysis current, respectively; and  $V$  is the sample volume (m<sup>3</sup>). According to the results 5.87 kWh m<sup>-3</sup> are required to oxidize the pollutants in the textile wastewater. In other study, a real textile effluent was treated using a BDD anode, applying a current density of 20 mA cm<sup>-2</sup>. The energy consumption was 20 kWh m<sup>-3</sup> [14].

The specific energy consumption ( $E_c$ ) in kWh (kg COD)<sup>-1</sup> removed is determined according to the eq. 3 [39]:

$$E_c = \frac{UIt/60}{(COD_0 - COD)V} \quad (\text{eq. 3})$$

where  $U$  is the mean applied voltage (V),  $I$  is the current (A),  $t$  is the treatment time (min),  $V$  is the liquid volume (L), and  $COD_0$  and  $COD$  are the COD values ( $\text{g O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) at times  $0$  and  $t$ . The results show that  $21.87 \text{ kWh (kg COD)}^{-1}$  is required in the electrooxidation process. In a previous work,  $95 \text{ kWh (kg COD)}^{-1}$  was applied for the same COD removal [39].

### **3.2.2 pH effect**

The studies were performed in three different initial pH values (5, 7 and 10) to investigate their effects as depicted in Fig. 4. It was found that at alkaline pH (10), the best efficiencies were achieved: COD (85.9%), color (99.6%),  $BOD_5$  (70.3 %) and turbidity (99.7%), but an addition of NaOH was required to adjust the pH, and it could be a disadvantage in the process. Thus, experiments were carried out at the original pH of 5.23 without any pH adjustment.

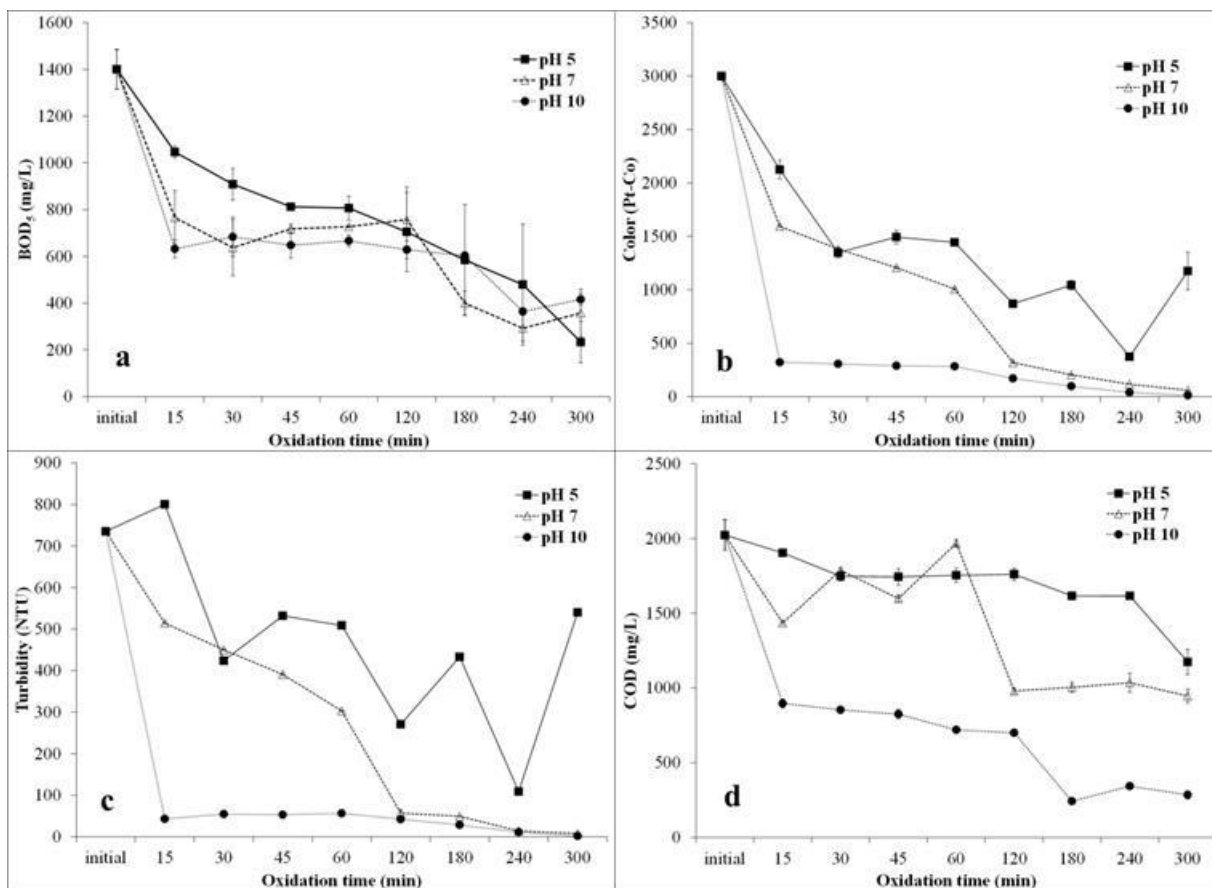


Fig. 4. Behavior of different parameters applying three different pH values (5, 7 and 10). a) BOD<sub>5</sub>, b) color, c) turbidity and d) COD.

The solution pH is an important factor for wastewater treatment. In anodic oxidation, there are many reports on the influence of solution pH, but the results are diverse and even contradictory due to different organic structures and electrode materials [2]. In acidic solution, the degradation process of azo dyes is higher than the basic solution, since in acidic solutions chlorides are reduced to free chlorine, which is a dominant oxidizing agent [6].

It is important to mention that during all experiments, the initial pH decreased during the treatment time (2.3-2.75). It could be attributed to the fragmentation of organic

matter into carboxylic acids, carbonic acid and ions as byproducts of mineralization. The Fig. 5. shows the behavior of the conductivity during the treatment time, it increased at the end of the process, probably as a result of the mineralization in the electrooxidation process.

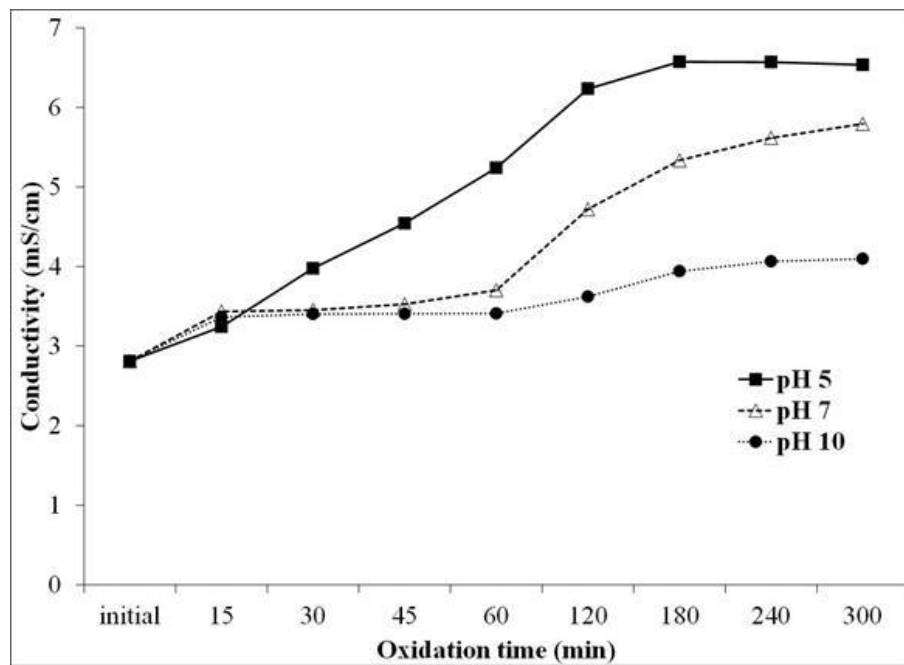
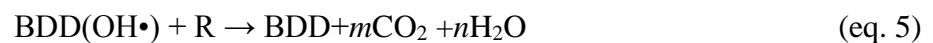
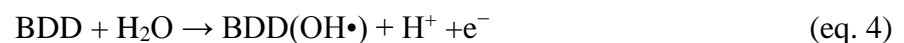


Fig. 5. Conductivity behavior during the treatment time at three different pH values.

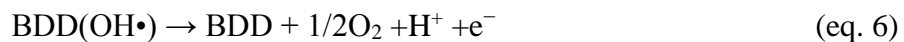
### 3.2.3. Degradation mechanism

Previous researches [40, 41] indicates that the oxidation of organics with concomitant oxygen evolution assumes that both organic oxidation and oxygen evolution take place on a BDD anode surface via intermediation of hydroxyl radicals, generated from the reaction with water shown in eqs. (4) and (5):





Reaction (4) is in competition with the side reaction of hydroxyl radical conversion to O<sub>2</sub> without any participation of the anode surface as indicated in eq. (6):



Textile wastewater was analyzed by infrared spectroscopy before and after of electrooxidation process and the spectra are shown in Fig. 6. The principal functional groups found in aqueous solution of dye were -NH- (3305 cm<sup>-1</sup>), C-H aromatic bound (2910, 2845 cm<sup>-1</sup>), -NH<sub>3</sub><sup>+</sup> (2340 cm<sup>-1</sup>), -C=C- aromatic (1614 cm<sup>-1</sup>), sulfoxides (1101, 1022 cm<sup>-1</sup>), C-CO-C in ketones (611 cm<sup>-1</sup>). The spectra of oxidized water shows that the intensity of corresponding bands to sulfoxides and secondary amines diminished after of treatment whereas the bands of R-COOH and O-C=O increases.

In accordance with above, the proposed dye degradation mechanism is shown in Fig. 6.

