



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
DEL ESTADO DE MÉXICO**



***"MEJORAMIENTO DE LA CALIDAD DEL AGUA SINTÉTICA CONTAMINADA
CON OXITETRACICLINA MEDIANTE UN SISTEMA EN CONTINUO:***

ELECTROCOAGULACIÓN-FITORREMEDIACIÓN"

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS AMBIENTALES**

PRESENTA:

JOSÉ ADRIÁN SILIS CANO

TUTORES:

TUTOR ACADÉMICO: DRA. PATRICIA BALDERAS HERNÁNDEZ

TUTOR ADJUNTO: DR. MOISÉS TEJOCOTE PÉREZ

TUTOR ADJUNTO: DRA. ARACELI AMAYA CHÁVEZ

TOLUCA, ESTADO DE MÉXICO

AGOSTO, 2017

A mis padres y tutores.

Al CONACYT por su apoyo en la manutención 502927

ÍNDICE GENERAL

INTRODUCCIÓN	7
1 ANTECEDENTES	9
1.1 ESTADO ACTUAL DE LA PESCA	9
1.2 PRODUCCIÓN ACUÍCOLA A NIVEL MUNDIAL.....	11
1.3 PRODUCCIÓN ACUÍCOLA EN MÉXICO	15
1.4 GEOGRAFÍA DEL ESTADO DE MÉXICO.....	17
1.5 ACUICULTURA EN EL ESTADO DE MÉXICO	21
1.6 TRUCHA ARCOÍRIS.....	21
1.7 PATÓGENOS CAUSALES DE ENFERMEDADES EN LOS ORGANISMOS ACUÁTICOS.....	24
1.8 FURUNCULOSIS: SINTOMATOLOGÍA Y TRATAMIENTO.	26
1.9 USO DE ANTIBIÓTICOS COMO MEDIDA CORRECTIVA Y SUS POTENCIALES EFECTOS DE CONTAMINACIÓN EN EL AGUA	28
1.9.1 <i>Residuos producto de la cría de trucha arcoíris</i>	32
1.10 APROVECHAMIENTO Y EFECTO DE DILUCIÓN DEL ANTIBIÓTICO	33
1.11 IMPORTANCIA DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	35
1.12 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.....	39
1.12.1 <i>Tratamiento preliminar</i>	40
1.12.2 <i>Tratamiento primario</i>	41
1.12.3 <i>Tratamiento secundario</i>	41
1.12.4 <i>Tratamiento avanzado o terciario</i>	42
1.13 ELECTROCOAGULACIÓN	42
1.14 FITORREMIEDIACIÓN.....	47
1.14.1 <i>Contaminantes orgánicos</i>	49
1.14.2 <i>Contaminantes inorgánicos</i>	49
1.14.3 <i>Salix babylonica</i>	51
1.15 TRATAMIENTOS ACOPLADOS (ELECTROQUÍMICOS-BIOLÓGICOS)	53
2 JUSTIFICACIÓN	56
3 HIPÓTESIS	58
4 OBJETIVOS	59
4.1 GENERAL	59
4.2 PARTICULARES	59
5 MÉTODO	60
5.1 OBTENCIÓN DE ESQUEJES DE <i>SALIX BABYLONICA</i>	60
5.2 ADECUACIÓN Y PROPAGACIÓN DE PLÁNTULAS DE <i>SALIX BABYLONICA</i>	60
5.3 OBTENCIÓN Y PREPARACIÓN DE AGUA PARA TRATAMIENTO.	61
5.4 DISEÑO DEL REACTOR ELECTROQUÍMICO	61
5.5 SISTEMA DE FITORREMIEDIACIÓN DE <i>SALIX BABYLONICA</i>	62
5.6 SISTEMA ACOPLADO REACTOR ELECTROQUÍMICO-FITORREMIEDIACIÓN.....	63
5.7 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA ANTES Y DESPUÉS DEL TRATAMIENTO	64
5.7.1 <i>pH</i>	65
5.7.2 <i>Turbidez</i>	65

5.7.3	<i>Color</i>	65
5.7.4	<i>Demanda Química de Oxígeno (DQO)</i>	65
5.7.5	<i>Conductividad</i>	66
5.7.6	<i>Espectroscopia UV-Visible</i>	66
5.8	CARACTERIZACIÓN BIOLÓGICA DE SALIX BABYLONICA.....	66
5.8.1	<i>Biomasa vegetal</i>	66
5.8.2	<i>Concentración de clorofila a, b, total y carotenos</i>	66
6	RESULTADOS	67
6.1	CARTA DE ENVÍO DEL ARTÍCULO.....	67
6.2	MANUSCRITO ENVIADO.....	68
7	DISCUSIÓN GENERAL	95
8	CONCLUSIONES	99
9	BIBLIOGRAFÍA	101

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estimación poblacional para el año 2050 (FAO, 2012).	9
Figura 2. Producción acuícola por agrupaciones regionales (FAO, 2012).	12
Figura 3. Tendencias en el cultivo mundial de especies marinas (FAO, 2012).	13
Figura 4. a) Peces de escamas cultivables (<i>Salmo salar</i>), b) moluscos cultivables (<i>Ostrea chilensis</i>), c) crustáceos cultivables (<i>Penaeus stylirostris</i>) (Anon, 2013; Helgesson, 2015; SUBPESCA, 2015).	14
Figura 5. a) <i>Cyprinus carpio</i> b) <i>Micropterus salmoides</i> c) <i>Oncorhynchus mykiss</i> (Nanfa, 2012; Lehmskallio, 2013; Rohleder, 2015).	16
Figura 6. Ubicación geográfica del Estado de México (Urbano, 2009).	18
Figura 7. Ubicación general de la cuenca alta del río Lerma (Chapingo, 2010).	19
Figura 8. Huevos de <i>Oncorhynchus mykiss</i> (Acuinuga, 2009).	21
Figura 9. Trucha Arcoíris (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) (Acuinuga, 2009).	22
Figura 10. Tejido en presencia de a) <i>Renibacterium salmoninarum</i> b) <i>Edwardsiella ictaluri</i> (Storie, 2012).	25
Figura 11. <i>Aeromonas salmonicida</i> (Bacmap, 2013).	27
Figura 12. <i>Oncorhynchus mykiss</i> infectado por <i>Aeromonas salmonicida</i> (Toranzo et al., 2009)	28
Figura 13 Molécula de Oxitetraciclina (Anon., 2012)	29
Figura 14. Sistema de electrocoagulación con electrodos de aluminio (Arango-Ruiz, 2011).	46
Figura 15. <i>Salix Babylonica</i> (Seiler, 2015).	53
Figura 16. Propagación y adecuación de plántulas de <i>Salix babylonica</i> (elaboración propia).	61
Figura 17. Reactor electroquímico continuo (elaboración propia).	62
Figura 18. Sistema de fitorremediación horizontal con cámaras de inundación (elaboración propia).	63
Figura 19. Sistema acoplado reactor electroquímico-fitorremediación con cámaras de inundación (elaboración propia).	64

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Producción y utilización de la pesca y acuicultura en el mundo (FAO, 2012).....	11
Tabla 2. Principales países de producción acuícola en América Latina (Ramirez, 2011).	15
Tabla 3. Cuadro clínico y dosis recomendada en acuicultura (Reinoso-Tapia, 2008).....	30
Tabla 4. Principales microorganismos patógenos en agua (Reinoso-Tapia, 2008).....	38
Tabla 5. Ejemplos de contaminante orgánico y planta de elección para remediación (Quesada-Peñate, 2009).....	51
Tabla 6. Presencia de medicamentos en cuerpos de agua (Quesada-Peñate, 2009)	54

Introducción

A nivel mundial los problemas de contaminación ambiental son cada vez más frecuentes y difíciles de controlar. En promedio los países desarrollados tratan el 70 % de sus aguas residuales, mientras los países de ingreso medio alto tratan el 38 % y los de ingreso medio bajo el 28 % (Allaoui et al., 2015), contaminando así los mantos de agua disponible para satisfacer las demandas de agua potable, de riego y para la industria, este es el caso de la República Mexicana.

Las plantas de tratamiento existentes no fueron diseñadas para cierto tipo de contaminantes (disruptores endócrinos, agentes tenso activos, algunos químicos componentes de productos de cuidado personal, productos farmacéuticos, etc) (Bolong et al., 2009) no obstante, la oxidación electroquímica es usualmente un tratamiento efectivo pero caro debido a la cantidad de energía utilizada, su combinación con tratamientos biológicos ha sido ampliamente reportada como una manera de disminuir notablemente los costos de operación (Oller et al., 2011), es por esto que el proponer y aplicar tecnologías biológicas acopladas a tratamientos electroquímicos de bajo costo puede dar solución al creciente problema de contaminación producto de la descarga a mantos acuíferos de agua saturada con activos farmacéuticos, que, productores acuícolas en el Estado de México (principal productor de trucha arcoíris en México) utilizan para tratar la enfermedad de la furunculosis. El antibiótico más empleado para tratar dicha enfermedad es la Oxitetraciclina (OTC), a pesar de sus bondades como agente antimicrobiano, su presencia en el ambiente además de inducir el desarrollo de resistencia bacteriana, afecta el crecimiento, la reproducción y la movilidad de diferentes organismos (Peñate et al., 2009).

Dado el creciente problema de contaminación del Valle de México, en este trabajo se busca aprovechar las ventajas que vegetales como *Salix babylonica* presenta en cuanto a su fácil propagación y cultivo así como su alta acumulación de biomasa, crecimiento rápido, sistema radicular profundo y su alta tasa de transpiración (Aronsson et al., 2010). En conjunto con su capacidad previamente estudiada (Justin et al., 2010) para la remoción de contaminantes en aguas residuales, acoplados a tratamientos electroquímicos exitosos para el tratamiento de efluentes industriales (Tejocote-Pérez et al., 2010), confiando obtener una técnica adecuada para controlar este problema de contaminación que día a día afecta la región.

1 Antecedentes

1.1 Estado actual de la pesca

En el mundo más de 800 millones de personas padecen malnutrición crónica y se estima que existirá un aumento que llevará la población a 9,600 millones de habitantes, la figura 1 muestra la tendencia del crecimiento poblacional estimada para el 2050, en ella se observa que se deben incrementar las estrategias para enfrentar el abasto de alimentos haciendo un buen uso de los recursos naturales de manera sustentable (FAO, 2012). De igual forma, se observa que los países en desarrollo son los que más necesitan estrategias de producción y conservación ya que son los que incrementarán más sus demandas y densidades poblacionales, siendo México un ejemplo de ellos.

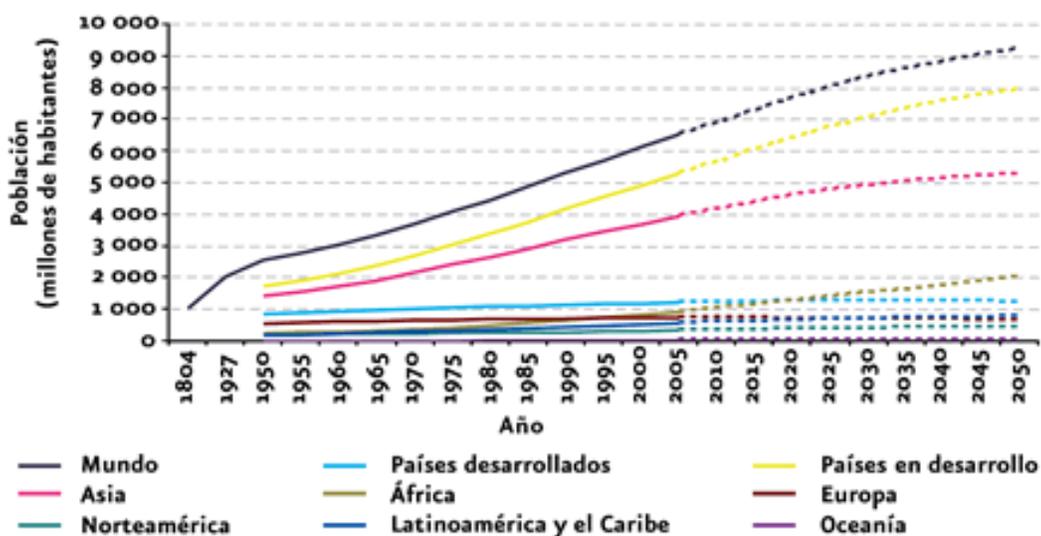


Figura 1. Estimación poblacional para el año 2050 (FAO, 2012).

Dentro de las estrategias de abasto que se emplean para satisfacer las demandas alimenticias para una población en continuo crecimiento, se encuentra la acuicultura que consiste en la producción de plantas o animales acuáticos en sistemas controlados donde su crecimiento es manejado o mejorado por el hombre. Los principales organismos

cultivados son peces, moluscos y crustáceos, (Casas & Dettmer, 2007) aptos para consumo humano.

Debido al deterioro de las pesquerías a nivel mundial y el excesivo esfuerzo concentrado en solo algunas especies, la acuicultura se ha ido convirtiendo paulatinamente en una excelente alternativa de producción en las últimas décadas, considerándose al mismo tiempo como un sector prioritario y estratégico para el suministro de alimentos (Casas & Dettmer, 2007).

El abasto de insumos a la agroindustria, la generación de recursos, empleos e ingresos, presenta en la acuicultura una oportunidad para mejorar el estilo de vida de un gran número de habitantes a nivel mundial, especialmente en países en vías de desarrollo. El sector pesquero y de acuicultura da empleo a decenas de millones de personas y es la base de los medios de vida de cientos de millones más. Cabe destacar que el pescado sigue siendo uno de los productos más comercializados en todo el mundo.

El desarrollo de la acuicultura ha tenido un crecimiento acelerado hasta convertirse en una actividad con una derrama económica de billones de dólares a nivel mundial (Luers et al., 2006). Incluso la producción acuícola ha llegado a ser el principal producto de exportación de muchos países subdesarrollados. Como se muestra en la tabla 1, la acuicultura presenta un gran aporte en la producción pesquera a nivel mundial, aproximadamente 40% hasta 2014 con signos evidentes de que la tendencia continúa en aumento.

Tabla 1. Producción y utilización de la pesca y acuicultura en el mundo (FAO, 2016).

PRODUCCIÓN Y UTILIZACIÓN DE LA PESCA Y LA ACUICULTURA EN EL MUNDO						
	2009	2010	2011	2012	2013	2014
<i>(Millones de toneladas)</i>						
PRODUCCIÓN						
Pesca de captura						
Continental	10,5	11,3	11,1	11,6	11,7	11,9
Marina	79,7	77,9	82,6	79,7	81,0	81,5
Total de capturas	90,2	89,1	93,7	91,3	92,7	93,4
Acuicultura						
Continental	34,3	36,9	38,6	42,0	44,8	47,1
Marina	21,4	22,1	23,2	24,4	25,5	26,7
Total acuicultura	55,7	59,0	61,8	66,5	70,3	73,8
TOTAL	145,9	148,1	155,5	157,8	162,9	167,2
UTILIZACIÓN¹						
Consumo humano	123,8	128,1	130,8	136,9	141,5	146,3
Usos no alimentarios	22,0	20,0	24,7	20,9	21,4	20,9
Población (<i>miles de millones</i>)	6,8	6,9	7,0	7,1	7,2	7,3
Suministro de pescado <i>per capita</i> (kg)	18,1	18,5	18,6	19,3	19,7	20,1

Nota: No se contabilizan las plantas acuáticas. Es posible que los totales no sean exactos debido al redondeo.
¹ Los datos de esta sección para 2014 son estimaciones provisionales.

1.2 Producción acuícola a nivel mundial

La producción acuícola mundial de peces comestibles aumentó a una tasa media anual del 6.2 % en el período de 2000 a 2012. La producción acuícola mundial de peces comestibles se duplicó con creces, de 32.4 millones de toneladas en 2000 a 66.6 millones de toneladas en 2012 (FAO, 2012). En la figura 2 se muestran las principales agrupaciones regionales y el porcentaje que aportan a la producción acuícola mundial, cabe destacar que China aporta casi el 70 % de dicha producción.

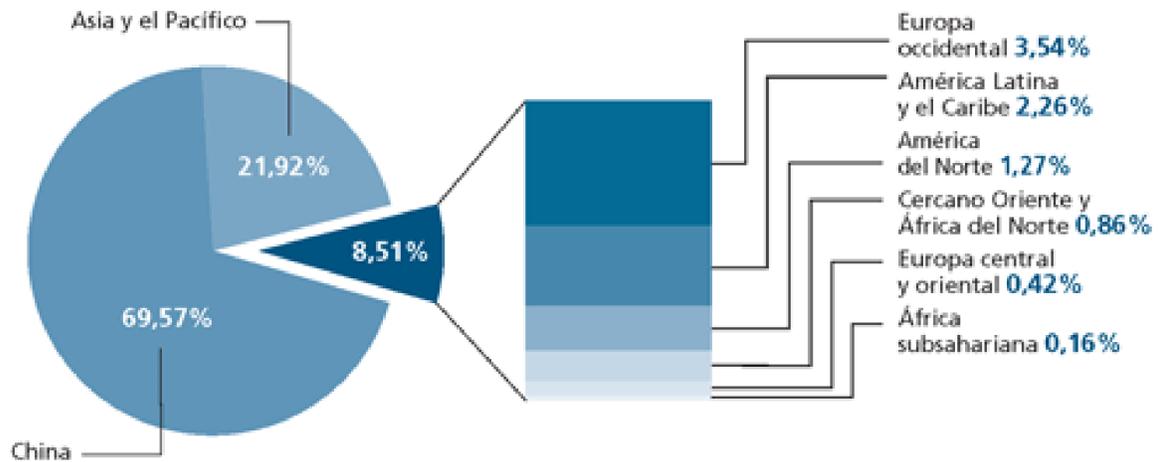


Figura 2. Producción acuícola por agrupaciones regionales (FAO, 2012).