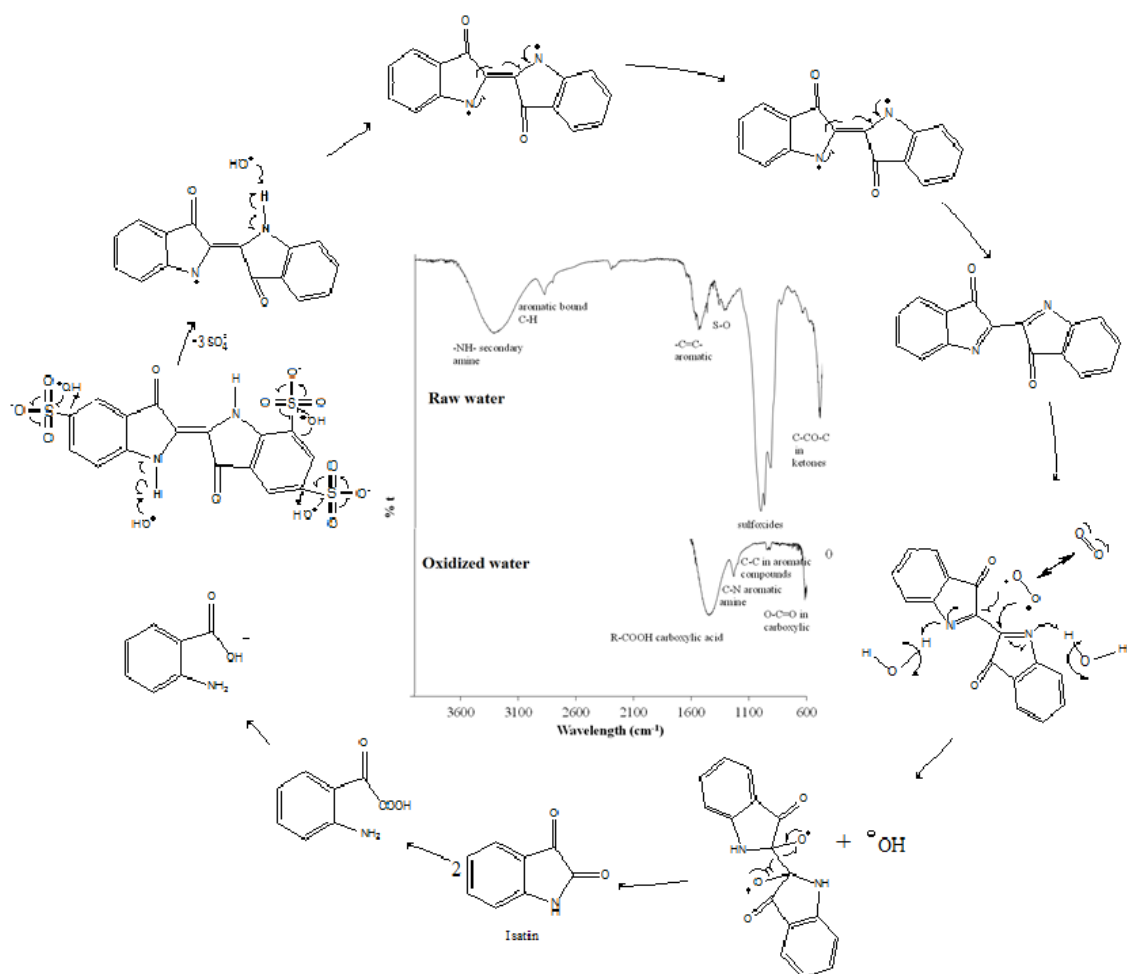


Fig. 6. Diagram of the degradation mechanism proposed. Within the figure shows the infrared spectra of raw water and oxidized water.

### 3.3 Biological coupled system with *Salix babylonica*

#### 3.3.1. Textile wastewater

After oxidation treatment, the oxidized water was placed in contact with plants during 15 days. As shown in Fig. 7. at 8 days of contact time the parameters COD, color and turbidity

are minimally reduced; but at 15 days of contact time there is a visible reduction in color and turbidity.

The conductivity is stable in contact with plants; this could be because there are very few reactions in presence of plants.

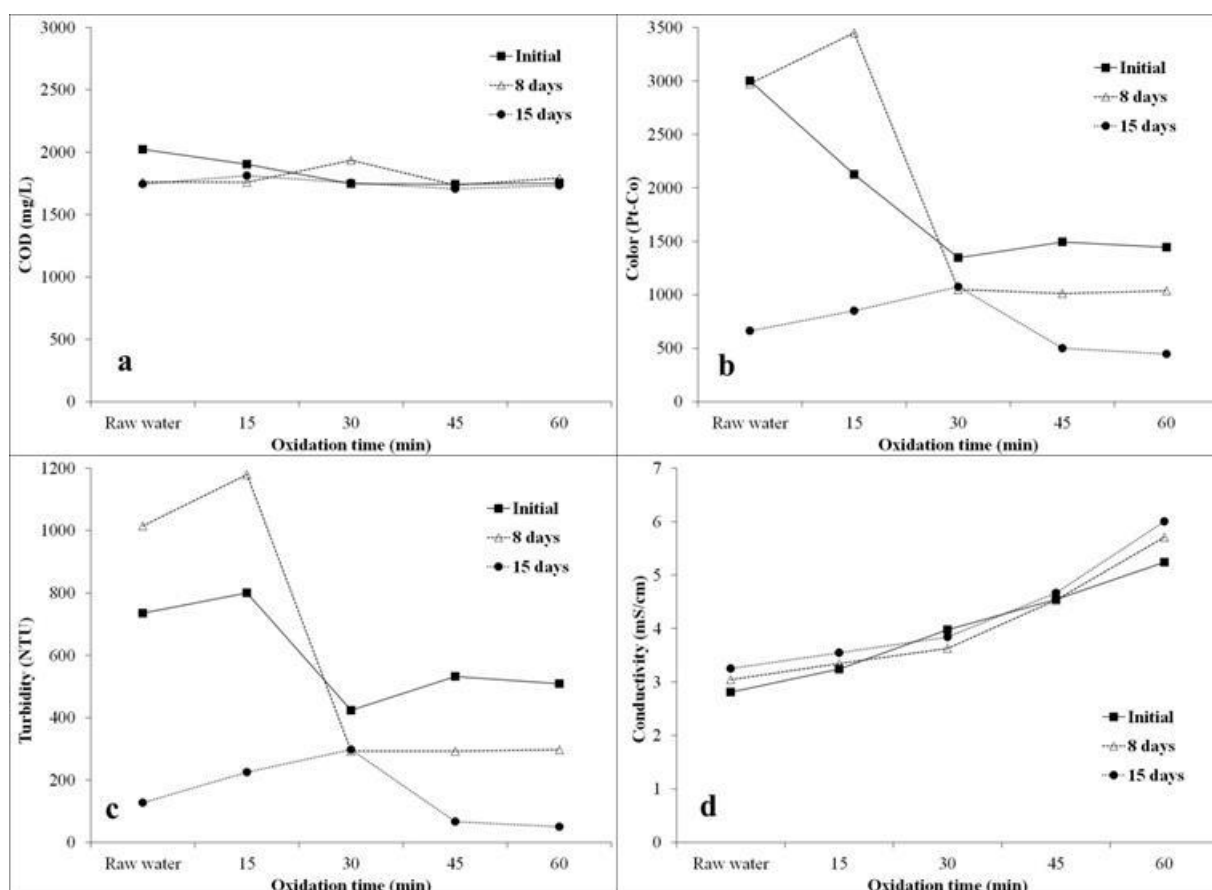


Fig. 7. Behavior of different parameters during biological coupled system with *Salix babylonica*. a) COD, b) color, c) turbidity, d) conductivity.

According with the results, the plants assimilate better the pollutants in the raw water than in the oxidized water, because of the structural changes that the compounds suffer with the electroxidacion treatment. The coupled system (electrooxidation + phytoremediation) yields a reduction of COD by 14%, color by 85% and turbidity by 93%.

### 3.3.2. *Salix babylonica* biomass

The willow biomass tolerance was analyzed using Minitab 15.1.20 statistic program ANOVA in order to find significant differences between treatments.

As shown in Fig. 8a. there are significant differences in leaves number, leaf area and root number between the plants in contact with water oxidized for different times ( $P < 0.05$ ;  $F = 8.20$ ). Willow plants in contact with water oxidized for 60 minutes reached a biomass closed to the control plants. The same behavior was observed in the pigment concentration as shown in Fig. 8b. The willow plants tend to lose leaves due to stress environment but the root system and photosynthetic metabolism remain.

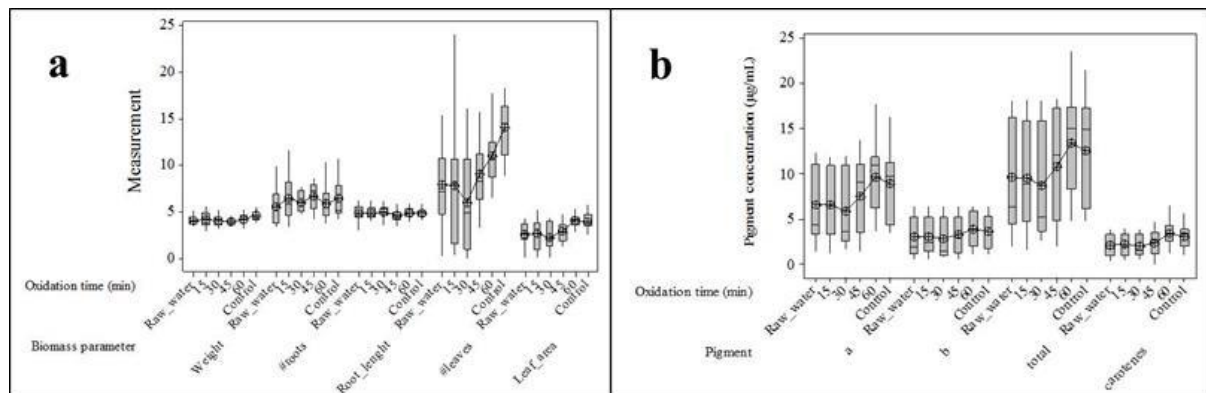


Fig. 8. Willow tolerance to wastewater oxidized during different times at 15 days of contact time. a) biomass parameters: weight (g), roots number, roots length (cm), leaves number, leaf area (cm<sup>2</sup>). b) pigment concentration (µg/mL).

Respect to contact time, the willow plants reduce their photosynthetic metabolism and loose leaves at 8 days of contact time, but after this time, the plants recover their photosynthetic metabolism to some extent as shown in Fig. 9. This could be because the willow plants get adapted to the new environmental conditions.

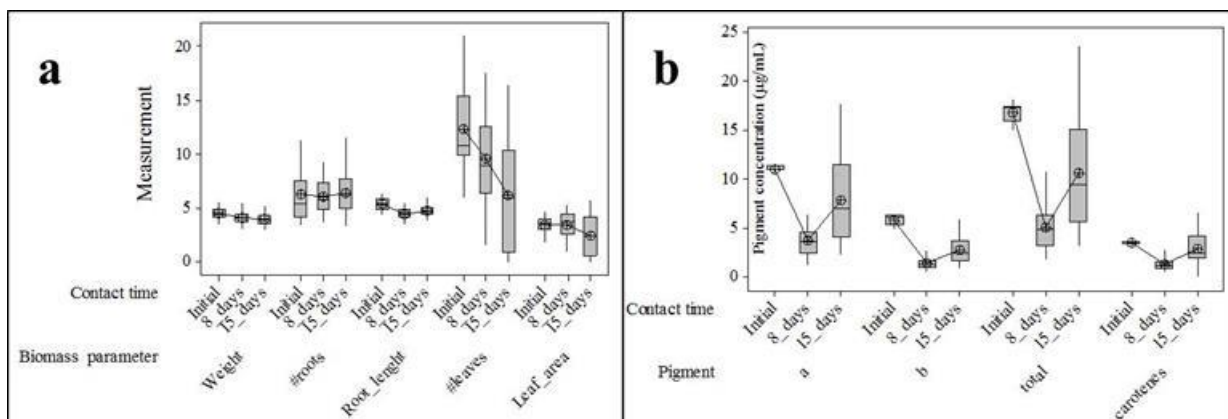


Fig. 9. Willow tolerance during 15 days of contact time. a) biomass parameters: weight (g), roots number, roots length (cm), leaves number, leaf area (cm<sup>2</sup>). b) pigment concentration (µg/mL).

The mechanism by which *Salix babylonica* decreases color and pollutants concentration is unknown, but an increase in the concentration of chlorophylls indicates that the plant photosynthesize and thus absorbs nutrients from wastewater. Furthermore, it has also been documented adsorption of contaminants in the plant roots [20].

## Conclusions

Textile wastewater composition was favorable to carry out the electrochemical oxidation due to the high salt content. All experiments were carried out at the original pH (5.23) and it was determined that if the current density is increased, the removal efficiency increase, however the current efficiency decreased. For that reason the lower current density was chosen (3.5 mA/cm<sup>2</sup>) as optimal. The infrared spectroscopy of the wastewater before and after electrooxidation shows a degradation of dye. The proposed degradation mechanism shows carboxylic acids and sulfates as degradation products. In the coupled system it was achieved a reduction of COD by 14%, color by

85% and turbidity by 93%. Biomass and pigment of willow plants demonstrate that this specie has the ability to adapt to adverse conditions very quickly.

## References

- [1] R.G. Saratale, G.D. Saratale, J.S. Chang, S.P. Govindwar, Bacterial decolorization and degradation of azo dyes: A review, *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 42 (2011) 138-157.
- [2] F. Guenfoud, M. Mokhtari, H. Akrouf, Electrochemical degradation of malachite green with BDD electrodes: Effect of electrochemical parameters, *Diamond and Related Materials*, 46 (2014) 8-14.
- [3] T. Robinson, G. McMullan, R. Marchant, P. Nigam, Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative, *Bioresource Technology*, 77 (2001) 247-255.
- [4] I. Bazin, A. Ibn Hadj Hassine, Y. Haj Hamouda, W. Mnif, A. Bartegi, M. Lopez-Ferber, M. De Waard, C. Gonzalez, Estrogenic and anti-estrogenic activity of 23 commercial textile dyes, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 85 (2012) 131-136.
- [5] V. Buscio, M. Crespi, C. Gutiérrez-Bouzán, Sustainable dyeing of denim using indigo dye recovered with polyvinylidene difluoride ultrafiltration membranes, *Journal of Cleaner Production*, 91 (2015) 201-207.
- [6] P. Kariyajjanavar, N. Jogtappa, Y.A. Nayaka, Studies on degradation of reactive textile dyes solution by electrochemical method, *Journal of Hazardous Materials*, 190 (2011) 952-961.

- [7] A. Asghar, A.A. Abdul Raman, W.M.A. Wan Daud, Advanced oxidation processes for in-situ production of hydrogen peroxide/hydroxyl radical for textile wastewater treatment: a review, *Journal of Cleaner Production*, 87 (2015) 826-838.
- [8] S. Hussain, S. Shaikh, M. Farooqui, COD reduction of waste water streams of active pharmaceutical ingredient – Atenolol manufacturing unit by advanced oxidation-Fenton process, *Journal of Saudi Chemical Society*, 17 (2013) 199-202.
- [9] J.L. de Morais, P.P. Zamora, Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates, *Journal of Hazardous Materials*, 123 (2005) 181-186.
- [10] A.R. Ribeiro, O.C. Nunes, M.F.R. Pereira, A.M.T. Silva, An overview on the advanced oxidation processes applied for the treatment of water pollutants defined in the recently launched Directive 2013/39/EU, *Environment International*, 75 (2015) 33-51.
- [11] P. Asaithambi, M. Matheswaran, Electrochemical treatment of simulated sugar industrial effluent: Optimization and modeling using a response surface methodology, *Arabian Journal of Chemistry*.
- [12] C.A. Martínez-Huitle, E. Brillas, Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods: A general review, *Applied Catalysis B: Environmental*, 87 (2009) 105-145.
- [13] S.A. Alves, T.C.R. Ferreira, N.S. Sabatini, A.C.A. Trientini, F.L. Migliorini, M.R. Baldan, N.G. Ferreira, M.R.V. Lanza, A comparative study of the electrochemical oxidation of the herbicide tebuthiuron using boron-doped diamond electrodes, *Chemosphere*, 88 (2012) 155-160.

- [14] C.A. Martínez-Huitle, E.V. dos Santos, D.M. de Araújo, M. Panizza, Applicability of diamond electrode/anode to the electrochemical treatment of a real textile effluent, *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 674 (2012) 103-107.
- [15] E. Butrón, M.E. Juárez, M. Solis, M. Teutli, I. González, J.L. Nava, Electrochemical incineration of indigo textile dye in filter-press-type FM01-LC electrochemical cell using BDD electrodes, *Electrochimica Acta*, 52 (2007) 6888-6894.
- [16] C.A. Basha, K.V. Selvakumar, H.J. Prabhu, P. Sivashanmugam, C.W. Lee, Degradation studies for textile reactive dye by combined electrochemical, microbial and photocatalytic methods, *Separation and Purification Technology*, 79 (2011) 303-309.
- [17] A.V. Patil, J.P. Jadhav, Evaluation of phytoremediation potential of *Tagetes patula* L. for the degradation of textile dye Reactive Blue 160 and assessment of the toxicity of degraded metabolites by cytogenotoxicity, *Chemosphere*, 92 (2013) 225-232.
- [18] N.R. Rane, V.V. Chandanshive, A.D. Watharkar, R.V. Khandare, T.S. Patil, P.K. Pawar, S.P. Govindwar, Phytoremediation of sulfonated Remazol Red dye and textile effluents by *Alternanthera philoxeroides*: An anatomical, enzymatic and pilot scale study, *Water Research*, 83 (2015) 271-281.
- [19] A.N. Kabra, R.V. Khandare, T.R. Waghmode, S.P. Govindwar, Phytoremediation of textile effluent and mixture of structurally different dyes by *Glandularia pulchella* (Sweet) Tronc, *Chemosphere*, 87 (2012) 265-272.
- [20] R.V. Khandare, S.P. Govindwar, Phytoremediation of textile dyes and effluents: Current scenario and future prospects, *Biotechnology Advances*, 33 (2015) 1697-1714.
- [21] L.C. Davies, C.C. Carias, J.M. Novais, S. Martins-Dias, Phytoremediation of textile effluents containing azo dye by using *Phragmites australis* in a vertical flow intermittent feeding constructed wetland, *Ecological Engineering*, 25 (2005) 594-605.



- [22] F. Vafaei, A. Movafeghi, A.R. Khataee, M. Zarei, S.Y. Salehi Lisar, Potential of *Hydrocotyle vulgaris* for phytoremediation of a textile dye: Inducing antioxidant response in roots and leaves, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 93 (2013) 128-134.
- [23] E. Sanmuga Priya, P. Senthamil Selvan, Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) – An efficient and economic adsorbent for textile effluent treatment – A review, *Arabian Journal of Chemistry*.
- [24] S. Torbati, A.R. Khataee, A. Movafeghi, Application of watercress (*Nasturtium officinale* R. Br.) for biotreatment of a textile dye: Investigation of some physiological responses and effects of operational parameters, *Chemical Engineering Research and Design*, 92 (2014) 1934-1941.
- [25] A.D. Watharkar, J.P. Jadhav, Detoxification and decolorization of a simulated textile dye mixture by phytoremediation using *Petunia grandiflora* and, *Gailardia grandiflora*: A plant–plant consortial strategy, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 103 (2014) 1-8.
- [26] M.N. Dos Santos Utmazian, G. Wieshammer, R. Vega, W.W. Wenzel, Hydroponic screening for metal resistance and accumulation of cadmium and zinc in twenty clones of willows and poplars, *Environmental Pollution*, 148 (2007) 155-165.
- [27] W. Yang, Z. Ding, F. Zhao, Y. Wang, X. Zhang, Z. Zhu, X. Yang, Comparison of manganese tolerance and accumulation among 24 *Salix* clones in a hydroponic experiment: Application for phytoremediation, *Journal of Geochemical Exploration*, 149 (2015) 1-7.
- [28] K. Drzewiecka, M. Mleczek, M. Gąsecka, Z. Magdziak, P. Goliński, Changes in *Salix viminalis* L. cv. ‘Cannabina’ morphology and physiology in response to nickel ions – Hydroponic investigations, *Journal of Hazardous Materials*, 217–218 (2012) 429-438.