De los años 1970 al 2000 como se muestra en la figura 3, la producción de peces incrementó por lo menos en un 400 %. Por ende el número de especies registradas para el 2004 en las estadísticas de la FAO ascendió a un total de 567, incluidas 354 especies de peces de escama como por ejemplo *Salmo salar* (figura 4a), 102 moluscos por ejemplo *Ostrea chilensis* (figura 4b), 59 crustáceos como *Penaeus stylirostris*, (figura 4c), 6 anfibios y reptiles, 9 invertebrados acuáticos y 37 algas marinas y de agua dulce. Se calcula que hoy en día se crían más de 900 especies acuáticas en todo el mundo en diversos sistemas e instalaciones de cultivo de diferentes grados y complejidad tecnológica, con agua dulce, salobre y marina (FAO, 2012).

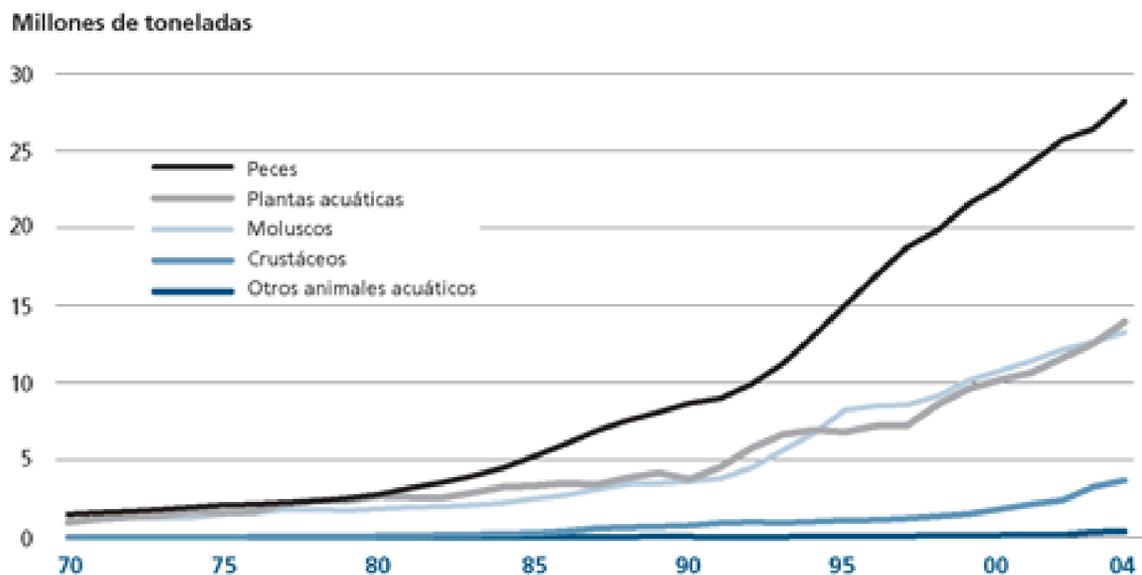


Figura 3. Tendencias en el cultivo mundial de especies marinas (FAO, 2012).

En 2012, la producción mundial de especies procedentes de la acuicultura fue de 20.5 millones de toneladas, de las que 7.1 millones correspondieron a carpas y 13.4 millones a bivalvos y otras especies (FAO, 2012). La acuicultura es una de las actividades con mayor potencial y desarrollo en los últimos años en México, la cual representa beneficios sociales y económicos que se traducen en una fuente de alimentación para la población con un elevado valor nutricional y costos accesibles (Campos et al., 2012).

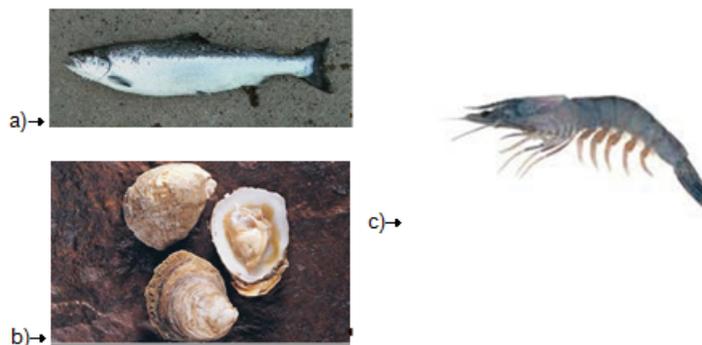


Figura 4. a) Peces de escamas cultivables (*Salmo salar*), b) moluscos cultivables (*Ostrea chilensis*), c) crustáceos cultivables (*Penaeus stylirostris*) (Anon, 2013; Helgesson, 2015; SUBPESCA, 2015).

Además de que aporta la tercera parte de la producción pesquera mundial, dicha actividad es la de mayor y de más rápido crecimiento en alimentos de origen animal (Casas & Dettmer, 2007).

México se encuentra entre los primeros países en producción acuícola de América, por ejemplo en 2005 se obtuvieron más de \$3,309 millones de pesos por acuicultura, en ese año se produjeron 45,853 toneladas de camarón blanco, 91,434 toneladas de peces de agua dulce (mojarra, bagre, carpa, trucha, lobina y charal) y 48,878 toneladas de ostión (Avilés-Quevedo & Vázquez-Hurtado, 2006). Esto equivale a 0.2 % del PIB nacional, pero representa cerca de 1 % del si se toman en cuenta la industrialización y comercialización de los productos y las más de 200,000 personas en el sector. México se identifica como un país con gran potencial de desarrollo acuícola debido al clima, recursos naturales y especies nativas con potencial de cultivo únicamente superado por los países de Chile y Brasil en América Latina (Tabla 2).

Tabla 2. Principales países de producción acuícola en América Latina (Ramirez, 2011).

N°	País	2008	2009	2010	%2009	%2010
		Toneladas	Toneladas	Toneladas	Producción América Latina	Producción América Latina
1	Chile	870,845	758,013	752,594	38.4	36.3
2	Brasil	290,186	415,636	448,887	21.0	21.7
3	México	283,625	285,019	270,717	14.1	13.1
4	Ecuador	172,120	218,361	235,830	11.1	11.4
5	Perú	43,103	44,317	89,021	3.9	4.3
6	Colombia	66,400	77,941	84,176	2.2	4.1
7	Cuba	34,514	36,206	39,102	1.8	1.9
8	Honduras	47,080	28,858	31,167	1.5	1.5
9	Otros	67,843	111,338	120,245	5.6	5.8
Total		1,875,716	1,975,689	2,071,739	100	100

1.3 Producción acuícola en México

La acuicultura de agua dulce se inició en China hace casi 2,400 años, en México se tienen los primeros datos de su práctica desde la época prehispánica, cuando el emperador Moctezuma, tenía peces en estanques para comerlos frescos (Gallego Alarcón et al., 2009). El primer documento escrito en México sobre acuicultura, pertenece a Esteban Cházari ("Piscicultura de agua dulce") a finales del siglo XIX.

México, por su ubicación geográfica posee un extenso mar territorial tanto del lado del océano Pacífico como del Atlántico. Sus variados climas y diversidad geológica, tiene

ambientes dulceacuícolas, salobres y marinos con potencial natural para el cultivo de diversas especies de peces, moluscos y crustáceos (Campos et al., 2012).

A partir de 1930, la acuicultura fue dirigida al repoblamiento de embalses y cuerpos de agua, utilizando principalmente carpa (*Cyprinus carpio*) figura 5a, lobina (*Micropterus salmoides*) figura 5b, y trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) figura 5c. En esta época la actividad fue llamada piscicultura agrícola y su desarrollo estuvo ligado a la construcción de obras hidráulicas promovidas por la Comisión Nacional de Irrigación (Ibáñez & Calderón, 2005).



Figura 5. a) *Cyprinus carpio* b) *Micropterus salmoides* c) *Oncorhynchus mykiss* (Nanfa, 2012; Lehmuskallio, 2013; Rohleder, 2015).

A mediados del siglo XX se empieza a promover la acuicultura a través del Gobierno Federal, primero a través del Banco de Crédito Ejidal, más adelante por la Dirección General de Pesca e Industrias Conexas de la Secretaría de Industria y Comercio, a fines de la década de los años 60, se promueve a través del Instituto Nacional de Pesca y de la Dirección de Acuicultura de la SARH, en 1972 se crea el Fideicomiso para el Desarrollo de la Fauna Acuática (FIDEFA), primer intento importante de promoción de la acuicultura a nivel nacional (Gallego Alarcón et al., 2009). Además, se empiezan a producir grandes

cantidades de crías para siembra en embalses y a promover la acuicultura comercial, aún incipiente.

Durante el sexenio del presidente López Portillo se crea el Departamento de Pesca que absorbe todos los centros de producción piscícola que estaban diseminados en diferentes dependencias de gobierno (CFE, SARH, SAG, BANRURAL, INP, FIDEFA), en 1979 se transforma en la Secretaría de Pesca, en donde se realizan proyectos muy importantes que servirían como detonadores de la actividad comercial a gran escala, en los que se invirtió mucho dinero para su construcción, en particular la Granja de Matzinga, Veracruz, primera en su tipo, con estanques de corriente rápida, con un gasto de agua de 750 ls^{-1} y una capacidad inicial de producción de 75 toneladas de trucha arcoíris, en cuyo estudio aún no se consideraba que esa producción era contaminante para el río en el que se descargaban las aguas de salida, pues se trataba de un gasto de agua muy grande, que además desembocaba en un río caudaloso todo el año. Siguiendo ese ejemplo, se construyeron más granjas en zonas con aguas frías, como es el caso de Amanalco de Becerra, que a partir del inicio de los años 80 comenzó a considerarse un sitio ideal para la construcción de granjas de trucha con fines comerciales (Gallego Alarcón et al., 2009).

Desde hace más de un siglo el Salmónido más cultivado en nuestro país es la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*), especie que fue introducida en el año de 1883, procedente del sur de los EUA sembrados en lagunas del Estado de México (Arredondo-Figueroa, 1983), esto debido a que la geografía del Estado, así como su clima son perfectos para el desarrollo de esta especie.

1.4 Geografía del Estado de México

El Estado de México se localiza en la zona central de la República Mexicana, $18^{\circ} 21'$ y $20^{\circ} 17'$ de latitud norte y $98^{\circ} 36'$ y $100^{\circ} 36'$ de longitud oeste, a una altura de 2,683 msnm, en

su planicie más alta que es el valle de Toluca. Colinda al norte con los estados de Querétaro e Hidalgo, al sur con Guerrero y Morelos, al este con Puebla y Tlaxcala y al oeste con Guerrero y Michoacán, así como con el Distrito Federal, al que rodea al norte, este y oeste como se puede observar en la figura 6. El Estado tiene una extensión de 22,351 km², por ello ocupa el lugar 25 a nivel nacional lo cual representa 1.1 % de la superficie del país. Tiene un total de 125 municipios, cuenta con una población de 15'175,862 habitantes que representa el 13.5 % del total de país, el estado aporta en actividades económicas de los sectores de agricultura, ganadería, aprovechamiento forestal, pesca y caza 1.6 % del PIB estatal En cuanto al uso del suelo aproximadamente 38.1 % es de uso agrícola, 34.9 % forestal, 16.7 % pecuario y 10.3 % industrial y urbano; en materia de tenencia de la tierra, el 40.3 % es ejidal (INEGI, 2011).

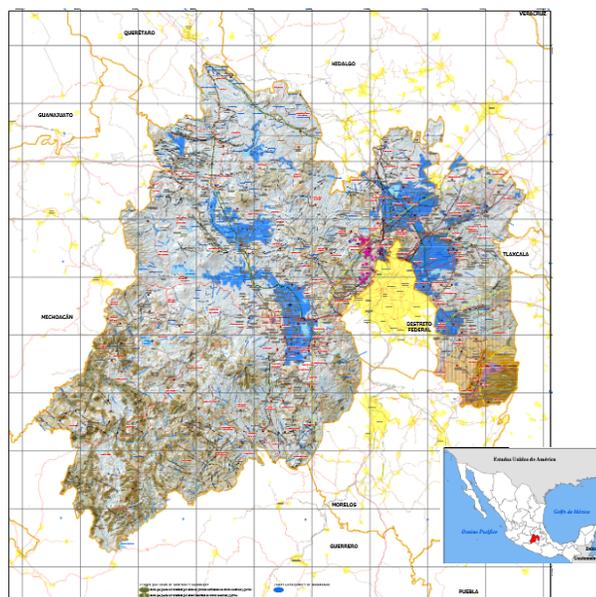


Figura 6. Ubicación geográfica del Estado de México (Urbano, 2009).

Hidrológicamente el estado está comprendido en tres grandes cuencas: Lerma, ocupa el 23.9 % de la superficie estatal; el Balsas 42 % y el Pánuco 35.4 %.

El Río Lerma tiene una extensión aproximada de 125 kilómetros, nace en el municipio de Almoloya del Río y pasa por San Antonio la Isla, Tianguistenco, Texcalyacac, Atizapán de Santa Cruz, Capulhuac, San Mateo Atenco, Metepec, Lerma, Toluca, Oztolotepec, Temoaya, Almoloya de Juárez, Ixtlahuaca, Jocotitlán, Atlacomulco y Temascalcingo. Por el margen derecho recibe las aguas de los ríos Tianguistenco, la Ciénega de Texcaltenango, el Ocoyoacac, el Amealco, el Atarasquillo, el San Pedro, el Caparrosa, el Temoaya, el Solano, los manantiales de Jocotitlán y el Sila; y por el izquierdo, el Verdiguél, el Calixtlahuaca, el Almoloya de Juárez, el Santa María del Monte y el Mineral del Oro. Toda la región sur del estado forma parte de la cuenca del río Balsas, el Ocuilán o Chalma (con sus afluentes Malinalco, Zumpahuacán, Zempoala y Zarcas) se une a Amacuzac ya en el estado de Morelos; el río Tenango pasa subterráneamente por las grutas de Cacahuamilpa y llega al Estado de Guerrero, en la figura 7 se muestra la ubicación a lo largo del Estado de México de la cuenca alta del río Lerma.

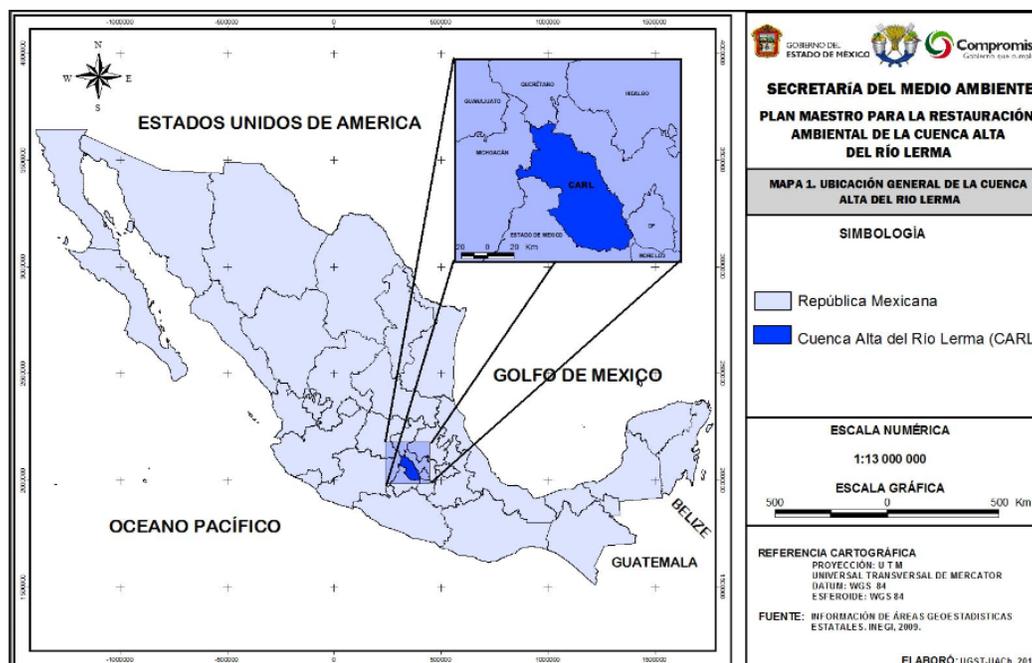


Figura 7. Ubicación general de la cuenca alta del río Lerma (Chapingo, 2010).

Desde el punto de vista climatológico, en el estado se han identificado que los climas templados que ocupan la mayor parte de la superficie del estado, con una temperatura media anual que oscila entre 12 °C y 18 °C y una precipitación mayor a los 700 milímetros, ocupando el 68 % de la superficie estatal. El clima semicálido se localiza en el suroeste de la entidad, tiene una temperatura media anual que oscila entre los 18 °C y 22 °C y una precipitación media anual de 800 a 1,500 milímetros ocupando el ocho por ciento del territorio.