- [29] C. Cosio, P. Vollenweider, C. Keller, Localization and effects of cadmium in leaves of a cadmium-tolerant willow (*Salix viminalis* L.): I. Macrolocalization and phytotoxic effects of cadmium, *Environmental and Experimental Botany*, 58 (2006) 64-74.
- [30] A. Evlard, K. Sergeant, B. Printz, C. Guignard, J. Renaut, B. Campanella, R. Paul, J.-F. Hausman, A multiple-level study of metal tolerance in *Salix fragilis* and *Salix aurita* clones, *Journal of Proteomics*, 101 (2014) 113-129.
- [31] M. Vaculík, C. Konlechner, I. Langer, W. Adlassnig, M. Puschenreiter, A. Lux, M.-T. Hauser, Root anatomy and element distribution vary between two *Salix caprea* isolates with different Cd accumulation capacities, *Environmental Pollution*, 163 (2012) 117-126.
- [32] M. Mleczek, M. Łukaszewski, Z. Kaczmarek, I. Rissmann, P. Golinski, Efficiency of selected heavy metals accumulation by *Salix viminalis* roots, *Environmental and Experimental Botany*, 65 (2009) 48-53.
- [33] H.X. Corseuil, F.N. Moreno, Phytoremediation potential of willow trees for aquifers contaminated with ethanol-blended gasoline, *Water Research*, 35 (2001) 3013-3017.
- [34] X.-Z. Yu, J.-D. Gu, S. Liu, Biotransformation and metabolic response of cyanide in weeping willows, *Journal of Hazardous Materials*, 147 (2007) 838-844.
- [35] S.V. Skaates, A. Ramaswami, L.G. Anderson, Transport and fate of dieldrin in poplar and willow trees analyzed by SPME, *Chemosphere*, 61 (2005) 85-91.
- [36] APHA, AWWA, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th edition, American Public Health Association, Washington, DC, 1995.
- [37] J. Val, L. Heras, E. Monge, (1985). New equations for the determination of photosynthetic pigments in acetone. *Annals Aula Dei* 17, 3 (1985), 231-238.

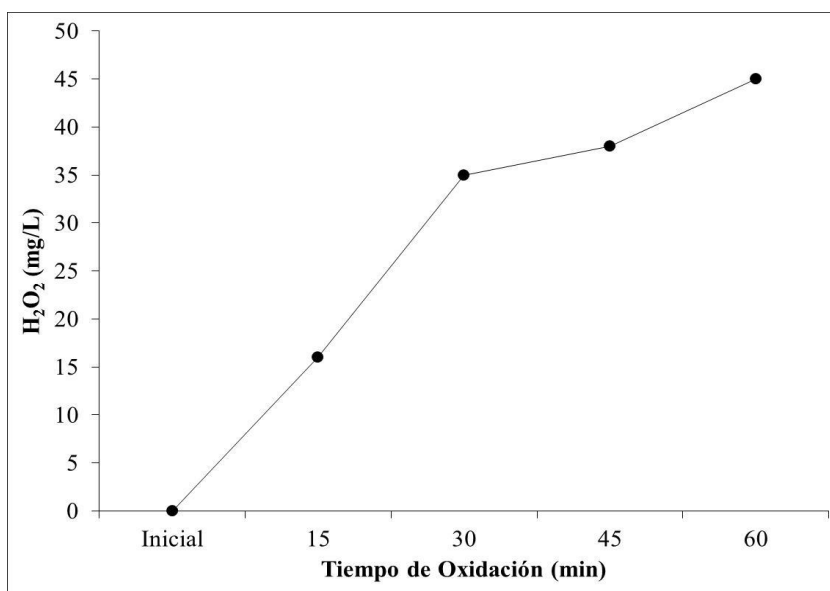
- [38] T.-P. Moisés, B.-H. Patricia, C.E. Barrera-Díaz, R.-M. Gabriela, R. Natividad-Rangel, Treatment of industrial effluents by a continuous system: Electrocoagulation – Activated sludge, *Bioresource Technology*, 101 (2010) 7761-7766.
- [39] E. Tsantaki, T. Velegraki, A. Katsaounis, D. Mantzavinos, Anodic oxidation of textile dyehouse effluents on boron-doped diamond electrode, *Journal of Hazardous Materials*, 207–208 (2012) 91-96.
- [40] I. Linares-Hernández, C. Barrera-Díaz, B. Bilyeu, P. Juárez-GarcíaRojas, E. Campos-Medina, A combined electrocoagulation–electrooxidation treatment for industrial wastewater, *Journal of Hazardous Materials*, 175 (2010) 688-694.
- [41] A. Kapałka, G. Fóti, C. Comninellis, Investigations of electrochemical oxygen transfer reaction on boron-doped diamond electrodes, *Electrochimica Acta*, 53 (2007) 1954-1961.

### 6.3. Resultados adicionales

Los resultados mostrados en este apartado complementan la investigación así como el artículo especializado que fue enviado para evaluación y publicación.

#### 6.3.1. Reacciones complementarias al mecanismo de degradación

Se determinó la concentración de peróxido ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) generado durante la oxidación de la solución 0.023 M de cloruro de sodio con electrodos Ti/DDB durante 60 minutos a una densidad de corriente de  $3.5 \text{ mA/cm}^2$ . En esta solución la concentración de los cloruros fue similar a la que se determinó en el agua residual textil utilizada en esta investigación. La figura 6 muestra como la concentración de  $\text{H}_2\text{O}_2$  se incrementa a mayor tiempo de tratamiento.

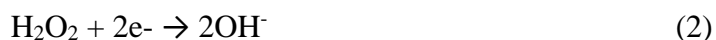


**Figura 6.** Peróxido generado durante la oxidación electroquímica de NaCl 0.023 M.

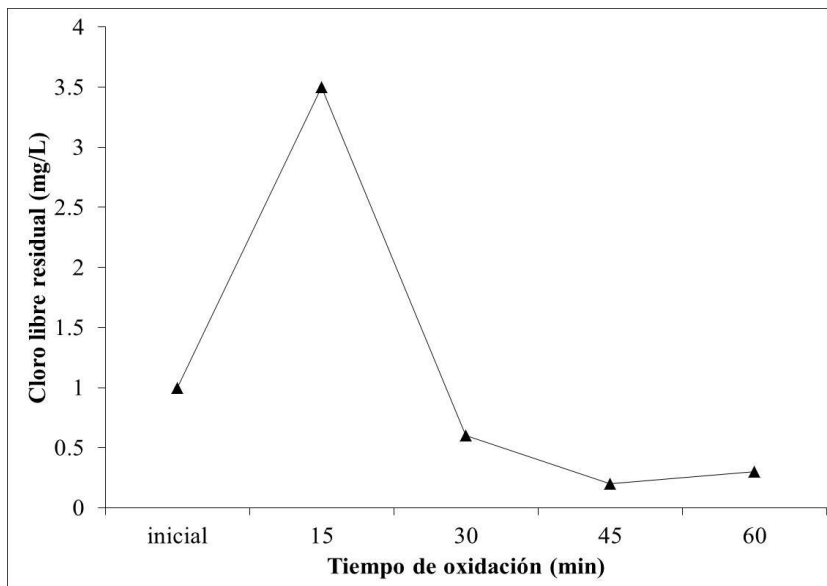
De acuerdo a la figura 6, se generó una concentración elevada de peróxido durante la oxidación, por lo que se consideró importante incluir las reacciones implicadas en el mecanismo de degradación. En este caso el peróxido se genera de manera indirecta por la reducción catódica de  $\text{O}_2$  durante la oxidación electroquímica. La reducción global de  $\text{O}_2$  gas a  $\text{H}_2\text{O}_2$  en medio ácido procede como se muestra en la reacción 1 (Brillas et al., 2010).



La producción de peróxido y su estabilidad depende de varios factores como la configuración de la celda, el cátodo utilizado y las condiciones experimentales aplicadas. La reducción electroquímica sobre la superficie del cátodo mostrada en la reacción 2 y en menor medida la mostrada en la reacción 3 son reacciones parásitas que resultan en la pérdida de productos y una baja eficiencia de corriente (Brillas et al., 2010).



Por otro lado, se realizó la determinación del cloro residual generado durante el proceso de oxidación del agua residual textil bajo las condiciones óptimas de operación (figura 7).



**Figura 7.** Cloro residual generado durante la oxidación electroquímica.

Como puede observarse en la figura 7, el agua residual cruda presentó una concentración de 1 mg/L de cloro residual. Con la oxidación realizada durante 15 minutos se incrementó la concentración de cloro residual a 3.5 mg/L, mientras que en las oxidaciones durante 30, 45 y 60 minutos el cloro residual disminuyó a una concentración menor que 0.6 mg/L, lo cual se puede deber a su reacción con  $\text{H}_2\text{O}_2$ , dado que el peróxido tiene un bajo poder oxidante, y puede atacar compuestos de azufre reducidos, cianuros, cloro (que se reduce a ión cloruro) y ciertos compuestos orgánicos (Brillas et al., 2010).

Es importante mencionar que el agua residual textil oxidada se dejó reposar 24 horas antes de colocársela a las plantas de sauce en el tratamiento acoplado, con el fin de que disminuyera el cloro residual generado durante la oxidación y evitar su interferencia con el desarrollo de las plantas.

### **6.3.2. Caracterización del agua residual textil posterior a la oxidación electroquímica y al tratamiento acoplado**

Se realizó una caracterización completa al agua residual textil posterior al proceso de oxidación bajo las condiciones óptimas de operación de la celda electroquímica durante 60 minutos; de la misma manera, se caracterizó el agua después del tratamiento acoplado. Los resultados se muestran en la tabla 4.

Los resultados muestran que el agua residual textil se acidifica con la oxidación electroquímica hasta un pH de 2.74. Esto puede atribuirse a la generación de CO<sub>2</sub> y ácidos carboxílicos, productos de la degradación del colorante. Con el tratamiento acoplado el pH disminuye a 2.25, lo cual puede estar relacionado con los exudados producidos por las raíces de los sauces. A pesar de tener un medio fuertemente ácido, las plantas de sauce respondieron al tratamiento logrando la remoción de color y turbiedad con eficiencias de 40% y 60% respectivamente con el agua oxidada por 60 minutos.

Nutrientes como sodio, potasio, calcio, magnesio y fósforo mostraron un incremento con el tratamiento acoplado, lo cual puede indicar que la planta los libera en exudados de las raíces para proveer nutrientes a los microorganismos que alhoja en ellas (Khandare et al., 2011). Sin embargo, se observó la asimilación por parte de las plantas de una fracción de nitratos, lo cual está relacionado con el metabolismo fotosintético de las plantas.

Es muy importante resaltar la remoción de cloruros por parte de los sauces en un 77.8%. Este hallazgo es relevante ya que los cloruros son uno de los componentes más difíciles de remover en un agua, y mediante su metabolismo, la planta los extrae. Además, se ha demostrado que puede desarrollarse en concentraciones mucho mayores de hasta 1625 mg/L (Mirck y Volk, 2010), sin embargo, a la fecha es el único reporte de *Salix babylonica* como asimilador de cloruros.

**Tabla 4.** Comparación de las características del agua residual textil cruda y después de cada tratamiento.

<b>Parámetro</b>	<b>Agua cruda</b>	<b>Oxidación pH=5 i=1A 60 min</b>	<b>Tratamiento acoplado</b>
pH	5.23	2.747	2.25
Color (Pt-Co)	3000	1443.75	445.8
Turbidez (UTN)	735	508.75	50.41
CE ( $\mu$ S/cm)	2811	5240	6001
DQO (mg/L)	2022	1753.2	1734.2
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	1400.41	806.41	1209.6
COT (mg/L)	1396.6	1187	1369.55
Acidez (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	962.8	1245	415
Alcalinidad (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	1000	0	0
Dureza (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	546.2	1638.6	397.24
Cloruros (mg/L Cl)	843.71	382.86	85.08
N-NO <sub>2</sub> (mg/L)	0.85	0.2325	0.099
N-NO <sub>3</sub> (mg/L)	17.28	26.55	17.65
Na <sup>+</sup> (mg/L)	392.79	375.15	533.02
K <sup>+</sup> (mg/L)	64.43	62.62	87.99
Mg <sup>2+</sup> (mg/L)	17.35	12.88	28.5
Ca <sup>2+</sup> (mg/L)	36.54	32.46	44.18
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	4.72	16	15.2
Sulfatos (mg/L)	429.5	1323.28	1264.95
Fósforo total (mg/L)	715.1	661.96	1921.46
SDT (mg/L)	1367	3165	2990

### 6.3.3. Eficiencia de *Salix babylonica* con el agua cruda

En la figura 7 del artículo enviado para su publicación, se muestran las eficiencias alcanzadas en disminución de DQO, color y turbiedad con el tratamiento acoplado con *Salix babylonica* y directamente de *Salix babylonica* con el agua cruda. Estos resultados se resumen en la tabla 5.

**Tabla 5.** Eficiencias de remoción de DQO, color y turbiedad del tratamiento acoplado con agua cruda y agua oxidada durante diferentes tiempos.

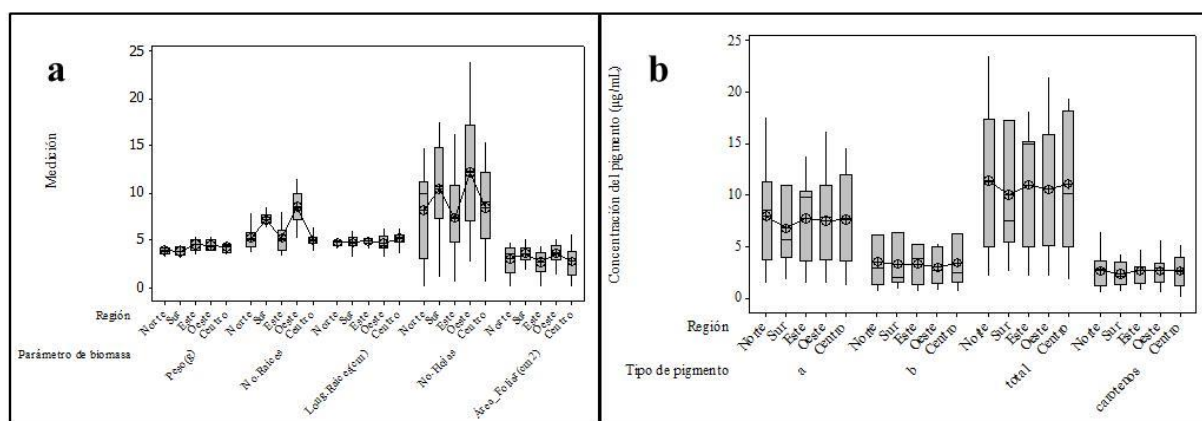
	Fitorremediación	Sistema Acoplado			
		Tiempo de Oxidación Electroquímica (min)			
	Agua Cruda	15	30	45	60
DQO (%)	13.7	10.4	13.3	15.6	14.2
Color (%)	77.9	71.6	64.2	83.3	85
Turbiedad (%)	82.7	69.3	59.5	90.9	93

Es importante resaltar, que sin un tratamiento electroquímico previo, las plantas de sauce son capaces de remover más del 70% de color y 80% de turbiedad. Estos resultados son comparables con los obtenidos por Sánchez-Sánchez et al., (2012) quienes trataron el efluente de la planta de tratamiento de agua residual industrial, Reciclagua, con plantas de sauce obteniendo eficiencias de remoción de color, turbiedad y DQO del 22%, 66% y 74% respectivamente. Las variaciones en cuanto a las eficiencias alcanzadas en la presente investigación y en el trabajo citado pueden deberse a la naturaleza de los efluentes tratados y a sus características fisicoquímicas. El agua residual textil de este estudio presentó un valor de pH ácido (5.23), mientras que el pH del agua residual de Reciclagua fue de 7.45 (Tejocote-Pérez et al., 2010). La variación del pH puede afectar la actividad biológica así como la solubilización y adsorción/absorción de iones y contaminantes.



### 6.3.4. Tolerancia de *Salix babylonica* de acuerdo con sus perfiles fenotípicos

En cuanto a la variación de la respuesta de las plantas respecto a la región de colecta, la figura 5a ilustra diferencias significativas entre ellas ( $P < 0.05$ ;  $F = 9.34$ ), siendo las plantas de la región oeste las que alcanzan mayor biomasa seguidas de la región sur. La región oeste comprende los municipios de Zinacantepec y Almoloya de Juárez, los cuáles son municipios expuestos a una menor contaminación en comparación con los municipios de Lerma y Ocoyoacac (región este) que se encuentran más próximos a la contaminación del río Lerma y de la zona industrial ahí establecida. Respecto a la variación en la concentración de pigmentos fotosintéticos, en plantas de las distintas regiones, no se encontraron diferencias significativas entre ellas ( $P = 0.816$ ;  $F = 0.39$ ) para ningún pigmento (figura 5b), por lo que las plantas de todas las regiones responden favorablemente a la presencia de contaminantes en cuanto a la síntesis de pigmentos fotosintéticos.



**Figura 8.** Tolerancia de los sauces colectados en diferentes regiones. a) parámetros de biomasa. b) concentración de pigmentos ( $\mu\text{g/mL}$ ).

## 7. Discusión general

Los sistemas acoplados para el tratamiento de aguas residuales industriales, en especial de tipo textil, son necesarios para optimizar tanto costos como tratamiento y disminuir en gran medida los contaminantes presentes. Es importante considerar el tipo de agua y el tratamiento que debe aplicarse para tener un agua que pueda ser reutilizada en ciertas actividades o mejorar su calidad antes de ser vertida a cuerpos de agua. Existe una amplia variedad de tratamientos entre los que se encuentran los electroquímicos y los procesos biológicos como la fitorremediación, los cuales son poco empleados como tratamientos de pulimento. En este sentido, se consideró utilizar el sistema electrooxidación- *Salix babylonica* como sistema acoplado en el tratamiento de agua residual textil.

Para el tratamiento solo de electrooxidación empleando electrodos de diamante dopados con boro (Ti/DDB) hubo una eficiencia de remoción de DQO del 41%, de 83% para DBO<sub>5</sub>, así como de 60% y 26% para color y turbiedad respectivamente. Dichas eficiencias se alcanzaron a las 5 horas de oxidación electroquímica, al pH original de la muestra (5.23) y con una densidad de corriente de 3.5 mA/cm<sup>2</sup>. Es importante mencionar que a un pH alcalino y con una mayor densidad de corriente (10 mA/cm<sup>2</sup>) se alcanzaron mayores eficiencias de disminución de los parámetros, sin embargo, no se consideraron como óptimas ya que la alcalinización de la muestra implica adición de reactivos químicos, lo cual se traduce en costos en una escala de aplicación; y a mayor densidad de corriente es menor la eficiencia de corriente, lo cual indica que parte de la energía se desperdicia como calor y otra parte se invierte en la evolución de oxígeno.

Dado que una oxidación completa implica la mineralización de contaminantes a CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O, se consideró oxidar parcialmente el agua residual textil en intervalos de 15 minutos durante 1 hora para dejar disponibles algunos compuestos que las plantas de sauce pudieran aprovechar como nutrientes. De esta manera, las plantas permanecieron en contacto por 15 días con el agua parcialmente oxidada. Con el tratamiento acoplado se alcanzó una eficiencia del 14% en disminución de DQO, 85% en disminución de color y 93% en disminución de turbiedad con el agua oxidada por 60 minutos. Lo cual indica que las plantas por sí solas están removiendo alrededor del 40% del color, 60% de turbiedad y solo 1% de DQO al estar 15 días en contacto con el agua oxidada por 60 minutos.

La eficiencia de las plantas se ve reflejada en la biomasa que adquieren y en la síntesis de pigmentos fotosintéticos, ya que aumentan el número de hojas y área foliar y por consiguiente incrementa la concentración de clorofilas a, b y carotenos. Este incremento en concentración de pigmentos fotosintéticos indica que el metabolismo de carbohidratos de las plantas se lleva a cabo eficientemente aún con el contacto con agua residual textil. La planta acelera su metabolismo de azúcares para tolerar esta situación de estrés.