El clima cálido se localiza en la parte sur del estado con una temperatura media anual mayor a los 22 °C y una precipitación superior a los 1,000 mm; ocupa el 5 % de la superficie estatal. El clima seco se localiza en los límites con los estados de Tlaxcala e Hidalgo y registra una temperatura media anual inferior a los 18 °C y una precipitación total entre 500 y 700 mm, ocupa 5 % de la superficie estatal. El clima frío se localiza en las cumbres altas del Nevado de Toluca, Popocatepetl e Iztaccíhuatl, principalmente; se caracteriza por tener un régimen térmico medio que oscila entre los 6.5 °C y por debajo de los 0 °C; la precipitación pluvial total fluctúa entre los 1,000 y 1,400 mm; ocupa el 1 % de la superficie total del estado.

El cultivo de la trucha en el Estado de México, tiene antecedentes que se remontan al inicio de actividades del Centro Acuícola de "El Zarco", con una ubicación geográfica entre los límites políticos del D. F. y el Estado de México (Gallego Alarcón et al., 2009). En este centro se apoyaron las primeras acciones de promoción del cultivo intensivo, producción de huevo y crías (figura 8) para donación, así como centro de capacitación y demostración del cultivo intensivo de esta especie. Actualmente el Estado de México es la entidad que produce más trucha en el país, aportando 54.5 % de la producción total, según registros de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA).

1.5 Acuicultura en el Estado de México

En el Estado de México se encuentran registradas más de 400 unidades productivas las cuales están repartidas mayormente en las cuencas del Balsas (60.15 %), Alto Lerma (21.61 %) y Pánuco (15.68 %). Dentro de estas unidades existen: 1,129 estanques para engorda, 256 estanques para cría y 114 estanques para reproducción. De los cuales, 1037 (66.05 %) son de concreto, 383 son rústicas (24.4 %), 142 son con repellado (9.04 %) y solo 8 granjas (0.51 %) cuentan con estanques circulares de fibra de vidrio (Hoyos-Martínez, 2011).



Figura 8. Huevos de *Oncorhynchus mykiss* (Acuinuga, 2009).

1.6 Trucha Arcoíris

La trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) se distribuye originalmente en la vertiente Pacífica de América del Norte desde Alaska hasta California. En nuestro país se distribuye naturalmente en los estados de Durango, Chihuahua, Baja California, Sinaloa y Sonora; principalmente en corrientes de aguas frías y cristalinas de zonas montañosas, valles y algunas depresiones con una altitud mayor a los 1500 msnm. Sin embargo, en la actualidad por su importancia económica ha sido introducida en todos los continentes, excepto la Antártica.

Este salmónido de agua dulce, color gris que como se muestra en la figura 9 presenta puntos negros y una línea lateral que puede ser verde, roja o azul en medio de su cuerpo, el cual está cubierto de escamas delgadas iridiscentes que con el agua y el sol dan origen a su nombre: "arcoíris" (Gallego Alarcón et al., 2009).



Figura 9. Trucha Arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) (Acuinuga, 2009).

Esta coloración puede variar según el sexo, grado de madurez, ambiente. Según la Carta Nacional Pesquera, en México, las variedades manejadas en nuestro país son *Oncorhynchus mykiss* var. *Shasta* y *Oncorhynchus mykiss* var. *Kamloops*.

La trucha arcoíris es eminentemente carnívora entomófaga, con tendencias ictiófagas. Ingiere una gran variedad de insectos acuáticos y sus larvas; así como, insectos terrestres, almejas, gusanos, caracoles, lombrices, peces pequeños, entre otros. Las crías son zooplanctófagas, alimentándose de cladóceros, pulga de agua y copépodos. Cuando la trucha es criada en granjas, se les proporciona un alimento denominado "pellet", el alimento proporcionado está compuesto por 12 % de proteína, 10 % de grasa, 50 % de carbohidratos y el contenido de fósforo y nitrógeno alcanzan los 16.06 mg P y 29.5 mg N por gramo de alimento en base seca (García-Ruiz & Hall, 1996). Respecto a las excretas, se ha establecido que del alimento consumido, los peces excretan como residuos fecales: 13 % de la proteína, 8 % de grasa, 40 % de carbohidratos (no digerible), 17 % en otras formas de materia orgánica, además de materia seca y cenizas. En las excretas el contenido de fósforo es de 8.25 mg g⁻¹ de heces en base seca (García-Ruiz & Hall, 1996);

mientras que 40 % del nitrógeno proteínico ingerido es excretado en forma disuelta como nitrógeno amoniacal total (NAT). Se ha reportado que del 80 al 90 % del nitrógeno soluble corresponde al NAT y el restante es urea.

El agua es el factor que condiciona los rendimientos de producción debido a las altas exigencias que presenta el cultivo de trucha, se estima que se requieren, aproximadamente $1414 \text{ m}^3\text{día}^{-1}$ para la producción de una tonelada de pez por año.

Las características fisicoquímicas del agua para cultivo de trucha más importantes son: temperatura, oxígeno, pH, sólidos y amoníaco. El adecuado control de estos parámetros genera buenos rendimientos en la producción. La trucha arcoíris en condiciones naturales puede vivir en aguas con temperaturas entre $0 \text{ }^\circ\text{C}$ y $23 \text{ }^\circ\text{C}$; sin embargo, para que las funciones fisiológicas se desarrollen de forma óptima la temperatura debe ser aproximadamente $12 \text{ }^\circ\text{C}$, las ovas y alevinos requieren una concentración de oxígeno disuelto entre 6 y 7 mgL^{-1} . En la etapa de crecimiento la concentración mínima de oxígeno es de 5.5 mgL^{-1} . La cantidad de oxígeno disuelto en el agua está determinada por diversos factores físicos, químicos y biológicos, dentro de los más importantes se encuentra la temperatura, puesto que es inversamente proporcional a la concentración de oxígeno disuelto en el agua. Los valores más apropiados de pH, para la producción de trucha, deben estar entre 6.5 a 9.0 unidades (Aquino, 2008). Valores por fuera de este intervalo causan estrés en los peces por tanto la tasa de crecimiento disminuye.

Para obtener productos de alta calidad para el consumo humano, es necesario contar con buenas prácticas de cultivo en conjunto con un monitoreo riguroso que permita tener una certificación de los productos cultivados en términos de Sanidad e Inocuidad Acuícola. Es importante resaltar que la actividad acuícola debe estar sujeta a una estricta relación con el ambiente, en donde la adopción de esta actividad, su incremento, fomento y promoción

en las diversas regiones del país evita generar un impacto negativo sobre los ecosistemas (Campos et al., 2012). Esto debido a que en muchas ocasiones se puede presentar el caso de la aparición de una enfermedad que pueda generar altas mortalidades. Esto es de suma importancia debido al número de granjas existentes por cuenca hidrológica (CONAPESCA, 2011).

1.7 Patógenos causales de enfermedades en los organismos acuáticos

Países como Taiwán (1987-1988), China (1993-1994), Indonesia (1994-1995), India (1994- 1996), Ecuador (1993-1996), Honduras (1994- 1997) y México (1994-1997) han sufrido colapsos significativos en la producción debido a distintas enfermedades, esto debido a que junto con el desarrollo de la industria acuícola, la presencia de enfermedades ha sido uno de los temas más relevantes a nivel mundial, debido a la pérdida económica producto de la mortalidad de las especies (Bravo, 2013). La existencia de patógenos causales de enfermedades en los organismos acuáticos cultivados, silvestres y de ornato, requiere disponer de métodos adecuados que permitan una identificación oportuna en el caso de que se presenten brotes o mortalidades en una granja. El estado de enfermedad se traduce en los peces por la aparición de anomalías del comportamiento, síntomas y/o de la integridad corporal y lesiones, lo que supone un descenso de los rendimientos y a menudo, la muerte de los sujetos afectados (Kinkelin et al., 1991). Estas manifestaciones mórbidas son debidas a causa de orden físico, químico o biológico, actuando solas o en asociación, que perturban las funciones fisiológicas del animal.

Los bioagresores, que representan las causas biológicas de enfermedad son los virus, bacterias y parásitos como protozoarios, crustáceos, nematodos, su fisiología está condicionada por factores físicos y químicos del ambiente, pero se requiere identificar con

precisión cual es este agente causal, para evitar problemas posteriores como resistencia que complique su tratamiento.

Generalmente los problemas sanitarios en peces causados por bacterias y hongos, están asociados al manejo inadecuado de los organismos, principalmente por la mala calidad del agua, así como a otros factores bióticos como son parásitos que causan lesiones externas en donde bacterias y hongos oportunistas arriban, complicando el cuadro de lesiones. Entre las enfermedades causadas por bacterias de alto riesgo está la Penibacteriosis (enfermedad del riñón, causada por la *Renibacterium salmoninarum* figura 10a) y la Septicemia entérica del bagre (producida por *Edwardsiella ictaluri* figura 10b), de las cuales, en los registros nacionales solamente existe un caso reportado en donde se sospecha de ésta última, otras enfermedades bacterianas son la Furunculosis, la Septicemia causada tanto por bacterias del género *Aeromonas* como *Pseudomonas*, y la Vibriosis, todas estas comunes en nuestro país.

La resistencia es el mecanismo mediante el cual una bacteria puede disminuir la acción de los agentes antimicrobianos de forma natural o adquirida; dentro de las causas más frecuentes está la utilización indiscriminada de estos agentes en pacientes humanos y producciones pecuarias (Calderón et al., 2012).

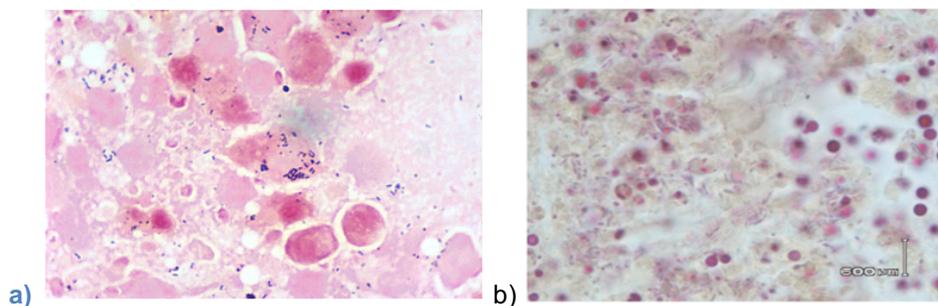


Figura 10. Tejido en presencia de a) *Renibacterium salmoninarum* b) *Edwardsiella ictaluri* (Storie, 2012).

Si se piensa tratar alguna enfermedad bacteriana con antibióticos, se debe tener en cuenta que las bacterias tienen gran capacidad para desarrollar este tipo de resistencia. De esta forma, la primera vez que se aplica el antibiótico puede obtenerse un buen resultado, sin embargo, si las dosis no son las adecuadas y el tiempo del tratamiento no se cumple es muy probable que si se utiliza nuevamente ya no tenga el mismo efecto, razón por la cual es indispensable controlar los remanentes químicos que puedan ser conferidos al agua en los tratamientos microbianos.

1.8 Furunculosis: sintomatología y tratamiento.

Las enfermedades en los peces no se deben a una causa única, sino que son producto de una estrecha interacción entre: ambiente, pez y agente patógeno como definió Roberts, (1981). Los microorganismos pueden actuar como patógenos primarios y/o ser invasores oportunistas o secundarios de un pez susceptible, causando un proceso patológico. El género *Aeromonas* produce cuantiosas pérdidas en peces al provocar principalmente enfermedades septicémicas y ulcerativas. La de mayor importancia es la Furunculosis, cuyo agente causal es *Aeromonas salmonicida* (figura 11) que afecta principalmente a peces del género *Salmo*.

Esta condición inicialmente detectada por (O'Brien et al., 1994) es una de las enfermedades bacterianas más importantes en la acuicultura de salmónidos, debido a los costos económicos relacionados con mortalidad, prevención y control.

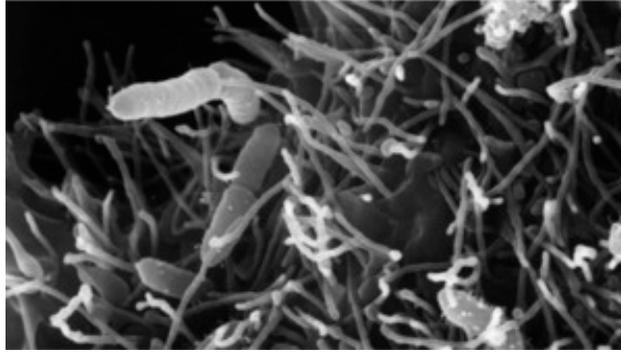


Figura 11. *Aeromonas salmonicida* (Bacmap, 2013).

Aeromonas salmonicida posee un amplio rango de hospedadores; sin embargo, es un patógeno obligado del pez, que puede sobrevivir por algunas semanas fuera del hospedador, dependiendo de la salinidad, pH y temperatura del medio; esta especie es capaz sobrevivir tanto en el agua dulce como en el agua salada

El período de incubación de la Furunculosis es dependiente de la temperatura del agua, peces susceptibles en aguas con una temperatura de 20 °C pueden desarrollar casos de Furunculosis dentro de los 4 a 12 días siguientes presentando lesiones como: Letargo, inflamación del intestino, enrojecimiento y/o sangrado de las aletas, furúnculos sobre el cuerpo, aletas pectorales infectadas y muerte de tejidos. Es posible que los signos externos de la enfermedad nunca se presenten en peces susceptibles si la temperatura del agua está por debajo de los 8 °C.



Figura 12. *Oncorhynchus mykiss* infectado por *Aeromonas salmonicida* (Toranzo et al., 2009)

La dosis recomendada de Oxitetraciclina es de 55 miligramos por cada kilogramo de pez por día durante diez días.

1.9 Uso de antibióticos como medida correctiva y sus potenciales efectos de contaminación en el agua

La era de los antibióticos comenzó hace varias décadas y ha sido uno de los logros más grandes en la medicina actual para el control de la mayoría de las enfermedades infecciosas, especialmente las bacterianas. Estos fármacos pueden ser clasificados de varias maneras según su estructura química, su tipo de acción o su espectro de actividad (Gómez, 2011).

El uso de antibióticos debe hacerse bajo estricto control ya que, además de su alto costo en estanques grandes, altera a los organismos presentes en el agua, algunos de los cuales son necesarios para una buena producción; por otro lado se debe recordar que los antibióticos no son específicos para cada bacteria.

En general, la enfermedad aparece cuando el patógeno encuentra las condiciones ambientales y fisiológicas del huésped que favorecen su desarrollo (Valenzuela, 2011). El uso de químicos para el control de patógenos en los cultivos de peces tiene una larga

historia, la cual se inició con la utilización de baños con sal para el control de ectoparásitos. Los primeros registros del uso de formalina para el control de infecciones causadas por el protozoo flagelado *Costia* (*Ichtyobodo*) datan de 1909. Otros desinfectantes como el cobre y el verde de malaquita en los años 1920 y 1930, y los compuestos de amonio cuaternario lo hicieron en los años 1940. El uso de agentes antibacterianos para el control de las enfermedades infecciosas en peces data de fines de los años 1930, cuando las sulfamerazinas fueron introducidas a Los Estados Unidos. En los años 1950 fue introducida en Norteamérica y Europa la Oxitetraciclina para el control de las enfermedades bacterianas en peces, y en los años 1970 el ácido oxolínico fue introducido en Japón para uso en acuicultura (Bravo, 2013).

Hoy en día una de los activos farmacéuticos más utilizados para las enfermedades bacterianas es la Oxitetraciclina (Figura 13). En la tabla 3 se puede observar ejemplos de enfermedades importantes en la práctica de la acuicultura así como el cuadro clínico y las dosis recomendadas para la terapia de control.

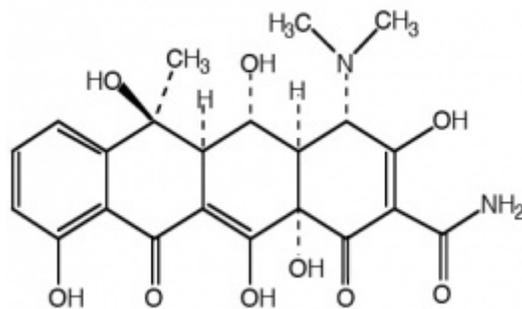


Figura 13 Molécula de Oxitetraciclina (Anon., 2012)

Tabla 3. Cuadro clínico y dosis recomendada en acuicultura (Reinoso-Tapia, 2008)

Enfermedad y agente causal	Peces que parasita y cuadro clínico	Terapia y control
Furunculosis: <i>Aeromonas salmonicida</i>	Truchas; letargo, hemorragia en la base de las aletas, inflamación y úlceras en el cuerpo	Oxitetraciclina, Cloramfenicol, Sulfonamidas a 55 mg/kg de pez/día/10 días
Septicemia por <i>Aeromonas</i> móviles: <i>Aeromonas hydrophila</i> , <i>A. punctata</i>	Carpas, truchas; comportamiento normal, ascitis, alteración en el hígado, ulceraciones	Oxitetraciclina, Cloramfenicol, Sulfonamidas a 50-75 mg/kg de pez/día/10 días en el alimento; externo-azul de metileno (4 mg/l)
Edwardsielosis: <i>Edwardsiella ictaluri</i>	Bagre, peces de acuario; anorexia, movimientos lentos, lesiones cutáneas, cavidades con gas maloliente, lesiones en hígado y riñón	Oxitetraciclina, a 55 mg/kg de pez/día/10 días
Vibrosis: <i>Vibro anguillarum</i> , <i>V. ordalii</i>	Anguilas, truchas; lesiones en el sistema circulatorio y en los ojos, intestino inflamado, hemorragias en el hígado, vaso y riñón. Septicemia generalizada	Oxitetraciclina, a 77 mg/kg de pez/día/10 días; Sulfonamidas 264 mg/kg de pez/día/ 3 días seguido por 154 mg/kg/11 días

Los agentes antimicrobianos actúan por una serie de mecanismos muy diferentes y cuyos blancos se encuentran en diferentes regiones de la célula atacada, como en la pared bacteriana, membrana, síntesis de proteínas y ácidos nucleicos de organismos procariontes.