Sánchez-Sánchez et al., (2012) reportaron que al tratar un efluente industrial a diferentes diluciones con plantas de *Salix babylonica*, el factor denominado concentración de contaminantes es un factor limitante para la planta. Para ello Odum (1987), ha indicado que tanto la escasez como el exceso de algún componente biótico y abiótico de los ecosistemas pueden constituir un factor limitante en los organismos, así pues, ellos tienen un máximo y un mínimo margen de tolerancia entre un nivel y otro. Para expresar los grados relativos de tolerancia se ha establecido el término ecológico de prefijos “esteno” y “euri” que se refieren a aquellos organismos con limitado rango de tolerancia y organismos con amplio rango de tolerancia, respectivamente. Esto significa que *Salix babylonica* forma parte de aquellos organismos cuyo metabolismo es activo a amplios rangos de concentración de contaminantes en el agua.

Considerando la nomenclatura de Odum (1987), Sánchez-Sánchez et al., (2012) denominaron a *Salix babylonica* como euriorganotrófica, debido a que la mayor parte de los contaminantes presentes en el efluente industrial de Reciclagua son contaminantes de origen orgánico. Nuevamente, con la presente investigación, se confirma el amplio rango de tolerancia que tiene esta planta ante los contaminantes presentes en el efluente industrial textil crudo y los intermediarios fraccionados mediante oxidación electroquímica.

En cuanto a los perfiles fenotípicos de las plantas, se realizó un comparativo entre plantas de sauce colectadas en diferentes zonas cercanas al punto de descarga del efluente textil muestreado. Los resultados indican que en cuanto al desarrollo de biomasa hay diferencias significativas entre las plantas de las distintas regiones, siendo las colectadas en el oeste (Zinacantepec, Almoloya de Juárez) las que obtuvieron mayor biomasa. Sin embargo, la cuantificación de pigmentos fotosintéticos indicó que no hay diferencias significativas entre ellas. Tales resultados pueden indicar que el fenotipo de los sauces de la región oeste se

caracteriza por follaje y sistema de raíces muy densos, por genética o por influencia del ambiente; pero en cuanto a metabolismo fotosintético son iguales que los sauces de las otras regiones.

Aunque se obtuvieron eficiencias favorables en disminución de color, turbiedad y cloruros con el tratamiento acoplado, las características de DQO y DBO<sub>5</sub> del efluente obtenido al final del tratamiento sobrepasan los límites máximos permisibles establecidos por la NOM-CCA-014-ECOL/1993 para descargar esta agua a un cuerpo receptor. Por lo tanto, es necesario reajustar esta norma y establecer un límite para color ya que es el principal aspecto de un efluente textil y los colorantes se han relacionado con la incidencia de ciertos tipos de cáncer (Bazin et al., 2012).

Finalmente, al inicio del proyecto se asentó la hipótesis de que el tratamiento parcial del efluente textil mediante oxidación electroquímica generaría las especies químicas biodisponibles (nutrientes inorgánicos) para las plantas de *Salix babylonica* desarrolladas en hidroponia. De acuerdo con los resultados obtenidos, el colorante si sufre una descomposición en fracciones más sencillas a los 60 minutos de oxidación, sin embargo, las plantas de sauce son capaces de asimilarlo tanto en esta condición como en su estructura original. Además, se observó que la planta incrementa DQO e incrementa la concentración de nutrientes en solución debido a los exudados producidos por las raíces para mantener a la microbiota asociada, por lo que la asimilación de nutrientes inorgánicos no ocurre, como se pensaba.

## 8. Conclusiones

La composición del agua residual textil fue favorable para llevar a cabo la oxidación electroquímica debido a su alto contenido de sales.

Los experimentos se realizaron al valor de pH original de la muestra (5.23) y se determinó que al incrementar la densidad de corriente, la eficiencia de remoción aumenta y la eficiencia de corriente disminuye. Por lo tanto se eligió la densidad de corriente más baja ( $3.5 \text{ mA/cm}^2$ ) como la óptima.

La espectroscopia infrarroja del agua residual textil cruda y oxidada muestra una degradación del colorante azul índigo. El mecanismo de degradación propuesto muestra ácidos carboxílicos y sulfatos como productos de degradación.

En el sistema acoplado se alcanzaron eficiencias de remoción de 14% para DQO, 85% para color y 93% para turbiedad.

La biomasa y los pigmentos fotosintéticos de las plantas de sauce muestran que esta especie tiene la capacidad de tolerar y adaptarse a condiciones adversas muy rápidamente.

Las plantas de sauce colectadas en la región oeste son las que alcanzaron mayor biomasa en el tratamiento, sin embargo su rendimiento fotosintético es parecido al de los sauces de las otras regiones.

*Salix babylonica* tiene la capacidad de remover cloruros del agua con una eficiencia del 77.8% con lo cual se amplía el conocimiento sobre su respuesta ante ambientes contaminados.

Aún sin un tratamiento electroquímico previo, las plantas de sauce por sí solas son capaces de remover más del 70% de color y 80% de turbiedad.

## **9. Recomendaciones**

Debido a que el presente estudio se realizó en sistema batch, es necesario realizarlo en un sistema continuo para poder ampliar el conocimiento sobre los tiempos de tolerancia del sauce al contacto con el agua residual.

Determinar el mecanismo bioquímico por el cual los sauces remueven contaminantes de un agua residual industrial, por ejemplo, mediante el uso de biomarcadores.

Implementar el uso de *Salix babylonica* en humedales artificiales como un tratamiento de pulimiento para aguas residuales.

## 10. Producción científica

Documento obtenido	Evento	Fecha	Institución organizadora
Constancia de asistencia	Séptimo Curso-Taller en “Temas Actuales en Ciencias del Agua”	Octubre de 2014	Centro Interamericano de Recursos del Agua
Constancia de participación	Curso “Electrocátalisis para tratamiento de aguas: Fundamentos, aplicaciones y direcciones futuras”	12-14 de Enero de 2015	Centro Conjunto de Investigación en Química Sustentable UAEM-UNAM
Constancia de participación	Curso “Estadística aplicada a las ciencias del agua”	23 de septiembre al 21 de octubre de 2015	Secretaría de Docencia a través de la Dirección de Desarrollo del Personal Académico
Constancia de participación	Curso de comprensión de conversación del idioma inglés	8 de febrero al 7 de abril de 2016	Facultad de Lenguas
Constancia de participación	Proyecto “Bridging the Americas: Promoting global solutions of local landfill problems through student service and learning”	4 al 8 de abril de 2016	Centro Interamericano de Recursos del Agua
Constancia de participación	Integrante del grupo académico “Partners of the Americas Review Committee”	17 al 22 de abril de 2016	University of North texas
Constancia como ponente y Publicación en Memorias	XXXI Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Electroquímica con el trabajo “Remoción de contaminantes de un efluente textil mediante un sistema acoplado de electrooxidación- <i>Salix babylonica</i> ”	30 de mayo al 3 de junio de 2016	Sociedad Mexicana de Electroquímica

Constancia como ponente y Carta de envío de artículo para publicación	International-Mexican Congress on Chemical Reaction Engineering (IMCCRE 2016) con el trabajo “Treatment of a textile effluent by a coupled electrooxidation system- <i>Salix babylonica</i> ”	5 al 9 de junio de 2016	Dr. Jorge Ancheyta
Constancia como ponente	XV Congreso Internacional y XXI Congreso Nacional de Ciencias Ambientales con el trabajo “Degradación de un efluente textil mediante un sistema acoplado electrooxidación- <i>Salix babylonica</i> ”	15 al 17 de junio de 2016	Asociación Nacional de Ciencias Ambientales



## Referencias bibliográficas

Araujo, I., Gómez, A., Barrera, M., Angulo, N., Morillo, G., Cárdenas, C., y Herrera L. (2008). Surfactantes biológicos en la biorremediación de aguas contaminadas con crudo liviano. *Interciencia*, 4 (33), 245-250.

Asghar, A., Raman, A. A. A., y Daud, W. M. A. W. (2015). Advanced oxidation processes for *in-situ* production of hydrogen peroxide/hydroxyl radical for textile wastewater treatment: a review. *Journal of Cleaner Production*, 87, 826-838.

Basha, C. A., Selvakumar, K. V., Prabhu, H. J., Sivashanmugam, P., y Woo, L. C. (2011). Degradation studies for textile reactive dye by combined electrochemical, microbial and photocatalytic methods. *Separation and Purification Technology*, 79, 303-309.

Bazin, I., Hassine, A. I. H., Hamouda, Y. H., Mnif, W., Bartegi, A., Lopez-Ferber, M., De Waard, M., y Gonzalez, C. (2012). Estrogenic and anti-estrogenic activity of 23 commercial textile dyes. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 85, 131-136.

Brillas, E., Sirés, I., Lluís-Cabot, P. (2010). Use of Both Anode and Cathode Reactions in Wastewater Treatment. En C. Comninellis and G. Chen (eds.), *Electrochemistry for the Environment*. (pp. 515-). New York: USA.

Buscio, V., Crespi, M., y Gutiérrez-Bouzán, C. (2015). Sustainable dyeing of denim using indigo dye recovered with polyvinylidene difluoride ultrafiltration membranes. *Journal of Cleaner Production*, 91, 201-207.

Cano-Rodríguez, C. T., Roa-Morales, G., Amaya-Chávez, A., Valdés-Arias, R. A., Barrera-Díaz, C. E., y Balderas-Hernández, P. (2014). Tolerance of *Miriophyllum aquaticum* to exposure of industrial wastewater pretreatment with electrocoagulation and their efficiency in the removal of pollutants. *Journal of Environmental Biology*, 35 (1), 127-136.

Comninellis, C and Chen, G. (2010). *Electrochemistry for the Environment*. New York: USA. 563 pp.

CONAGUA. (2010). *El agua en México: cauces y encauces*. Academia Mexicana de Ciencias: México.

Corseuil, H. X., y Moreno, F. N. (2001). Phytoremediation potential of willow trees for aquifers contaminated with ethanol-blended gasoline. *Water Research*, 35 (2), 3013-3017.

Cortázar-Martínez, A., González-Ramírez, C. A., Coronel-Olivares, C., Escalante-Lozada, J. A., Castro-Rosas, J. y Villagómez-Ibarra, J. R. (2012). Biotecnología aplicada a la degradación de colorantes de la industria textil. *Universidad y Ciencia*. 28 (2). 187-199.

Cosio, C., Vollenweider, P., y Keller, C. (2006). Localization and effects of cadmium in leaves of a cadmium-tolerant willow (*Salix viminalis* L.) I. Macrolocalization and phytotoxic effects of cadmium. *Environmental and Experimental Botany*, 58, 64-74.

Curneen, S. J., y Gill, L. W. (2014). A comparison of the suitability of different willow varieties to treat on-site wastewater effluent in an Irish climate. *Journal of Environmental Management*, 133, 153-161.

Ghodake, G.S., Talke, A.A., Jadhav, J.P., Govindwar, S.P. (2008). Potential of *Brassica juncea* in order to treat textile –effluent contaminated sites. *International Journal of Phytoremediation*, 11, 297-312.

Guenfoud, F., Mokhtari, M., y Akrouit, H. (2014). Electrochemical degradation of malachite green with BDD electrodes: Effect of electrochemical parameters. *Diamond & Related Materials*, 46, 8-14.

Hoagland, D. R. y Arnon, D. I. (1950). The water-culture method for growing plants without soil. The College of Agriculture University of California.

Holt, P. K., Barton, G. W., Wark, M., y Mitchell, C. A. (2002). A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. *Colloids and Surfaces A*, 211, 233-248.

Hussain, S., Shaikh, S., y Farooqui, M. (2013). COD reduction of waste water streams of active pharmaceutical ingredient – Atenolol manufacturing unit by advanced oxidation-Fenton process. *Journal of Saudi Chemical Society*, 17, 199-202.

- Kagalkar, A.N., Jagtap, U.B., Jadhav, J.P., Bapat, V.A., Govindwar, S.P. (2009). Biotechnological strategies for phytoremediation of the sulfonated azo dye Direct Red 5B using *Blumea malcolmii* Hook. *Bioresource Technology*, 100, 4104-4110.
- Kariyajjanavar, P., Jogttappa, N., y Nayaka, Y. A. (2011). Studies on degradation of reactive textile dyes solution by electrochemical method. *Journal of Hazardous Materials*, 190, 952-961.
- Khandare, R.V., Kabra, A.N., Kurade, M.B., Govindwar, S.P. (2011). Phytoremediation potential of *Portulaca grandiflora* Hook. (Moss-Rose) in degrading a sulfonated diazo reactive dye Navy Blue HE2R (Reactive Blue 172). *Bioresource Technology*, 102, 6774-6777.
- Khataee, A.R., Movafeghi, A., Torbati, S., Salehi Lisar, S.Y., Zarei, M. (2012). Phytoremediation potential of duckweed (*Lemna minor* L.) in degradation of C.I. Acid Blue 92: artificial neural network modeling. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 80, 291-298.
- Kuzovkina, Y. A., y Volk, T. A. (2009). The characterization of willow (*Salix* L.) varieties for use in ecological engineering applications: Co-ordination of structure, function and autecology. *Ecological Engineering*, 35, 1178-1189.
- Liang, C. Z., Sun, S. P., Li, F. Y., Ong, Y. K., y Chung, T. S. (2014). Treatment of highly concentrated wastewater containing multiple synthetic dyes by a combined process of coagulation/flocculation and nanofiltration. *Journal of Membrane Science*, 469, 306-315.
- Martínez-Huitle, C. A. y Brillas, E. (2009). Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods: A general review. *Applied Catalysis B: Environmental*, 87, 105-145.
- Martínez-Huitle, C. A., Vieira dos Santos, E., Madeiros de Aaraújo, D., y Panizza, M. (2012). Applicability of diamond electrode/anode to the electrochemical treatment of a real textile effluent. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 674, 103-107.

Meers, E., Vandecasteele, B., Ruttens, A., Vangronsveld, J., y Tack, F.M.G. (2007). Potential of five willow species (*Salix* spp.) for phytoextraction of heavy metals. *Environmental and Experimental Botany*, 1 (60), 57-68.

Metcalf & Eddy. (2004). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. (4ª ed). McGraw-Hill: Nueva York.

Migliorini, F. L., Steter, J. R., Rocha, R. S., Lanza, M. R. V., Baldan, M. R., y Ferreira, N. G. (2016). Efficiency study and mechanistic aspects in the Brilliant Green dye degradation using BDD/Ti electrodes. *Diamond and Related Materials*, 65, 5-12.

Mirck, J., y Volk, T. A. (2010). Response of three shrub willow varieties (*Salix* spp.) to storm water treatments with different concentrations of salts. *Bioresource Technology*, 101, 3484-3492.

Mleczek, M., Rutkowski, P., Rissmann, I., Kaczmarek, Z., Golinski, P., Szentner, K., Strazynska, K., y Stachowiak, A. (2010). Biomass productivity and phytoremediation potential of *Salix alba* and *Salix viminalis*. *Biomass and Bioenergy*, 34, 1410-1418.

Norma Oficial Mexicana NOM-CCA-014-ECOL/1993 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores provenientes de la industria textil.

Odum, E. P. (1987). *Ecología*. (3a). Mc Graw-Hill Interamericana: México. 116-153.

Panizza, M. (2010). Importance of Electrode Material in the Electrochemical Treatment of Wastewater Containing Organic Pollutants. En C. Comninellis and G. Chen (eds.), *Electrochemistry for the Environment*. (pp. 25-54). New York: USA.

Peters, S., Bejan, I., Kurtenbach, R., Liedtke, S., Villena, G., Wiesen, P., y Kleffmann, J. (2013). Development of a new LOPAP instrument for the detection of O<sub>3</sub> in the atmosphere. *Atmospheric Environment*, 67, 112-119.

Polcaro, A. M., Vacca, A., Mascia, M. y Palmas, S. (2005) Oxidation at boron doped diamond electrodes: An effective method to mineralise triazines. *Electrochimica Acta*, 50, 1841–1847.

Raghu, S., Woo, L. C., Chellammal, S., Palanichamy, S., y Basha, C. A. (2009). Evaluation of electrochemical oxidation techniques for degradation of dye effluents-A comparative approach. *Journal of Hazardous Materials*, 171, 748-754.

Sánchez-Sánchez, H. A. (2012). Efecto de *Salix babylonica* sobre contaminantes presentes en efluentes industriales. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma del Estado de México.

Shi, X., Leng, H., Hu, Y., Liu, Y., Duan, H., Sun, H., y Chen, Y. (2012). Removal of 2, 4-dichlorophenol in hydroponic solution by four *Salix matsudana* clones. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 86, 125-131.

Skaates, S. V., Ramaswami, A., y Anderson, L. G. (2005). Transport and fate of dieldrin in poplar and willow trees analyzed by SPME. *Chemosphere*, 61, 85-91.

Tejocote-Pérez, M., Balderas-Hernández, P., Barrera-Díaz, C. E., Roa-Morales, G. y Natividad-Rangel, R. (2010). Treatment of industrial effluents by a continuous system: Electrocoagulation - Activated sludge. *Bioresource Technology*, 101, 7761-7766.

Tejocote-Pérez, M., Balderas-Hernández, P., y Barrera-Díaz, C. (2012). Ectomicorrización de suelo agrícola forestal: bioensayos con *Pinus patula* y *Amanita muscaria* con suelo del Parque Nevado de Toluca, Estado de México. Editorial Académica Española: España. 120pp.

Tigini, V., Giansanti, P., Mangiavillano, A., Pannocchia, A., y Varese, G. C. (2011). Evaluation of toxicity, genotoxicity and environmental risk of simulated textile and tannery wastewaters with a battery of biotests. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74, 866-873.

Torbati, S., Khataee, A. R., Movafegui, A. (2014). Application of watercress (*Nasturtium officinale* R. Br.) for biotreatment of a textile dye: Investigation of some physiological responses and effects of operational parameters. *Chemical Engineering Research and Design*, 92, 1934-1941.

- Vaculík, M., Konlechner, C., Langer, I., Adlassnig, W., Puschenreiter, M., Lux, A., y Hauser, M. T. (2012). Root anatomy and element distribution vary between two *Salix caprea* isolates with different Cd accumulation capacities. *Environmental Pollution*, 163, 117-126.
- Vafaei, F., Movafeghi, A., Khataee, A. R., Zarei, M., Salehi Lisar, S. Y. (2013). Potential of *Hydrocotyle vulgaris* for phytoremediation of a textile dye: Inducing antioxidant response in roots and leaves. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 93, 128-134.
- Val, J., Heras, L., y Monge, E. (1985). Nuevas ecuaciones para la determinación de pigmentos fotosintéticos en acetona. *Annals Aula Dei* 17, (3-4), 231-238.
- Vijayalakshmidivi, S. R., y Muthukumar, K. (2015). Improved biodegradation of textile dye effluent by coculture. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 114, 23-30.
- Wang, J., Liu, X. D., y Lu, J. (2012). Urban River Pollution Control and Remediation. *Procedia Environmental Sciences*, 13, 1856 – 1862.
- Watharkar, A. D., Jadhav, J. P. (2014). Detoxification and decolorization of a simulated textile dye mixture by phytoremediation using *Petunia grandiflora* and, *Gailardia grandiflora*: A plant–plant consortial strategy. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 103, 1-8.
- Wiley & Sons. (2007). *Industrial Dyes: Chemistry, Properties, Applications*. Klaus Hunger.
- Yahiaoui, I., Aissani-Benissad, F., Fourcade, F., y Amrane, A. (2013). Removal of tetracycline hydrochloride from water based on direct anodic oxidation (Pb/PbO<sub>2</sub> electrode) coupled to activated sludge culture. *Chemical Engineering Journal*, 221, 418-425.
- Yu, X. Z., Gu, J. D., y Liu, S. (2007). Biotransformation and metabolic response of cyanide in weeping willows. *Hazardous materials*, 147, 838-844.
- Zarazúa, G., Ávila-Pérez, P., Tejeda, S., Valdivia-Barrientos, M., Zepeda-Gómez, C., y Macedo-Miranda, G. (2013). Evaluación de los metales pesados Cr, Mn, Fe, Cu, Zn y Pb

en sombrerillo de agua (*Hydrocotyle ranunculoides*) del curso alto del río Lerma, México. *Revista Interacional de Contaminación Ambiental*, 29 (2), 17-24.