El objetivo de la terapia antibiótica es proveer un fármaco que sea biológicamente activo contra el patógeno blanco, en una concentración adecuada en el sitio de infección por un periodo de tiempo apropiado (Lees & Shojaee Aliabadi, 2002).

Para el caso de la Oxitetraciclina, esta interfiere con la síntesis ácido fólico, una sustancia esencial para la formación de la pared celular de las bacterias, previene la formación de ácido dihidrofólico del ácido para-aminobenzóico y la conversión de ácido dihidrofólico en ácido tetrahidrofólico, ambos pasos importantes en la síntesis de las paredes celulares de las bacterias, bacterias incapaces de formar paredes celulares morirán, permitiendo al animal acuático hospedero superar la infección de la enfermedad.

A pesar de que las diferentes Normas Oficiales Mexicanas (NOM,001-ECOL-1996, NOM-001-CONAGUA-2011, NOM-014-CONAGUA-2003, NOM-015-CONAGUA-2007, NOM-117-SSA1-1994, NOM-127-SSA1-1994, NOM-179-SSA1-1998, NOM-230-SSA1-2002, NOM-089-ECOL-1994) en materia de descarga y agua potable no hacen referencia a los límites permisibles de este tipo de fármacos para la descarga o reutilización del recurso, dadas las concentraciones importantes y los amplios periodos de exposición que deben de tener las especies para mostrar signos de mejoría, es imprescindible dar un tratamiento adecuado al agua que albergo, las especies tratadas.

Los sólidos en un cultivo de trucha pueden presentarse en forma suspendida y disuelta, las concentraciones presentes deben ser menores a 80 mgL^{-1} para sólidos en suspensión y 400 mgL^{-1} para sólidos disueltos (Camacho & Moreno, 2000). A mayores cantidades

este parámetro reduce el crecimiento de los peces, altera su movilidad e irrita las branquias dificultando el consumo del alimento (Cachafeiro, 1995). El nivel aceptable de amoníaco en cultivos de trucha se encuentra en valores menores de $0.025 \text{ mg NH}_3\text{L}^{-1}$.

Sin embargo, la capacidad tóxica del contaminante depende de la forma química que se encuentre. La forma no ionizada (NH_3) es mucho más tóxica para los peces que la ionizada conocida como amoniacal (NH_4^+), la presencia de amonio en forma ionizada o molecular depende del potencial de hidrógeno, favoreciendo la especie no ionizada los valores altos de pH (Cachafeiro, 1995). La presencia de las dos formas de nitrógeno amoniacal está fuertemente ligada a los subproductos metabólicos del cultivo, así como a la degradación del material orgánico presente al interior del estanque (Colt, 2006; Crab et al., 2007).

1.9.1 Residuos producto de la cría de trucha arcoíris

Los sólidos suspendidos contenidos en un estanque por su procedencia están compuestos por materia orgánica, nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, además de otros micronutrientes y trazas de metales pesados y antibióticos; los cuales se encuentran encapsulados y pueden ser transferidos al cuerpo de agua si se generan procesos de descomposición *in situ*.

Mientras los estanques de tipo extensivo producen pocos desechos, los de tipo semi-intensivo producen cargas intermedias; es evidente que con el grado de intensificación (mayor densidad de siembra, uso de agua, alimento, medicamentos, fertilizantes) se produce un incremento en la carga de desechos.

Cuando los efluentes que se derivan de la agricultura, la industria, y las áreas municipales son combinados el deterioro de la calidad del agua se intensifica. Del mismo modo, cuando las condiciones climáticas (nublados y poco viento) se combinan temporalmente,

resultan con frecuencia en un serio deterioro de la calidad del agua en los estanques y en las aguas adyacentes (Páez-Osuna, 2001).

La descarga de los efluentes de los estanques está asociada con la degradación ambiental de las aguas receptoras (Páez-Osuna, 2005). Estas mismas aguas receptoras frecuentemente sirven como agua de ingreso para las granjas vecinas y puede proporcionar el medio para esparcir agentes de enfermedades y sepas bacterianas resistentes a antibióticos

En comparación con otras actividades como la agricultura, el empleo de sustancias químicas es menor. Sin embargo, varias preparaciones químicas y biológicas son aplicadas en los sedimentos y el agua de los estanques, o bien incorporados en el alimento. Considerando su acción, los productos de uso acuícola pueden clasificarse en: a) terapéuticas y desinfectantes (sulfamerazina, yodo, formol, verde malaquita, Oxitetraciclina, cloranfenicol); b) acondicionadores del agua y de los sedimentos (cal, zeolita); c) descomponedores de la materia orgánica (bacterias + preparaciones de enzimas); d) algicidas y piscicidas (compuestos de cobre, saponina); e) promotores del crecimiento del fitoplancton (fertilizantes inorgánicos y orgánicos) y f) aditivos alimenticios (vitaminas, minerales y hormonas) (Páez-Osuna, 2005)

1.10 Aprovechamiento y efecto de dilución del antibiótico

Cuando el medicamento es administrado a un lote de peces enfermos, siempre hay una fracción de peces que no come debido a su estado sanitario precario, por lo que este alimento se pierde en el agua o es consumido por peces silvestres que circundan las jaulas. Por otro lado, la estrategia de usar tratamientos preventivos o el uso de antibacterianos como promotores de crecimiento es una práctica no aceptada en acuicultura, ya que solo contribuye al desarrollo de resistencia bacteriana. La micro flora

intestinal normal de un organismo tratado, puede verse alterada como resultado de una incompleta absorción de la droga a nivel intestinal, o como resultado de la excreción de la droga en una forma activa, vía biliar. La composición de los sólidos los convierte en sustrato para la proliferación de microorganismos, que participarán de procesos de degradación y disolución. Las partículas que componen los sólidos, no tienen forma definida y su tamaño disminuye con el incremento de la velocidad de flujo del agua (Brinker & Rösch, 2005), así como por el movimiento de peces y los sistemas de bombeo la capacidad de sedimentación de los sólidos va ligada al tamaño de sus partículas, según la ley de Stoke, las partículas más pequeñas (o agregados de partículas) generalmente permanecen en suspensión durante períodos más largos que las partículas grandes. Las partículas livianas tienden a ocupar la zona de la superficie del cuerpo de agua, mientras que las partículas pesadas la zona más profunda (Bilotta & Brazier, 2008).

Las heces completas y el alimento no consumido superan el tamaño de 814 μm y presentan velocidades de sedimentación entre 2,01 y 4,99 cms^{-1} , que son mucho mayores a las presentadas por partículas como las del rango entre 1,5 y 814 μm que alcanzan velocidades entre 0,04-0,10 cms^{-1} . Las bajas velocidades de sedimentación de las partículas pequeñas facilitan el abandono del estanque de cultivo (True et al., 2004). En este mismo artículo se determinó que el tamaño predominante de las partículas presentes en el efluente truchícola están entre 1,5 y 30 μm , sin embargo las partículas que aportan mayor cantidad de masa o peso son las que corresponden a tamaños superiores a los 60 μm . Las partículas sólidas que abandonan el sistema pueden generarse por la fragmentación de los materiales o por fenómenos de re-suspensión desde el fondo del estanque. Por esta razón las partículas más pequeñas se disuelven más rápido en el agua que las grandes, transfiriendo la contaminación a la fracción disuelta y permitiendo

la salida del sistema de cultivo con lo que se afectan las fuentes hídricas receptoras de los efluentes truchícolas.

Las partículas sólidas que ingresan a un estanque de cultivo de trucha están expuestas a sufrir cambios físicos, químicos y biológicos facilitando la transferencia de la contaminación desde la fracción sólida a la disuelta. La degradación de materia orgánica se da por procesos hidrolíticos, bióticos o abióticos, reduciendo el tamaño de las moléculas orgánicas complejas, las cuales posteriormente son oxidadas hasta liberar compuestos inorgánicos como el CO₂, H₂S y minerales como fósforo y nitrógeno (Alvarez, 2005).

La materia orgánica acumulada al interior de los estanques de cultivo sirve como sustrato para el desarrollo de los microorganismos. Las altas concentraciones de oxígeno disuelto en un cultivo de trucha permiten la proliferación de especies aerobias y facultativas. Estos microorganismos utilizan el oxígeno disuelto en la respiración, incrementando su consumo al reproducirse. El incremento de los microorganismos aerobios disminuye la cantidad de oxígeno disuelto disponible en los estanques, lo cual puede repercutir negativamente en el desarrollo de los peces (Cachafeiro, 1995). Además del consumo de oxígeno disuelto, la degradación de la materia orgánica por los microorganismos libera nutrientes como nitrógeno y fósforo que son causantes de los fenómenos de eutrofización de las fuentes hídricas receptoras de los efluentes de cultivo de trucha.

1.11 Importancia del tratamiento de aguas residuales

La necesidad de preservar el ambiente ha llevado a la búsqueda de nuevos métodos para la eliminación eficiente de los compuestos químicos que alteran la estabilidad de nuestros recursos. La contaminación del agua es un hecho de gran importancia ya pueden acumularse y transportarse tanto por las aguas superficiales como subterráneas. El

tratamiento de los residuos líquidos puede ser un problema muy complejo debido a la gran variedad de químicos y los niveles de concentración, pero gracias a las investigaciones realizadas acerca de los efectos de ciertos contaminantes, se han generado nuevas tecnologías, siendo las biológicas y acopladas amigables con el ambiente las más investigadas en los últimos años (Álvarez-Malpica & Rodríguez-Rodríguez, 2009; Torres-Franco et al., 2015; Martínez et al., 2015).

La descarga del agua residual no tratada presenta un claro riesgo sanitario y un grave problema ambiental, ampliamente asociado a la probabilidad de infección de la población por agentes patógenos, materia orgánica, metales pesados, entre otros

La amplia variedad de microorganismos potencialmente peligrosos para la salud humana que el agua residual puede contener son denominados patógenos, los cuales se pueden clasificar en tres grandes grupos: bacterias, virus y parásitos (protozoos y helmintos). En la tabla 4 se pueden observar los principales agentes infecciosos que podemos encontrar en un agua residual doméstica y las enfermedades a que pueden dar lugar.

La transmisión de una enfermedad puede efectuarse directamente a través del contacto, la ingestión o la inhalación del agente infeccioso presente en el agua residual, o bien indirectamente a través del contacto con objetos previamente contaminados por ese agua residual. Es importante destacar que, como se explicó en la sección anterior el gran número de bacterias que podrían generar resistencia en el caso del uso desmedido de antibióticos podría no únicamente afectar a la industria acuícola sino afectar a los usuarios finales de estos cuerpos de agua donde se vierte el agua que en algún momento mantuvo con vida a las truchas (Machado et al., 2016).

La importancia de los antibióticos presentes en el agua radica en la vida media (tiempo requerido para reducir a la mitad la cantidad de la droga presente en un sistema). El

antibiótico que se intentará remover es la Oxitetraciclina (OTC). La vida media de la OTC ha sido determinada por diversos autores, con resultados muy variables, Se ha determinado una $t_{1/2}$ de 32 y 39 días de persistencia, sin embargo, al cubrir el sedimento con más sedimento (capa de 4 cm de espesor) en los estanques se observó una degradación mucho más lenta, aumentando la vida media hasta 64 días y 220 días (Smith & Samuelsen, 1996). Por otro lado, también se ha determinado una $t_{1/2}$ de OTC de 151 días cuando esta se encontraba a una profundidad de 0-1 cm, y una $t_{1/2}$ mayor a 300 días cuando la profundidad era de 5-7 cm (Hektoen et al., 1995). La acumulación de antibióticos en el sedimento puede disminuir la capacidad de los microorganismos para reducir sulfatos, afectando la calidad del sedimento y del ambiente.

Las bacterias que se encuentran con mayor frecuencia en el agua son las bacterias entéricas que colonizan el tracto gastrointestinal del hombre. Algunas bacterias que pudieran ser afectadas por la vida media de este antibiótico son las especies del género *Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio*, *Campylobacter*, *Helicobacter*, *Arcobacter*, etc. Sin embargo, en el agua residual también nos podemos encontrar con bacterias causantes de enfermedades no entéricas (*Legionella*, *Mycobacterium*, *Leptospira*, etc).

Tabla 4. Principales microorganismos patógenos en agua (Reinoso-Tapia, 2008)

Microorganismo patógeno	Enfermedad causada
Bacterias	
<i>Salmonella typhi</i>	Fiebre tifoidea
<i>Salmonella spp.</i>	Salmonelosis
<i>Shigellae spp.</i>	Disentería bacilar
<i>Escherichia coli</i>	Gastroenteritis, diarreas
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera
<i>Campylobacter jejuni</i>	Diarreas
<i>Legionella spp.</i>	Legionelosis
Virus	
<i>Enterovirus (Echovirus, Coxsackie A y B, Poliovirus)</i>	Gastroenteritis, meningitis, poliomielitis, etc.
<i>Virus de la Hepatitis A (VHA)</i>	Hepatitis A
<i>Virus de la Hepatitis E (VHE)</i>	Hepatitis E
<i>Rotavirus</i>	Gastroenteritis
<i>Calicivirus</i>	Gastroenteritis
Protozoos	
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Cryptosporidiasis
<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis
<i>Entamoeba histolytica</i>	Amebiasis (disentería amebiana)

<i>Balantidium coli</i>	Balantidiasis
<i>Cyclospora cayetanesis</i>	Gastroenteritis, diarreas
Helmitos	
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariasis
<i>Trichuris trichura</i>	Trichuriasis
<i>Strongyloides stercoralis</i>	Estrongiloidiasis (anguilulosis humana)
<i>Anlylostoma duodonale</i>	Ancylostomiasis humana
<i>Fasciola hepática</i>	Distomatosis hepáticas
<i>Toxocara canis</i>	Toxocariasis
<i>Hymenolepis spp.</i>	Gastroenteritis

Por lo anterior mencionado es de gran importancia el tratamiento del agua procedente de estas fuentes de producción, el disminuir la concentración de estos activos farmaceuticos antes de su disposición final, es un método preventivo para asegurar la salud de la flora y fauna de la región, al regresar el líquido a las fuentes receptoras tras su uso libre de antibióticos, aseguramos que no exista un riesgo inminente a la salud humana por los microorganismos antes descritos, y en caso de infección esta podrá ser controlada con metodos tradicionales pues no existirán signos de resistencia o mutación, esto puede ser logrado mediante técnicas de tratamiento de aguas residuales.

1.12 Tratamiento de aguas residuales

Actualmente existe la tendencia de agrupar los métodos de tratamiento en dos grandes grupos, en el primer caso predomina la aplicación de principios físicos y en el segundo la actividad química o biológica. En el pasado, los procesos y las operaciones unitarias se

agrupaban bajo la denominación de tratamiento primario, secundario y terciario. En el tratamiento primario se agrupaban las operaciones del tipo físico, en el secundario los procesos biológicos de asimilación de la materia orgánica y el término terciario o tratamiento avanzado se ha aplicado a las operaciones y procesos utilizados para eliminar contaminantes no removidos por el tratamiento primario o secundario. La selección del proceso de tratamiento depende del uso al cual se le destinará al efluente tratado, la naturaleza del agua residual, la compatibilidad de las distintas operaciones y procesos, los medios disponibles de evacuación de los contaminantes finales y la posibilidad económica de las distintas combinaciones (Rojas, 2002).

La reutilización del agua residual constituye actualmente una actividad consolidada y cotidiana en muchas partes del mundo, especialmente en países donde la escasez de agua es un problema latente. El objetivo principal es conseguir que los recursos hídricos convencionales se dediquen a cubrir aquellas demandas que exigen una calidad más elevada del agua. Actualmente, son numerosos los usos que se da a las aguas residuales tratadas, tales como riego agrícola, reutilización industrial, recarga de acuíferos, riego de zonas verdes y agrícolas, lucha contra incendios, uso sanitario, uso medio ambiental, entre otros sin embargo existen diversos tratamientos para aplicar a este tipo de agua antes de su disposición final por ejemplo:

1.12.1 Tratamiento preliminar

Está destinado a la preparación o acondicionamiento de las aguas residuales con el objetivo específico de proteger las instalaciones, el funcionamiento de las obras de tratamiento y eliminar o reducir sensiblemente las condiciones indeseables relacionadas principalmente con la apariencia estética de las plantas de tratamiento.

1.12.2 Tratamiento primario

Tiene como objetivo la remoción por medios físicos o mecánicos de una parte sustancial del material sedimentable o flotante, es decir, el tratamiento primario normalmente es capaz de remover una fracción importante de la carga orgánica que puede representar entre el 25% y el 40 % de la DBO y entre el 50 % y el 65 % de los sólidos suspendidos. Entre los tipos de tratamiento primario destacan sedimentación primaria, flotación, precipitación química, oxidación química, coagulación, floculación, sedimentación, y filtración.

1.12.3 Tratamiento secundario

La reducción de los compuestos orgánicos presente en el agua residual, acondicionada previamente mediante tratamiento primario, se realiza exclusivamente por procesos biológicos. Este proceso reduce o convierte la materia orgánica finamente dividida y/o disuelta, en sólidos sedimentables que puedan ser separados por sedimentación en tanques de decantación. Los procesos biológicos más utilizados son los lodos activados y filtros percoladores. Son muchas las modificaciones de estos procesos que se utilizan para hacer frente a los requerimientos específicos de cada tratamiento (Rojas, 2002). Asimismo, dentro de este grupo se incluyen a las lagunas de estabilización y aireadas, así como el tratamiento biológico empleando oxígeno puro y el tratamiento anaeróbico. Los tratamientos biológicos de esta categoría tienen una eficiencia remocional de la DBO entre 85% y 95%, y están compuestos por: Filtración biológica (baja capacidad (filtro clásicos), alta capacidad (biofiltros, filtros comunes, aerofiltros), lodos activados (convencional, alta capacidad, contacto estabilización), Lagunas (estabilización, aireadas) y otros como los discos rotatorios.

1.12.4 Tratamiento avanzado o terciario

Tiene como objetivo complementar los procesos anteriormente indicados para lograr efluentes más puros, con menor carga contaminante y que pueda ser utilizado para diferentes usos como recarga de acuíferos, recreación, agua industrial, etc. Las sustancias o compuestos comúnmente removidos son: fosfatos y nitratos, sustancias tenso activas, solidos totales y disueltos, etc.

El tratamiento propuesto para abordar la situación de la contaminación producto de industrias acuícolas en este trabajo es la electrocoagulación, que de acuerdo con las definiciones antes mencionadas podría situarse como un tratamiento primario que se logro acoplar satisfactoriamente a un proceso de fitorremediación secundario con *Salix babylonica*.

1.13 Electrocoagulación

La electrocoagulación es una tecnología limpia emergente que se conoce desde principios del siglo XX y ha sido aplicada en el tratamiento de diversas aguas residuales. Pese a ello, esta tecnología no se ha desarrollado ampliamente y aún falta mucho por investigar sobre sus procesos y mecanismos (Mejía et al., 2006).

En su forma más sencilla un reactor de electrocoagulación es una celda electrolítica constituida por un ánodo y un cátodo. Cuando los electrodos se conectan a una fuente de poder externa, el material del electrodo de sacrificio será electroquímicamente corroído por oxidación y el cátodo estará sujeto a reducción. Sin embargo, se han probado arreglos más eficientes como por ejemplo un par de ánodos y un par de cátodos conectados en serie o en paralelo lo que disminuye la pasivación de los electrodos (Soberanis et al., 2011).

Los iones liberados durante la electrocoagulación forman largas cadenas de polihidróxidos, los cuales son diferentes a los formados en la coagulación convencional cuando se añaden sales químicas, debido a que tienen diferente estructura hidratada. Esta situación permite retirar, retener y desecar con mayor facilidad los lodos residuales. Los flocs formados de esta forma son menos hidratados, conteniendo menos agua ligada y por lo tanto se compactan más fácilmente. Durante la formación de los hidróxidos metálicos, la generación de los iones está acompañada de la concentración electroforética de partículas alrededor del electrodo, las cuales neutralizan su carga coagulando. La corriente aplicada obliga a los iones OH^- a migrar hacia el ánodo, por lo que el pH en la capa límite es más alto que en el resto de la solución, lo que favorece la formación de hidróxidos del metal del electrodo.

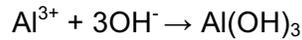
El hidróxido formado remueve los contaminantes presentes en el agua por complejación o atracción electrostática. Adicionalmente, en la proximidad de los electrodos el aumento de la concentración de los hidróxidos con carga positiva atrae aniones como los bicarbonatos y los sulfatos que propician la precipitación del calcio y el magnesio, originando así un ablandamiento parcial del agua. Los mecanismos de remoción en electrocoagulación incluyen oxidación, reducción, coagulación, absorción, adsorción, precipitación y flotación.

Los iones Al^{3+} son coagulantes muy eficientes para la floculación de partículas, por lo que en la electrocoagulación (An et al., 2016) son frecuentemente utilizados electrodos de hierro o de aluminio. Los iones de aluminio hidrolizado pueden formar largas cadenas de $-\text{HO}-\text{Al}-\text{O}-\text{Al}-\text{OH}-\text{Al}-$ las cuales pueden adsorber químicamente una gran cantidad de contaminantes. Los electrodos empleados para este trabajo serán de aluminio (Rusdianasari et al., 2017) y las reacciones que se llevarán a cabo se predicen con base en (Chen, 2004) .

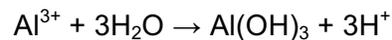
Para ánodo de aluminio:



En condiciones alcalinas:

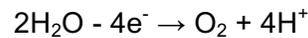


En condiciones ácidas:

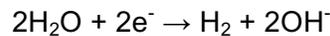


La electrólisis del agua produce oxígeno e hidrógeno de la siguiente forma:

En el ánodo:



En el cátodo es:



La figura 14 muestra el sistema de electrocoagulación para el caso en el que se utilizan electrodos de aluminio, el aluminio cumple la función de ánodo, liberando iones Al^{+3} y actúa como electrodo de sacrificio, esto es, sufre un desgaste a medida que pasa la corriente eléctrica a través del medio acuoso.

Entre las principales ventajas de la electrocoagulación sobre el método de coagulación química se reportan las siguientes:

- La electrocoagulación requiere equipos relativamente simples, es fácil de utilizar y su operación es flexible.
- Durante el tratamiento el líquido no es enriquecido con aniones y el contenido de sales no incrementa, como en el caso del tratamiento químico convencional.

- Se produce hasta un 50 % menos de lodos, así como un agua con menor concentración de sólidos disueltos (turbiedad), haciendo más factible su reutilización.
- Los floculos formados por electrocoagulación son similares a los flocs producidos por coagulación química, excepto que los primeros tienden a ser mucho más largos, contienen menos agua superficial, son ácido-resistentes y son más estables, por ello pueden ser separados más rápido por otros métodos.
- La electrocoagulación tiene la ventaja de remover las partículas coloidales más pequeñas, debido a que el campo eléctrico aplicado incrementa su movimiento facilitando la coagulación.
- El proceso de electrocoagulación evita el uso de agentes químicos, eliminando así el problema de neutralizar el exceso de químicos y por lo tanto la posibilidad de una contaminación secundaria provocada por los mismos, cuando la coagulación química es utilizada.
- El fácil manejo, infraestructura simple y ventajas económicas y ambientales hacen de la electrocoagulación una tecnología atractiva y con un gran potencial de aplicación.
- Los mecanismos de remoción que están presentes y pueden ser utilizados dentro de la electrocoagulación incluyen, oxidación, reducción, coagulación, absorción, adsorción, precipitación y fenómenos de flotación.

Sin embargo a pesar de las bondades que esta tecnología nos aporta, existen también desventajas para su aplicación entre las que se encuentran:

- Es necesario reponer los electrodos.

- Los lodos contienen altas concentraciones de hierro y aluminio, dependiendo del material del electrodo de sacrificio utilizado.
- Puede ser un tratamiento costoso en regiones en las cuales el costo de la energía eléctrica sea alto.
- El óxido formado en el ánodo debido al contacto con el aire y propio del tratamiento puede, en muchos casos, formar una capa que impide el paso de la corriente eléctrica, disminuyendo de esta forma la eficiencia del proceso.

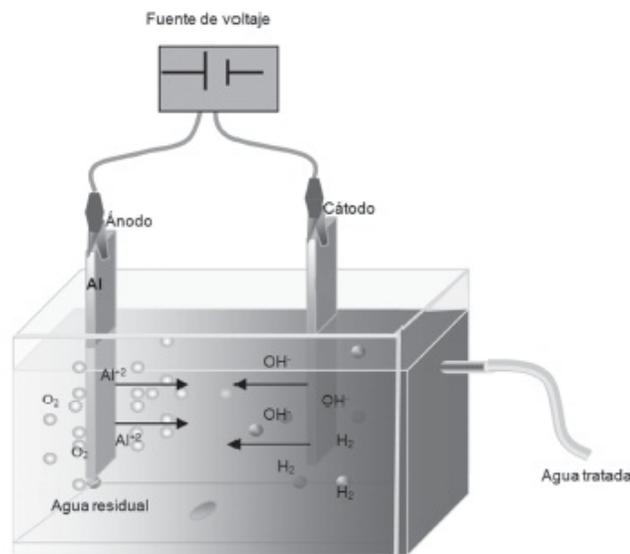


Figura 14. Sistema de electrocoagulación con electrodos de aluminio (Arango-Ruiz, 2011).

La electrocoagulación ha sido empleada en una gran variedad de contaminantes con resultados satisfactorios autores como (Emamjomeh & Sivakumar, 2009) han realizado una amplia revisión bibliográfica para conocer los tipos de contaminantes removidos y su eficiencia mediante procesos de electrocoagulación y electrocoagulación-floculación entre los que destacan agua contaminada con aceite, agua de desecho de la industria textil (colorantes), compuestos fenólicos, aguas residuales municipales e industriales, metales pesados en aguas residuales, turbiedad y metales pesados en agua potable, nitratos,

nitritos, amoníaco y fluoruros. Aunado a ello, varios trabajos de investigación han sido exitosos para la eliminación de diversos contaminantes de agua residual mediante sistemas de electrocoagulación.

Se trataron aguas residuales de una de las zonas industriales de Nueva Delhi y se obtuvo que la demanda química de oxígeno, carbono orgánico total, sólidos disueltos totales y sulfatos se retiraron hasta 83.94, 46.92, 74.16 y 83.66 %, respectivamente empleando un electrodo de aluminio (Yadav et al., 2012). En un estudio elaborado por Arsand et al., 2013 se buscó eliminar Dexametasona, un anti-inflamatorio ampliamente usado de un agua de desecho de hospital, obteniendo la eliminación de Dexametasona hasta en un 38.1 % (Arsand et al., 2013). Es importante también destacar que la electrocoagulación ha sido reportada como una técnica de alta eficacia para la eliminación de fosfatos en soluciones acuosas (Bektaş et al., 2004) y se ha demostrado la capacidad de esta técnica de ser acoplada con algunas otras con el fin de obtener porcentajes de remoción mayores (Roa-Morales et al., 2014; Rubí-Juárez et al., 2015; García-García et al., 2015; Linares-Hernández et al., 2016) razón por la cual se empleó un sistema de electrocoagulación acoplado a un sistema biológico de *Salix babylonica* aprovechando las bondades que nos otorga la fitorremediación para el control y disminución de contaminantes en agua.

1.14 Fitorremediación

La fitorremediación se define como el uso de plantas para eliminar, destruir o transformar contaminantes del suelo, agua y aire. En este proceso, las plantas son seleccionadas principalmente por su potencial fisiológico, como en el caso de enzimas presentes para tolerar y asimilar sustancias tóxicas, por sus tasas de crecimiento, por la profundidad de sus raíces y su habilidad para bioacumular y/o degradar contaminantes (Madera-Parra et al., 2014). La vegetación con este tipo de características se conoce como plantas hiperacumuladoras por su capacidad de acumular uno o más elementos inorgánicos, a niveles

cien veces más altos que el ambiente circundante y que otras especies creciendo bajo las mismas condiciones ambientales.

En algunas eco-tecnologías de tratamiento como el caso de los humedales artificiales, las plantas cumplen un papel preponderante en la transformación de las sustancias tóxicas que allí se depositan. La evaluación de parámetros fisiológicos como el potencial hídrico, retención y eliminación de nitrógeno (N) y las tasas fotosintéticas, sirven de indicadores de la capacidad de respuesta de la planta, la materia orgánica contenida en el agua residual doméstica (ARD), se presenta en forma de material suspendido y disuelto, y abarca un gran número de compuestos químicos. La cantidad de estos compuestos es caracterizada por parámetros como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), la demanda química de oxígeno (DQO), carbono orgánico total (COT) y sólidos suspendidos totales (SST) (Gómez & Segura, 2008).

Los ecosistemas naturales tienen una capacidad intrínseca de resistir contaminantes y degradarlos. La atenuación natural comprende procesos físicos, químicos y biológicos de atenuación como dispersión, absorción, volatilización, oxidación abiótica, hidrólisis y biodegradación. Entre estos procesos la oxidación abiótica, la hidrólisis y la biodegradación son los procesos de atenuación más efectivos porque destruyen los contaminantes y los transforman en productos inocuos (Newman & Reynolds, 2005).

Cuando la tasa de acumulación supera la capacidad natural de degradación es necesario usar procesos de ingeniería de remediación para aumentar o acelerar el poder degradador del ambiente y seleccionar agentes para la biorremediación. Los principales agentes usados en la biorremediación son plantas, consorcios microbianos y especialmente asociaciones de plantas y microorganismos.

1.14.1 Contaminantes orgánicos

Dentro de los contaminantes que pueden ser tratados por este tipo de técnicas se incluyen los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH's), dioxinas, hidrocarburos de petróleo, disolventes clorados, compuestos aromáticos que se emplean en la producción de colorantes, explosivos, productos farmacéuticos, plaguicidas (herbicidas, insecticidas y fungicidas), surfactantes, entre otros. En comparación con los compuestos inorgánicos, estos contaminantes son menos tóxicos para las plantas, ya que son menos reactivos y se acumulan en menor proporción.

1.14.2 Contaminantes inorgánicos

En esta clasificación se incluyen a los metales pesados como Co, Cr o Cu, elementos no metálicos como el As y B. Algunos elementos traza son esenciales para la nutrición y crecimiento de plantas (B, Cu, Fe, Mn, Mo y Zn) y animales (As, Cu, Co, Fe, Mn, Mo, Zn, Cr, F, Ni, Se, Sn y V). La toxicidad de estos elementos depende de la concentración, la forma química así como de su persistencia.

La fitorremediación se define como el uso de plantas verdes para remover contaminantes del ambiente o transformarlos en compuestos menos tóxicos. En el caso de los contaminantes orgánicos, la fitorremediación tiene la ventaja de que las plantas llevan a cabo reacciones químicas, utilizando luz solar para metabolizar o mineralizar las moléculas orgánicas. En la Tabla 5 se observan algunos ejemplos de plantas y los contaminantes orgánicos que pueden asimilar. Las plantas y microorganismos asociados a su rizosfera pueden degradar estos contaminantes o al menos limitar su distribución en el medio.

La fitorremediación aprovecha la capacidad de ciertas plantas para absorber, acumular, metabolizar, volatilizar o estabilizar contaminantes presentes en el suelo, aire, agua o

sedimentos como: metales pesados, metales radioactivos, compuestos orgánicos y compuestos derivados del petróleo. Estas fitotecnologías ofrecen numerosas ventajas en relación con los métodos fisicoquímicos que se usan en la actualidad, por ejemplo, su amplia aplicabilidad y bajo costo.

Las plantas metabolizan los compuestos orgánicos a través de tres pasos secuenciales:

Fase I. Involucra la conversión/activación (oxidación, reducción e hidrólisis) de los compuestos orgánicos lipofílicos.

Fase II. Permite la conjugación de los metabolitos de la fase I a una molécula hidrofílica endógena como los azúcares, aminoácidos y glutatona.

Fase III. Promueve la compartimentalización de los compuestos orgánicos modificados en las vacuolas o formación de enlaces con los componentes de la pared celular como la lignina y la hemicelulosa. Las enzimas, en la planta, que catalizan la primera fase de las reacciones son las monoxigenasas P450 y las carboxilesterasas. De la segunda fase, en la que ocurre la conjugación por enzimas como la glutatona S-transferasa, resulta la formación de compuestos solubles y polares. La tercera fase del metabolismo de la planta es la compartimentalización y almacenamiento de los metabolitos solubles en las vacuolas o en la matriz de la pared celular. La glutatona S-conjugasa es la encargada de este proceso.

**Tabla 5. Ejemplos de contaminante orgánico y planta de elección para remediación
(Quesada-Peñate, 2009)**

Contaminante orgánico	Planta	Efecto	Referencia
Benzotriazoles	<i>Helianthus annuus</i>	Metabolismo	Castro et al., 2003
4-Clorofenol	<i>Carex gracilis</i>	Remediación	Wand et al., 2002
2,6-dimetilfenol naftaleno 2,4-Diclorofenol	<i>Brassica napus</i>	Remediación	Agostini et al., 2003
DDT	<i>Brassica juncea, Sichouim intybus</i>	Metabolismo	Suresh et al., 2005
2,4- Dinitrotolueno	<i>Arabidopsis thaliana</i>	Metabolismo	Yoon et al., 2006
Metiliterbutiléter	<i>Populus spp.</i>	Volatización	Ma et al., 2004
Perclorato	<i>Nicotiana tabacum</i>	Metabolismo	Sundberg et al., 2003
Hidrocarburos de petroleo	<i>Vetiberia zizanoides</i>	Remediación	Brandt et al., 2006
Fenol	<i>Brassica juncea, Raphanus sativus, Azadiracheta indica, Beta vulgaris</i>	Remediación	Singh et al., 2006
Fenol y clorofenoles	<i>Daucus carota</i>	Metabolismo	Araujo et al., 2002
Hexahidro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazina	<i>Populus spp.</i>	Metabolismo	Van et al., 2004
TCE	<i>Populus spp.</i>	Metabolismo	Ma & Burken, 2003
TNT	<i>Myriophyllum aquaticum</i> <i>Helianthus annuus</i>	Metabolismo	Sung et al., 2003; Adamia et al., 2006

1.14.3 Salix babylonica

Los sauces pertenecen al género botánico *Salix L.*, compuesto por más de 300 especies, con una amplia distribución alrededor del mundo desde regiones templadas hasta árticas y se adaptan a una amplia gama de hábitats (Kuzovkina et al., 2009), es uno de los géneros principales de la familia Salicaceas. Entre esta diversidad, se distinguen por su aplicación productiva las formas de tipo arbóreo, conocidas popularmente como sauce y

las de tipo arbustivo, llamadas comúnmente mimbre o sauce-mimbre, este género muestra una notable diversidad fenotípica que va desde pequeños arbustos a árboles de gran tamaño, *Salix* gracias a su capacidad de adaptación y a sus altos niveles de diversidad genética presenta una excelente oportunidad para estudiar procesos evolutivos (Ghelardini et al., 2014) y especialmente para este trabajo la capacidad de adaptación para algunos contaminantes.