Zepeda-Gómez, C., Lot-Helgueras, A., Nemiga, X. A., y Madrigal-Urbe, D. (2012). Florística y diversidad de las Ciénegas del río Lerma, Estado de México, México. *Acta Botánica Mexicana*, 98, 23-49.

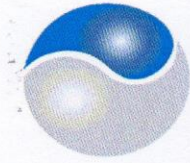
# **ANEXOS**

---



UNIVERSIDAD AUTONOMA DEL ESTADO DE MEXICO

CENTRO INTERAMERICANO DE RECURSOS DEL AGUA



CIRA

Otorga la presente

CONSTANCIA

A: Hilda Alejandra Sánchez Sánchez.



Por su asistencia

En el Séptimo Curso- Taller en

“Temas Actuales en Ciencias del Agua”

Octubre, 2014



**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”

FACULTAD DE INGENIERIA  
CENTRO INTERAMERICANO  
DE RECURSOS DEL AGUA



# El Centro Conjunto de Investigación en Química Sustentable UAEM-UNAM



Otorga la presente constancia a:

*Hilda Alejandra Sánchez Sánchez*

Por su participación en el **curso:**

**“Electrocatalisis para tratamiento de aguas: Fundamentos, aplicaciones y direcciones futuras”**  
que se llevó a cabo del 12 al 14 de Enero de 2015, con una duración de 20 horas

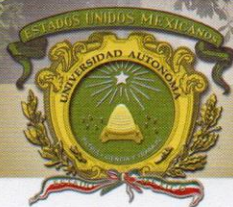
Dr. Víctor Varela Guerrero

Coordinador de Centro Conjunto de  
Investigación en Química Sustentable  
UAEM-UNAM



U.A.E.M.  
FACULTAD DE QUÍMICA  
CENTRO CONJUNTO DE  
INVESTIGACIÓN EN QUÍMICA  
SUSTENTABLE

Toluca, Estado de México a 14 de enero de 2015.



**UAEM** | Universidad Autónoma  
del Estado de México

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

Otorga la presente

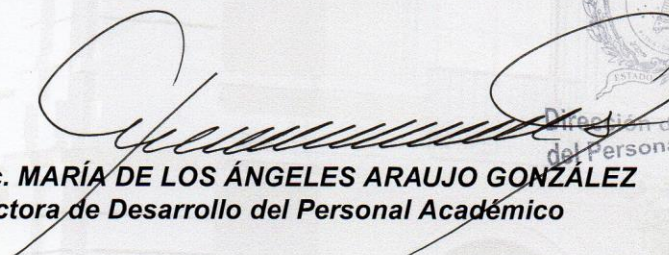
# Constancia

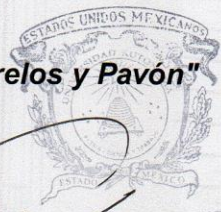
**A: HILDA ALEJANDRA SANCHEZ SANCHEZ**

*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



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO



A través de la  
**FACULTAD DE LENGUAS**

Otorga la presente

# CONSTANCIA

A:

*Hilda Alejandra Sánchez Sánchez*

Por su participación en el **CURSO DE COMPRESIÓN DE CONVERSACIÓN** llevado a cabo en el **Centro Interamericano de Recursos del Agua, CIRA** del 8 de febrero al 7 de abril del año en curso, con una duración total de 30 horas.

México, Toluca, abril del 2016.

**"PATRIA, CIENCIA Y TRABAJO"**

"2016, Año del 60 aniversario de la Universidad Autónoma del Estado de México"



FACULTAD DE LENGUAS

M. en H.E.L. Víctor Alonso Galeana Estrada  
DIRECTOR



Denton, Texas, February 1, 2016

1155 Union Circle #311067  
Denton, TX 76204-5017  
940 565 2197 ext 2773  
940 565 4145 Fax  
[Manuel.Goel@unt.edu](mailto:Manuel.Goel@unt.edu)

To: United States Embassy,  
Mexico City

Re: Research Invitation to the University of North Texas.

To Whom It May Concern:

I am pleased extend a formal invitation to Hilda Alejandra Sánchez-Sánchez, graduate student from the Water Resources Inter-American Center (CIRA) at the Autonomous University of the State of Mexico (UAEM) to visit the University of North Texas (UNT) in Denton Texas, USA from April 16 - 23, 2016. UNT's Department of Public Administration is pleased to have the opportunity to host her as part of the collaborative work being undertaken among the University of North Texas, (UNT) the Universidad Nacional de la Plata, Argentina, (UNLP) and UAEM.

Ms. Sánchez-Sánchez is a member of the academic team selected to be funded as per the *Partners of the Americas Review Committee* and I understand that Dr. Abraham Benavides, Professor and Department Chair of the College of Public Administration UNT will host your visit in his department. Your research will focus on the following topic: *"Bridging the Americas: Promoting global solutions of local landfill problems through student service and learning"*.

The University of North Texas is pleased to have this opportunity to host you in Denton and to introduce you to our campus. We await your stay and warmly welcome you as part of our university community. Please direct any inquiries regarding your visit to me by phone (940 565 2773) or email: [Manuel.Goel@UNT.EDU](mailto:Manuel.Goel@UNT.EDU)

Regards



Manuel Goel  
Director  
Global Engagement for Future Enrollment, Institutional Awareness,  
Education & Research Collaboration  
UNT International  
University of North Texas



Otorga la presente

# CONSTANCIA

a **Hilda Alejandra Sánchez Sánchez**

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.



FACULTAD DE INGENIERIA  
CENTRO INTERAMERICANO  
DE RECURSOS DEL AGUA

Dr. Dajury García Pulido  
Coordinador del CIRA

Dr. Abraham D. Benavides  
Responsable UNT

Dra. Verónica Martínez Miranda  
Responsable UAEMéx

Denton, Texas, May 16, 2016

1155 Union Circle #311067  
Denton, TX 76204-5017  
940 565 2197 ext 2773  
940 565 4145 Fax  
[Manuel.Goel@unt.edu](mailto:Manuel.Goel@unt.edu)

To Whom It May Concern:

I am pleased extend a formal letter to **Hilda Alejandra Sanchez-Sanchez**, undergraduate student from the Water Resources Inter- American Center (CIRA) at the Autonomous University of the State of Mexico (UAEM) "*documenting her visit to the University of North Texas, USA from April 17 - 22, 2016.*" UNT's Department of Public Administration had the opportunity to host her as part of the collaborative work being undertaken among the University of North Texas, (UNT) the Universidad Nacional de la Plata, Argentina, (UNLP) and UAEM.

Mr. Sanchez-Sanchez is a member of the academic team selected to be funded as per the *Partners of the Americas Review Committee* and was hosted by Dr. Abraham Benavides, Professor and Department Chair of the College of Public Administration.

The University of North Texas was pleased to have this opportunity to host her in Denton and to introduce her to our campus.

Please direct any inquiries regarding your visit to me by phone (940 565 2773) or email: [Manuel.Goel@UNT.EDU](mailto:Manuel.Goel@UNT.EDU)

Regards



Manuel Goel  
Director  
Global Engagement for Future Enrollment, Institutional Awareness,  
Education & Research Collaboration  
UNT International  
University of North Texas

1155 Union Circle 311067 | Denton, Texas 76203-5017 | TEL 940.565.2773 | FAX 940.565.4882 | TTY  
940.369.8652 | [www.unt.edu](http://www.unt.edu)

---

Otorga el presente

## *Reconocimiento*

a

**H. A. Sánchez Sánchez, R. M. G. Fonseca Montes de Oca, I. Linares Hernández,  
V. Martínez Miranda, M. Tejocote Pérez**

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:

**Remoción de contaminantes de un efluente textil mediante un sistema  
acoplado de electrooxidación – Salix babylonica**



**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





# IMCCRE2016

Querétaro, México, June 5-9, 2016

## ***The Organizing Committee of the***

### **IMCCRE-2016**


International-Mexican Congress on  
Chemical Reaction Engineering

**Certifies that**

**H. A. SÁNCHEZ-SÁNCHEZ,  
R. M. G. FONSECA-MONTES DE OCA,  
M. TEJOCOTE-PÉREZ, I. LINARES-HERNÁNDEZ,  
V. MARTÍNEZ-MIRANDA**

**Contributed with the poster paper**

**Treatment of a Textile Effluent by a Coupled Electro  
Oxidation System *Salix Babylonica***

  
**DR. JORGE ANCHEYTA**  
CHAIRMAN



SEP

SECRETARÍA DE  
EDUCACIÓN PÚBLICA



TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO

Instituto Tecnológico del Valle de Oaxaca y  
La Academia Nacional de Ciencias Ambientales

## Otorgan el presente RECONOCIMIENTO

A: Hilda Alejandra Sánchez Sánchez, Moisés Tejocote Pérez, Reyna María Guadalupe Fonseca Montes de Oca, Ivonne Linares Hernández, Verónica Martínez Miranda, Xóchitl Aguilar Miguel

Por haber presentado la ponencia: DEGRADACIÓN DE UN EFLUENTE TEXTIL MEDIANTE UN SISTEMA ACOPLADO ELECTROOXIDACIÓN-Salix babylonica.

XV Congreso  
Internacional

Academia Nacional de Ciencias Ambientales

XXI Congreso  
Nacional de Ciencias  
Ambientales

"La cultura de los pueblos, base para la conservación del ambiente"

Realizado del 15 al 17 de junio del año en curso, con sede en el  
Instituto Tecnológico del Valle de Oaxaca.

M. C. Oscar Antonio Silva Sánchez

Director

Instituto Tecnológico del Valle de Oaxaca

M. C. Miguel Ángel Valera Pérez

Presidente

Academia Nacional de Ciencias Ambientales

Dra. Gisela Y. Campos Ángeles

Secretaría

Academia Nacional de Ciencias Ambientales

Oaxaca, Oax., México, Junio 2016.