Los sauces tienen una amplia gama de utilidades en diversos países: producción de madera, ramas para cestería, generación de biomasa con fines energéticos, hasta aplicaciones en conservación y mejoramiento del ambiente (Yin et al., 2014; Clausen et al., 2015; Khurelbaatar et al., 2017). Asimismo, es frecuente encontrar a los sauces asociados a otras actividades económicas tales como agricultura, ganadería, horticultura y apicultura.

Salix babylonica (figura 15) tiene un importante valor desde el punto de vista ecológico ya que evita la erosión del suelo en riberas de ríos, con lo que protege la flora de la zona y fortalece los cauces ante posibles desbordamientos. Es un árbol caducifolio de copa redondeada y porte colgante, con una altura de entre 8 y 18 m y un ancho de copa de entre 6 y 10 m. Sus ramas son largas y delgadas, y cuelgan hasta el suelo. Su corteza es surcada, de color marrón oscuro, con las ramillas de color verde oliva. Sus hojas son simples, lanceoladas, miden entre 8 y 16 cm de largo, y son de color verde claro en el anverso y verde blanquecino en el reverso. Es una especie dioica. La floración se produce entre los meses de marzo y abril, con flores menudas agrupadas en amentos: los masculinos, de 1.5 a 2 cm de largo y de color amarillento; los femeninos, de 2 a 3 cm y de color verdoso. Sus frutos son cápsulas de 3 a 4 mm de diámetro y de color marrón verdoso que maduran entre mayo y junio y al abrirse sueltan las semillas, cubiertas de pelos sedosos de color blanco amarillento gracias a los cuales se las lleva el viento.

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 y acumulación selectiva de contaminantes (Mleczek et al., 2010; Charris & Caselles-Osorio, 2016).

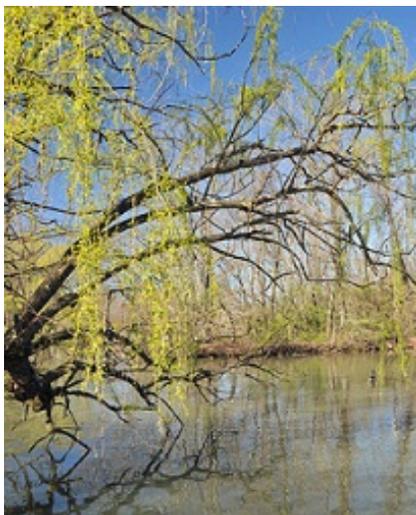


Figura 15. *Salix Babylonica* (Seiler, 2015).

1.15 Tratamientos acoplados (electroquímicos-biológicos)

Los productos farmacéuticos, una vez que llegan al ambiente, pueden ser transportados y distribuidos en el agua, aire, suelo o sedimentos dependiendo de factores tales como las propiedades físico-químicas del producto y las características del medio receptor. La Tabla 6 muestra las publicaciones que describen la presencia de medicamentos en aguas superficiales, aguas residuales y lodos, esto indica que debe seguirse trabajando en la determinación de productos farmacéuticos y generar nuevas técnicas que logren mejorar la condición de cuerpos de agua. Esta tabla de igual manera abre el panorama a los alcances que este trabajo de maestría podría tener.

Tabla 6. Presencia de medicamentos en cuerpos de agua (Quesada-Peñate, 2009)

Fuente	Fármacos	Referencia
Lodos	Sulfapiridina, sulfametoxazol, trimitroprima, azitromicina, claritromicina, roxitromicina, carbamazepamina, difenhidramina, fluoxetina	Göbel et al., 2005 Kinney et al., 2006
Ríos	Paracetamol, estrona, 17 α estradiol, 17 β estradiol, 17 α etinil estradiol, mestranol, ácido salicílico, ácido clofíbrico, ibuprofeno, naproxeno, gemfibrozil, 5 β coprostanol, ornidazol, sulfametoxazol, sulfametacina, norfloxacin, ofloxacin, ciprofloxacina, flumequina, iopromida, carbamazepina, salbutamol, cafeína, ácidos pipemídico, oxolínico mefenámico y nalidíxico.	Peng et al., 2008 Tamtam et al., 2008 Sang et al., 2007
Afluentes y efluentes de plantas de tratamientos y hospitales	Paracetamol, ibuprofeno, naproxeno, ketoprofeno, diclofenaco, indometacina, fenoprofeno, 17 β estradiol, estriol, estrona, trimetoprima, tetraciclina, clortetraciclina, cimetidina, ciprofloxacina, claritromicina, clindamicina, eritromicina, gemfibrozil, sulfadimetoxina, sulfametazina, sulfametiazol, sulfametoxazol, sulfatiazol, sulfisoxazol, paroxetina, salbutamol, metoprolol, propranolol, atenolol, metronidazol, ranitidina, carbamacepina, codeína, cotinina, cafeína, fluoxetina, ketorolaco, diltiazem, primidona, fenitoína, ácidos mefenámico, salicílico, clofíbrico	Spongberg & Witter 2008 Thomas et al., 2007 Santos et al., 2007 Al-Rifai et al., 2007 Bound & Voulvoulis 2006 Lishman et al., 2006 Gomez et al., 2006

Algunos científicos alertan sobre el hecho de que las viejas plantas de tratamiento de aguas residuales no son capaces de eliminar muchos de los fármacos que llegan a las mismas pues estas plantas están diseñadas para remover fundamentalmente fosfatos y nitratos (Harder, 2003).

Como es bien sabido el problema del tratamiento de aguas residuales y de descarga presenta una grave problemática ambiental debido a la variedad de compuestos y concentraciones que caracteriza a estas aguas, día a día nos vemos más presionados a tener un uso más racional del recurso hídrico, es por eso que el desarrollo de tecnologías apropiadas de tratamiento de aguas es cada vez más urgente. Debido a ello, en los últimos años se han propuesto procesos de oxidación fotoquímicos y electroquímicos

como alternativa para el tratamiento de aguas contaminadas con sustancias provenientes de fuentes antropogénicas difícilmente biodegradables.

En los últimos años se han incrementado las investigaciones de utilizar procesos de oxidación avanzada combinados con tecnologías biológicas para tratar ciertas aguas residuales difíciles o imposibles de remover por procesos convencionales (fisicoquímicos/biológicos), sin embargo los sistemas aun distan de ser eficientes ya que no han sido suficientemente abordados.

Son múltiples las aplicaciones de estos procesos combinados para tratar aguas contaminadas por plaguicidas, fármacos, tintes, compuestos de la industria minera, etc. Pero aún no existe bibliografía acerca de estas tecnologías direccionadas hacia los procesos acuícolas por lo que esta es una nueva propuesta en los procesos de tratamiento de aguas residuales contaminadas por fármacos utilizados en la industria del cultivo de especies marinas.

2 Justificación

En México se cuenta con más de 10,000 kilómetros de costas y más de un millón de hectáreas de cuerpos de agua interior en donde se podría desarrollar la acuicultura, nuestro país se considera como uno de los países con mayor potencial para el desarrollo de esta actividad, ya que cuenta con una gran diversidad de climas, ecosistemas, recursos naturales y especies acuáticas (Rangel-López et al., 2014). Razón por la cual es imperativo abordar el tema de la contaminación del recurso agua con productos farmacéuticos empleados cotidianamente en esta práctica en el Estado de México.

El uso de antibióticos en los criaderos de la región puede llegar a producir modificaciones genéticas en distintos consorcios bacterianos cuando es vertido en los mantos acuíferos sin tratamiento alguno, además de que estos desechos poseen la capacidad de inducir la resistencia bacteriana. El mejorar la calidad del recurso antes de ser confinado en los cuerpos de agua receptores evitaría un inminente riesgo al ser humano producto de la exposición para los habitantes y minimizaría el riesgo de contacto con los diferentes microorganismos presentes en el agua.

El empleo de técnicas de remediación electroquímicas y biológicas han demostrado ser eficientes con una variedad amplia de contaminantes orgánicos e inorgánicos, en este sentido se propone una técnica novedosa acoplada electroquímica-biológica para remediar dicha situación. A la fecha no existe bibliografía específica que refiera el uso de dichos tratamientos acoplados a fármacos (Oxitetraciclina) empleados en la industria acuícola, práctica que deja derramas económicas millonarias cada año en el estado de México que es el principal productor trutícola de la nación y por ende el mayor contaminante de la República en el ramo; sin embargo, se pueden encontrar diversos artículos dónde se señalan las implicaciones que la exposición continua a la

Oxitetraciclina produce como por ejemplo, reacciones alérgicas, daño hepático, coloración de dientes, etc (Fritz & Zuo, 2007).

3 Hipótesis

Al implementar un tratamiento acoplado de electrocoagulación-fitorremediación con *Salix babylonica* en continuo al agua de desecho de la práctica de la acuicultura en el Estado de México, se obtendrá un mejoramiento en la calidad del agua, obteniendo al menos un 50 % en la remoción del activo farmacéutico (Oxitetraciclina).

4 Objetivos

4.1 General

Diseñar y aplicar un sistema acoplado electrocoagulación-fitorremediación con *Salix babylonica* en continuo para el mejoramiento de la calidad del agua en el agua de desecho de cultivos acuícolas por medio de la eliminación de Oxitetraciclina, antibiótico empleado para el tratamiento de la furunculosis en peces.

4.2 Particulares

1. Caracterizar el agua antes y después de los tratamientos para obtener las condiciones de mayor eficiencia de remoción considerando: pH, conductividad eléctrica, color, turbidez, DQO.
2. Cuantificar el fármaco antes y después de los tratamientos por técnicas de espectrofotometría UV-vis.
3. Realizar la caracterización biológica de *Salix babylonica* para los sistemas de tratamiento de mayor eficiencia de remoción determinado por los parámetros: Biomasa, clorofila a, b y carotenos.

5 Método

5.1 Obtención de Esquejes de *Salix babylonica*.

Las plántulas de *Salix babylonica* con las que se trabajó fueron obtenidas de 5 árboles de *Salix babylonica* localizados en la región de Lerma y Ocoyoacac del Estado de México, se tomaron a partir de las ramas secundarias y se cortaron ejemplares de 20 cm de longitud, estas se adecuaron a laboratorio mediante su colocación en recipientes plásticos estériles con 500 mL de agua destilada, la cual era cambiada 2 veces por semana, a temperatura ambiente con un fotoperiodo típico.

5.2 Adecuación y Propagación de plántulas de *Salix babylonica*

Se realizó la adecuación y propagación de plántulas de *Salix babylonica* a nivel laboratorio utilizando las técnicas de propagación de Peñafiel-Trujillo, 2013 y Sánchez-Sánchez, 2012.

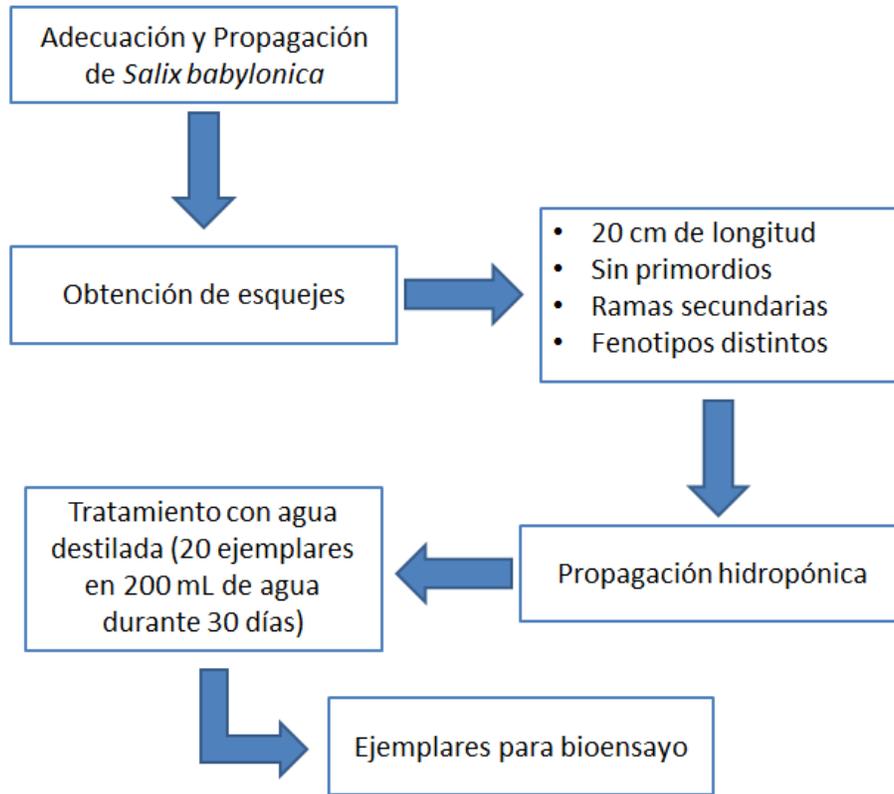


Figura 16. Propagación y adecuación de plántulas de *Salix babylonica* (elaboración propia).

5.3 Obtención y preparación de agua para tratamiento.

Se trabajó con una muestra adicionada con 30 $\mu\text{g}/\text{mL}$ de OTC. Se empleó un medicamento de uso veterinario llamado Oxiqueen 400 mismo que contiene 500mg de OTC base y 500mg de vehículo c.b.p, este se obtuvo mediante la compra directa con el proveedor de dos granjas que lo utilizan para el tratamiento de la enfermedad (furunculosis) en el Estado de México (Municipio de Villa Guerrero).

5.4 Diseño del reactor electroquímico

El reactor electroquímico con celdas de aluminio (20 x 60 x 2 mm) en forma continua equipado con un multímetro y una fuente de poder, cuenta con un volumen de 5.0 litros de

agua se controlaron 4 diferentes flujos de prueba 50,100, 150 y 200 mL min⁻¹ regulados con una válvula de compuerta, para el tratamiento del fármaco, estas pruebas se realizaron por triplicado, el diseño del reactor se realizó con base en Tejocote-Pérez *et al.*, 2010; 2012.

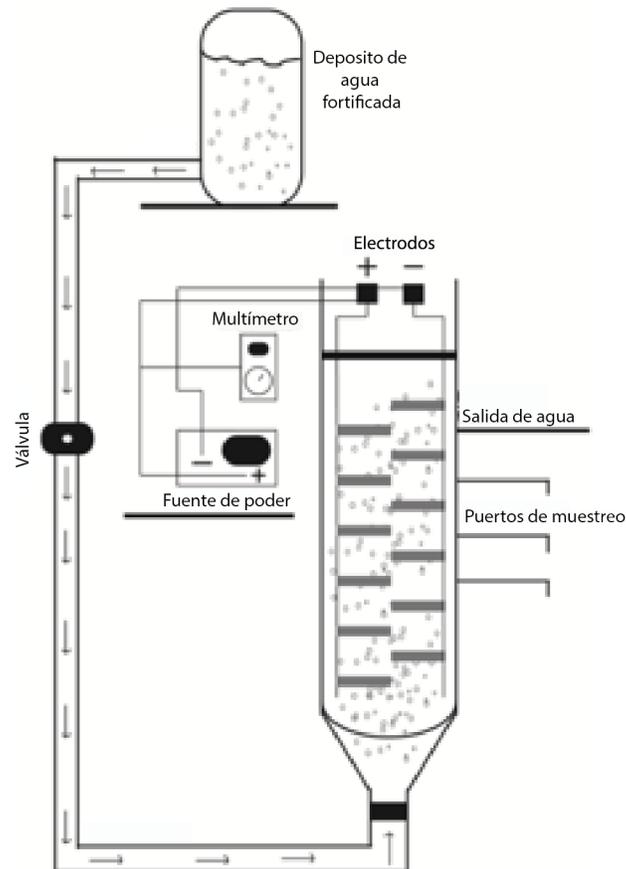


Figura 17. Reactor electroquímico continuo (*elaboración propia*).

5.5 Sistema de fitorremediación de *Salix babylonica*

El sistema de fitorremediación de *Salix babylonica*, se diseñó de manera continua para el tratamiento acoplado del fármaco procedente del reactor electroquímico. El diseño contempla la construcción de cámaras de inundación a las cuales se les verterán 5 litros del agua procedente del reactor electroquímico, en estas cámaras se colocarán las

plantas de *Salix*, de esta manera se realizaron diferentes combinaciones en cantidad de plantas durante el tratamiento biológico (30 y 60), de tal manera que se busco obtener las condiciones más eficientes probando también diferentes tiempos de retención (24, 48 y 72 horas) a los que se remueva la mayor cantidad de fármaco pre-tratado con el reactor electroquímico.

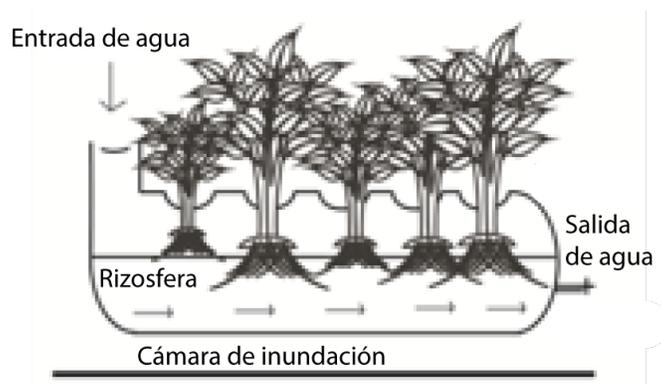


Figura 18. Sistema de fitorremediación horizontal con cámaras de inundación (elaboración propia).

5.6 Sistema Acoplado Reactor electroquímico-fitorremediación

La construcción final del sistema acoplado se muestra en la figura 19, en donde se ubican los componentes de cada reactor durante el proceso del tratamiento del fármaco, este cuenta con tres puertos de muestreo los cuales están ubicados 1) Entrada del sistema 2) Salida del reactor electroquímico 3) Salida del sistema de biofiltros, cada experimento se realizó tres veces y se calculó la desviación estándar para verificar la reproducibilidad de los resultados.

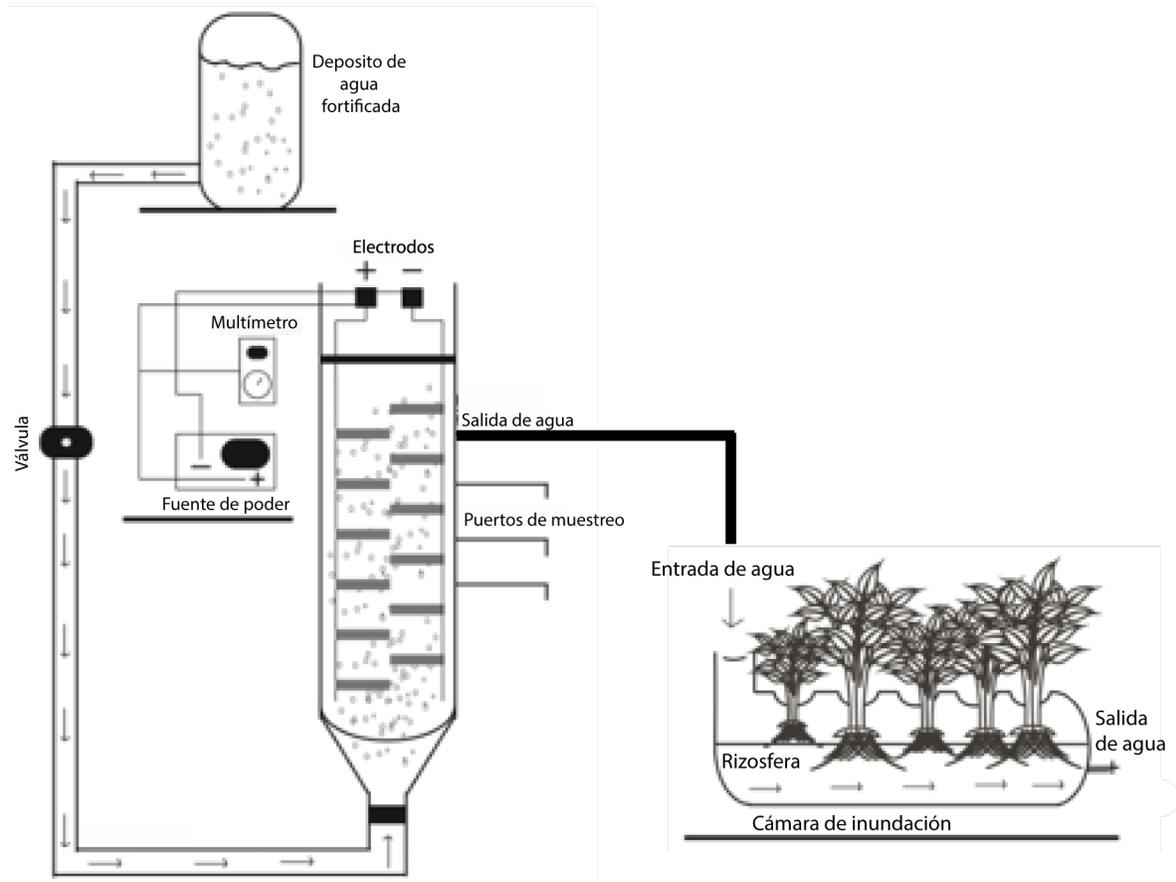


Figura 19. Sistema acoplado reactor electroquímico-fitorremediación con cámaras de inundación (elaboración propia)..

5.7 Caracterización del agua antes y después del tratamiento

La caracterización del agua antes y después de los tratamientos para obtener las condiciones de mayor eficiencia de remoción considerando: pH, conductividad, color, turbidez, DQO, se realizaron con base a las técnicas y fórmulas propuestas por Metcalf y Eddy (1995), Ronzano y Dapena (1995), Eckenfelder (1998), Ramalho (1996), Gray (1990) y las normas NMX-AA-008-SCFI-2001, NMX-AA-012-SCFI-2001, NMX-AA-028-SCFI-2001, NMX-AA-030-SCFI-2001, NMX-AA-038-SCFI-2001 y NMX-AA-045-SCFI-2001 para evaluar los siguientes parámetros:

5.7.1 pH

Se midió el estado del agua conforme a un gradiente ácido o básico, según el origen del agua evaluando sus niveles antes y después del tratamiento. Para ello se utilizará un potenciómetro marca OAKTON modelo 1230.

5.7.2 Turbidez

Se comparó la intensidad de la luz dispersada por la muestra con una suspensión de referencia antes y después del tratamiento en unidades FAU. Para ello se utilizará un espectrofotómetro HACH DR-4000.

5.7.3 Color

La técnica se basa en la medición del color verdadero y/o aparente en una muestra de agua mediante su comparación y apreciación visual con una escala estandarizada de platino-cobalto. Dicha unidad es la que se produce al disolver 1mg de platino/L en forma de ion cloroplatinato, el color se evaluó antes y después del tratamiento. Para ello se utilizó un espectrofotómetro HACH DR-4000.

5.7.4 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Se midió la cantidad de materia orgánica e inorgánica oxidada con ácido sulfúrico y ácido crómico a ebullición y una disolución de dicromato de potasio en equipo HACH Box, después de la digestión se cuantifica por espectrofotometría la cantidad de dicromato no reducido para determinar la cantidad consumida y calcular la materia oxidable en términos de oxígeno equivalente, la DQO se evaluó antes y después del tratamiento. Para ello se utilizó un espectrofotómetro HACH DR-4000.

5.7.5 Conductividad

Este parámetro se utiliza para medir la cantidad de sales o iones presentes en el agua, tales como Cl^- , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Na^{2+} y HCO_3^- con la finalidad de identificar el efecto reductor sobre algunos contaminantes antes y después del tratamiento. Para su medición se utilizó un conductímetro marca OAKTON modelo 1230.

5.7.6 Espectrofotometría UV-Visible

Se usó un espectrofotómetro UV-Vis Perkin Elmer (900-200 nm) para realizar barridos en los que se evaluó la disminución de la concentración de contaminantes antes y después del tratamiento, esto se obtiene mediante las propiedades de absorción de radiación electromagnética que tienen algunos contaminantes orgánicos en los efluentes industriales, estos procedimientos son recomendados por (Barrera-Díaz *et al.*, 2006) y (Tejocote-Pérez *et al.*, 2010).

5.8 Caracterización biológica de *Salix babylonica*

Para los tratamientos de mayor eficiencia de remoción se consideraron: Biomasa vegetal, clorofila a, b y carotenos.

5.8.1 Biomasa vegetal

Para evaluar la biomasa vegetal se consideraron los parámetros de longitud del tallo, número de hojas, área foliar, número de raíces y longitud de raíces y peso.

5.8.2 Concentración de clorofila a, b, total y carotenos

Este parámetro se evalúa directamente a las hojas de las plántulas aplicadas a los tratamientos con agua residual, para ello se aplicará la técnica de cuantificación de clorofila a, b y carotenos de Val *et al.*, 1985 y Cambrón-Sandoval *et al.*, 2011 ajustada por Tejocote-Pérez, *et al.*, 2012 con las siguientes ecuaciones:

Cl a ($\mu\text{g}/\text{mL}$) = 10.81 (A 662) – 0.75 (A 645) [1]

Cl b ($\mu\text{g}/\text{mL}$) = 19.02 (A 645) – 3.98 (A 662) [2]

Cl total ($\mu\text{g}/\text{mL}$) = 6.83 (A 662) + 18.27 (A 645) [3]

Carotenos ($\mu\text{g}/\text{mL}$) = 3.775 (A 479) – 0.21 (Cl b) [4]

6 Resultados

Los resultados obtenidos en este proyecto se encuentran incluidos en un artículo de investigación enviado a la revista Journal of Environmental and Public Health de la editorial Hindawi.

6.1 Carta de envío del artículo.

De: **Journal of Environmental and Public Health** yara.khaled@hindawi.com 
Asunto: 2893916: Acknowledging Receipt
Fecha: 26 de mayo de 2017, 17:10
Para: moytej@yahoo.com.mx
Cc: yara.khaled@hindawi.com, adrian.silis07@gmail.com, patbh2003@yahoo.com.mx, aamayac@uaemex.mx, gabyroamo@yahoo.com.mx, cbd0044@gmail.com



Dear Dr. Tejocote-Pérez,

The Research Article titled "Oxitetracline treatment in aqueous solution through a coupled system in continuous: electrocoagulation-Salix babylonica," by José Adrián Silis-Cano, Moises Tejocote-Pérez, Patricia Balderas Hernández, Araceli Amaya-Chávez, Gabriela Roa-Morales and Carlos Eduardo Barrera-Díaz has been received and assigned the number 2893916.

All authors will receive a copy of all the correspondences regarding this manuscript.

Thank you for submitting your work to Journal of Environmental and Public Health.

Best regards,

--

.....
Yara Khaled
Editorial Office
Hindawi
<http://www.hindawi.com>
.....
Celebrating our 20th Anniversary

6.2 Manuscrito enviado

Oxytetracycline treatment in aqueous solution through a coupled system in continuous: electrocoagulation-*Salix babylonica*

José Adrián Silis Cano ¹, Moisés Tejocote Pérez ^{2*}, Patricia Balderas Hernández³, Araceli Amaya Chávez ⁴, Gabriela Roa-Morales³, Carlos Eduardo Barrera-Díaz³

^{1,3}Centro Conjunto de Investigación en Química Sustentable. UAEMéx-UNAM. Carretera Toluca- Atlacomulco Km 14.5. 50200. Toluca, México. e-mail: adrian.silis07@gmail.com¹, patbh2003@yahoo.com.mx³, gabyroamo@yahoo.com.mx³, cbd0044@gmail.com³

²Centro de Investigación en Ciencias Biológicas Aplicadas. UAEMéx. Carretera Toluca- Atlacomulco Km 14.5, 50200. Toluca, México. e-mail: moytej@yahoo.com.mx

⁴Facultad de Química. Universidad Autónoma del Estado de México. Paseo Colón y Tollocan. 50120. Toluca, México. e-mail: aamayac@uaemex.mx

Abstract

The removal that a coupled system in continuum (electrocoagulation-*Salix babylonica*) is able to accomplish was evaluated with an aqueous solution of Oxytetracycline at a concentration of 30 $\mu\text{g ml}^{-1}$. An aluminum electrochemical reactor was employed, testing conditions such as flux, 50 to 200 mL min^{-1} , current density of 12.32 and 14.08 mA cm^{-2} ; the yield was also evaluated with 20 and 25 mM of sodium sulfate employed as support electrolyte. The reactor was coupled in continuum with *Salix babylonica* seedlings which were used as bio filters, the seedlings were obtained from the Lerma River Region, State of Mexico, under a flood chamber system. The results obtained demonstrate that under

optimal treatment conditions (flux 100 mL min^{-1} , $25 \text{ mM Na}_2\text{SO}_4$, y 14.08 mA cm^2) and 30 *Salix babylonica* specimens with 72 hours contact, an Oxytetracycline removal efficiency of 96.3% was obtained, in turbidity 89.3% and 71.4% in DQO. Biomass parameters and photosynthetic biomarkers display that *Salix babylonica* adapts to the polluted solution.

Key words: Wastewater, Oxytetracycline, Electrocoagulation, *Salix babylonica*

1. Introduction

Oxytetracycline (OTC) is a wide spectrum antibiotic, which belongs to the group of tetracyclines [1], it is employed in furunculosis treatment, a septicemic and ulcerative disease that affects salmon, rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*, and some other species inside *Salmo* genus. This condition is caused by bacteria belonging to the genus *Aeromonas*, affect organisms in juvenile state [2] and its rapid high resistance makes difficult the optimal treatment of the disease in aquaculture systems as well as in rainbow trout farms intended for human consumption in Mexico and Latin America, it is important to highlight that the state of Mexico is the leading producer nationwide [2]. There is a mistaken employment of such antibiotic since it is applied in high quantities to fish farms as a preventive and corrective treatment, its indiscriminate use and the final disposition of the washing water without treatment, generate partially harmful effects to human health and environmental impact [3].

The application form is not regulated by trout farms of State of Mexico, thus it becomes a refractory contaminant and persists in the water bodies of temperate forests of the entity, principally streams, rivers and lakes [4]. Therefore, residual water from fish farms needs treatment methods for its removal and/or inactivation.

Another aquaculture issue associated with Oxytetracycline is that, due to its average availability from 32 to 39 days, when it accumulates up to 4 cm as sediment inside ponds, it presents a much lower degradation, raising up its average availability from 64 to 220 days [5]. Hence, the sedimentary accumulation of this kind of wide spectrum antibiotic, can diminish natural water body microbiota as well as the degradation of organic matter, inhibit nitrogen biodegradation and minimize the ability of microorganism to reduce sulfates [6], impacting water, soil, and environmental quality; in addition to the bacterial resistance problematic [7].

The Oxytetracycline pollution has increased in the current aquaculture practices since it controls furunculosis, furthermore, prevents and controls other bacterial illnesses such as vibriosis and necrotizing hepatopancreatitis [8], an environmental problem that evolves together with trout production in the State of Mexico.

In Mexico, the water employed for fish farms is limited to volume, availability and production conditions because it is an activity that requires an estimation of 1414 m³ by day for a ton of fish production within a year [9]. Accordingly, a volume is considered, potentially similar, to the one that is susceptible contaminate by Oxytetracycline in Mexican fish farms, thus, it is relevant to propose methods that allow the reduction of its concentration as treatment systems, since in the last years, the trout production in the State of Mexico has become an important economic source in the country and outside [10], moreover, Mexican aquaculture represents one-third of the world production [11].

As Oxytetracycline treatment and removal method, electrocoagulation is a clean technology that offers higher efficiencies for trout production in the State of Mexico, as well as its

couples with biological and phytoremediation treatments with semi-aquatic plants as *Salix babylonica* willow [12].

Electrochemical treatment is molded at reactor level, for this, there are designs that can be evaluated under coupled treatment system, as the required by water with Oxytetracycline from trout production, is the case of Tejocote-Pérez, et al. [13] system. The electrochemical reactor is an electrolytic cell built by aluminum-made cathode and anode where a redox reaction is generated for the purpose of producing an aluminum coagulant that reacts and denaturalizes the contaminant [14].

In the aluminum reactor, the following reactions are carried out: (eq. 1-5) [15]

For aluminum anode:



In alkaline conditions:



In neutral conditions:



Water electrolysis produces oxygen and hydrogen as follows:

In the anode:



In the cathode is:



The aluminum electrocoagulation boosts the removal efficiency when coupled with a biological treatment, as in the case of *Salix babylonica* willow. The willow is a diverse species originated in China and widely distributed in the State of Mexico; as introduced species in agricultural practices. It is a semi-aquatic species that inhabit wetlands and floodable environments; it can be found close to lakes, rivers and man-made water bodies such as ponds and irrigation canals, it took part of the composition and structure of Lerma River vegetation in the State of Mexico, as well as Toluca valley marshes [16]. Some of the properties of *Salix babylonica* that makes it able to improve the quality of polluted water with antibiotics are, its tolerance, easy adaptation, vegetative reproduction and its high capacity of selective and meta biosorption [17].

In this manner, this research had as objective, first, evaluate the electrochemical system proposed by Tejocote-Pérez, et al. [13] and adequate the optimal conditions of operation for Oxytetracycline pollutant, then design and evaluate a bio filter system employing *Salix babylonica*, and so, join both methods in order to obtain an aluminum- *Salix babylonica* electrocoagulation system for the aquaculture contaminant Oxytetracycline, currently employed for furunculosis control in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* production in the State of Mexico.

2. Materials and method

2.1 Electrochemical reactor

The design of Tejocote-Pérez, et al. [13] was utilized, modifying some operational conditions to adequate the reactor to the Oxytetracycline treatment in aqueous solution, the electrochemical reactor, which design is shown in figure 1a, consist of an acrylic column of 400 mm height, 100 mm diameter, twelve aluminum electrodes (six anodes and six cathodes) measuring 20 x 60 x 2 mm separated by 20 mm distance between each electrochemical cell, such electrodes were connected to a source of analogue power of variable power, the input stream is adjustable through manual gate valves, the parameters evaluated to determine the optimal conditions of operation were: current density (12.32 y 14.08 mA cm²), the flux, parameter directly associated with time retention, the time that water remained in the reactor (15, 30, 45 and 60 min that corresponds to a 200, 150, 100 y 50 mL min⁻¹ respectively) and the electrolyte of support (Na₂SO₄ a 20 and 25 mM) with the purpose of enhance the efficiency in the electrochemical treatment as described in researches of Cañizares, et al. [18], García-Morales, et al. [19] and An, et al. [20]. The employed Oxytetracycline comes from the medicine of aquaculture use Oxiqueen Reerson brand lot 1551801-06, the concentration to evaluate was 30.26 µg/mL.

2.2 Design of flood chambers

The design and construction of four flood chambers that were employed as biological reactor were performed; horizontal acrylic columns of 750 mm length, 100 mm diameter with a total volume of 6 liters composed them. The chambers have five culture ports separated by 80 mm distance, in which 30 and 60 *Salix babylonica* cuttings obtained from

adult trees in the Rio Lerma region in the State of Mexico (Fig. 1b), the cuttings were straight, 20 cm length and were obtained from secondary branches, they were adequate at laboratory level in 500 mL of distilled water, at average temperature of 19°C and regular photoperiod. The specimens employed in the experimental flood chambers present an average weight of 25 gr, three primary roots and one branch each specimen, in the biological reactor case the studied variable was the number of specimens needed to reach the greatest removal (30 or 60 cuttings) as well as the time of 24, 48 or 72 hours [21].

2.3 Coupled system

The water stream during the system is carried out by gravity, the Oxytetracycline solution ($30 \mu\text{g mL}^{-1}$) pass through the electrochemical reactor (Fig. 1a), then through an output gate valve and subsequently to 45 minutes in contact with aluminum electrodes, each drop of water pass through each one of the four flood chambers (fig. 1b), and remains there until 72 hours in contact with the radicular system of *Salix babylonica* [13], [22, 23].

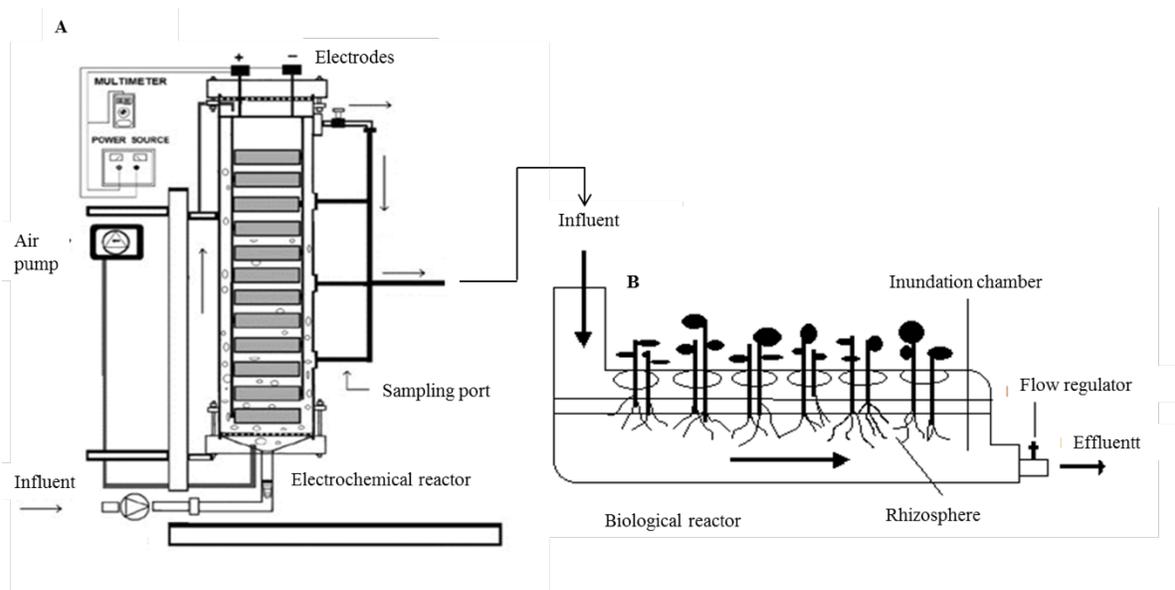


Fig. 1. Diagram of the coupled treatment system. The basic components for the system operation are shown in the picture (source of power, multimeter, aluminum electrodes, valves for flux regulation and plants previously conditioned in the laboratory).

2.3.1 *Salix babylonica* tolerance to Oxytetracycline

The response of *Salix babylonica* specimens to a fortified solution of Oxytetracycline and Na_2SO_4 without pre-treatment of the electrochemical reactor was evaluated, in order to observe whether the plants are capable of absorbing or transform the solution. The responses were evaluated through Uv-Vis spectroscopy [24] employing a HACH Brand DR-500 spectrophotometer, first, a scanning from 200 to 450 nm was carried out to identify the maxims of absorption in the system, detecting the principal pick of Oxytetracycline at 354 nm wavelength [25]. Subsequently, a standard curve was constructed in triplicate at a concentration intervals from 6.0 to 36.0 $\mu\text{g ml}^{-1}$ of Oxytetracycline, obtaining a linear equation, $r^2=0.9993$ [26].

$$y = 0.0947 x + 0.11 \quad [\text{eq.6}]$$

$$\text{Abs} = 0.0947 (\text{concentration of OTC } (\mu\text{g mL}^{-1})) + 0.11 \quad [\text{eq.7}]$$

Once located the Oxytetracycline peak, *Salix babylonica*'s tolerance was evaluated with 30 specimens and 6 liters of the fortified solution ($30 \mu\text{g mL}^{-1}$ OTC + 25 mM Na_2SO_4), the solution and the specimens stayed in contact through seven days.

2.3.2 Physicochemical parameters evaluation

Physicochemical parameters were evaluated as pH [27], conductivity [28], color [29], turbidity [30] and COD [31]. These parameters were evaluated before and after the electrochemical system and after the biological treatment with *Salix babylonica* in the flood chambers. For pH, a potentiometer OAKTON brand 1230 model was utilized [32], the pH behavior along the process was determined under the current normativity (NMX-AA-008-SCFI-2011). For turbidity, a spectrophotometer HACH DR-4000 was employed [33-35]. For color, a platinum-cobalt spectrophotometer was utilized [36, 37] the initial color of the initial solution is light yellow with a 34.0 Pt-Co value [38]. For the chemical oxygen demand (COD) the organic and non-organic oxidized matter quantity was determined with sulphuric acid and chromic acid to boiling point applying potassium dichromate, after digestion, it was quantified by spectrophotometry (HACH DR-4000) [39, 40] the quantity of non-reduced dichromate and the consumed quantity of oxidable matter in terms of equivalent oxygen.

2.3.3 Evaluation of biological parameters

The parameters of number of branches, number of leaves, leaf area, number of roots and length of roots were measured, it was also quantified the concentrations of a chlorophyll, b chlorophyll and carotenoids applying the technic described by Val, et al. [41] and Cambrón-Sandoval, et al. [42] with the equations 8-11 in the trees at the beginning and at the end of the treatments system.

$$\text{Cl a } (\mu\text{g mL}^{-1}) = 10.81 (\text{A } 662) - 0.75 (\text{A } 645) \quad [\text{eq.8}]$$

$$\text{Cl b } (\mu\text{g mL}^{-1}) = 19.02 (\text{A } 645) - 3.98 (\text{A } 662) \quad [\text{eq. 9}]$$

$$\text{Cl total } (\mu\text{g mL}^{-1}) = 6.83 (\text{A } 662) + 18.27 (\text{A } 645) \quad [\text{eq.10}]$$

$$\text{Carotenes } (\mu\text{g mL}^{-1}) = 3.775 (\text{A } 479) - 0.21 (\text{Cl b}) \quad [\text{eq.11}]$$

2.3.4 Sludge and sediment evaluation

All the sludge and sediments originated by the treatment were evaluated, this were filtered and left to dry in a dryer for 72 hours, once dried, they were milled and homogenized, employing IR spectroscopy the samples were analyzed utilising a Nicolete Avatar 360-FT-IR spectrophotometer, 5 mg samples in addition with a 100 mg of potassium bromide were weighed with the purpose of keeping constant concentrations in order to compare sediments through its absorbance and not by transmittance percentage [43].

3. Results and discussion

3.1 Oxytetracycline removal

The optimal operational conditions for the electrochemical and biological reactor were 14.08 mA/cm² [44], with a 100 mL min⁻¹ flux, 25 mM of Na₂SO₄ with 30 *Salix babylonica* specimens and a 72-hour contact.

To determine the 30 chosen specimens a test with 60 and 30 plants were carried out, without pre-treatment. The results showed a 4.23 y 7.55% removal for 24 and 48 hours respectively for the best case (30 *Salix babylonica* plants), the last evaluated day it presented 26.57%, removal. The 30 specimens that entered to the system looked healthy, without evident intoxication at the end of the evaluation, this test demonstrates the adaptive ability [45] of *Salix babylonica*, as well as its capacity of remove and/or transform Oxytetracycline.

In figure 2, it can be noticed that there are a difference in the sample spectral scanning submitted to electrocoagulation treatment and the one without pre-treatment employing only the cuttings specimens, the length wave of 354 nm that sampled analyzed after 45-minute electrocoagulation applied, did not show a defined pick as the sample which was not submitted to the pre-treatment, which indicates that when a sample is submitted to the electrochemical reactor, this changes its structure and can be working with other reaction products when entering to the biological system, however, taking into account the absorbance obtained, it is demonstrated that it can be possible to remove 95.4% under the same conditions but for *Salix*.

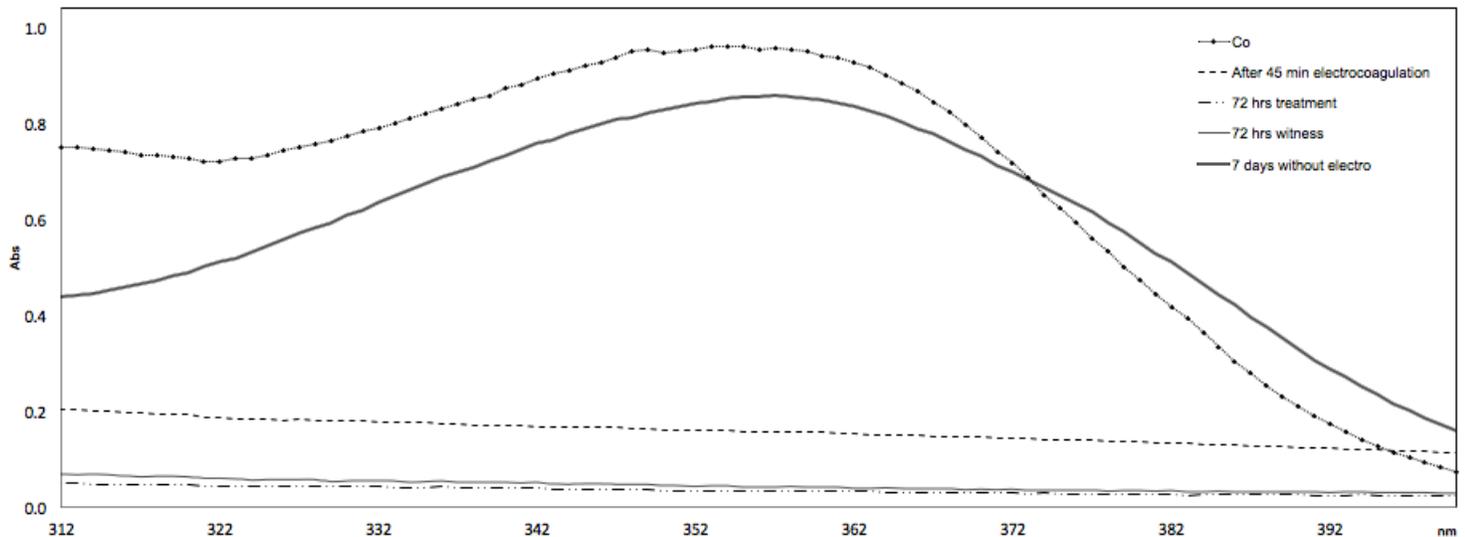


Fig. 2. UV Spectral Scanning from 312 nm to 400 nm. The 354 pick (Oxytetracycline) shows a diminishing of Oxytetracycline after 7 days in contact with *Salix babylonica* after electrocoagulation (45 min of electrocoagulation, 72 horas of treatment and control) there are not a pick in the region, which indicates that the molecule has changed.

Referring to IR analysis, it was determined that, for both cases, control and treatment, Oxytetracycline residues are found, bands in 1050 and 800 belonging to any salt, in this case, Sodium sulfate employed as support electrolyte, some primary amides and OH groups. in figure 3 it can be noticed that there is a lower concentration of the treatment residues compared with control, in this way it is ensured that a migration phase takes place of Oxytetracycline and sodium sulfate due to the electrochemical treatment and after his, plants exploit a portion of sediments for biomass generation.

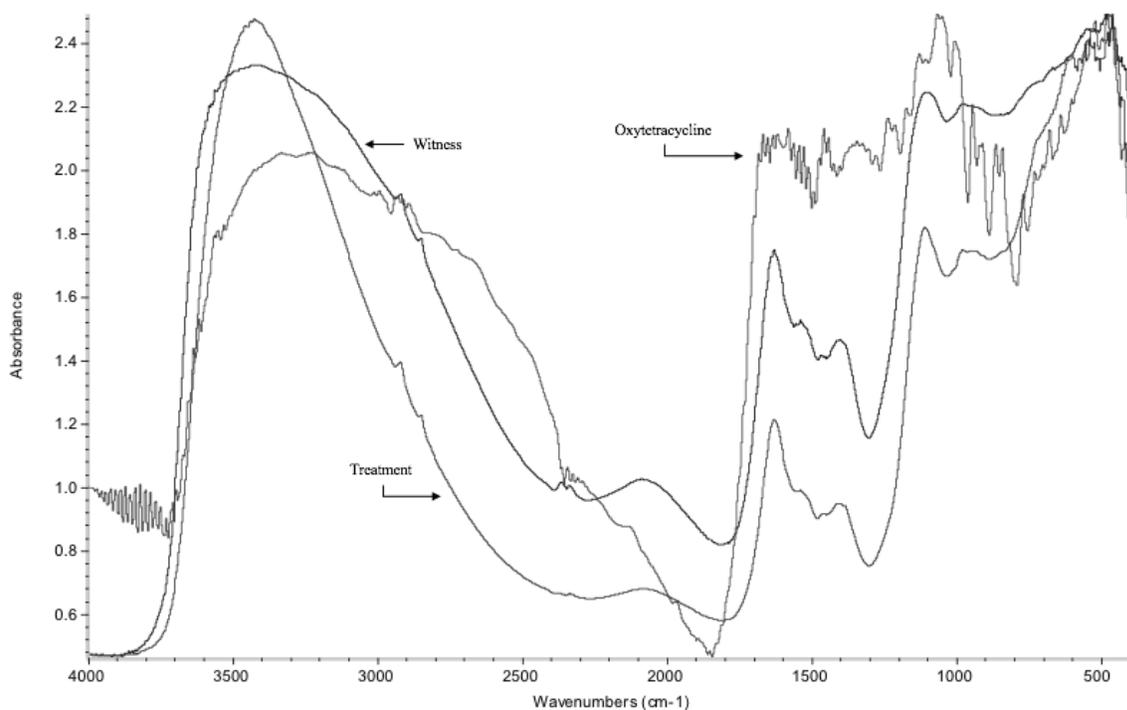


Fig. 3. Comparison between sediments analyzed through IR of treatment and control vs Oxytetracycline standard.

3.2 Physicochemical parameters

3.2.1 pH

At 45 minutes of electrocoagulation, the solution pH rises considerably [46], from an initial value of 6.5 to 8.68. The contact solution with *Salix babylonica* tend to neutralize the solution reaching a 7.45 value after a 72-hour biological treatment, in the other hand, the pH of control solution kept in 8.34.

3.2.2 Turbidity

The initial conditions of fortified water with active pharmaceutical and Na_2SO_4 are of 60 FAU (fig 4a), after the application of electric current, this value rises to 207 FAU [47], however, after the contact with the *Salix babylonica* solution, diminish up to 80.0%, 83.0% and 89.0% for 24, 48 and 72 hours, respectively. The control solution did not show any change after 72 hours, it maintains with 207 FAU initial unities.

3.2.3 Color

The color after the electrochemical treatment rise to 90 unities, figure 4b shows the color elimination tendency in the coupled process in where, after 72 hours with *Salix babylonica* the color in the solution decrease in 85.6%, while the control treatment displays a decrease of 94.4%, this difference is represented by few particles that are not treated by the biological system [48] with *Salix babylonica* in the future, an evaluation of filtration in root level would determine the efficiency in sedimentation studies.

3.2.4 COD

The COD of synthetic water before treatment is about 63 mg L^{-1} , immediately after being submitted to electrochemical treatment, this parameter decrease to 53.42 mg L^{-1} , that represents 9.5% of removal. Subsequent to the biological treatment, the COD diminish 71.4% with the willow and 60.0% without willow in a 72 contact hours window [49, 50]. This means that COD decrease whilst the contact time with *Salix babylonica* rise because from the first 24 hrs and up to 72 hrs of evaluation, COD rise its efficiency in 9% compared with control, which was constant. In this manner, the biological assimilation of the sediments is observed, characterized by IR spectroscopy (Fig. 4c).

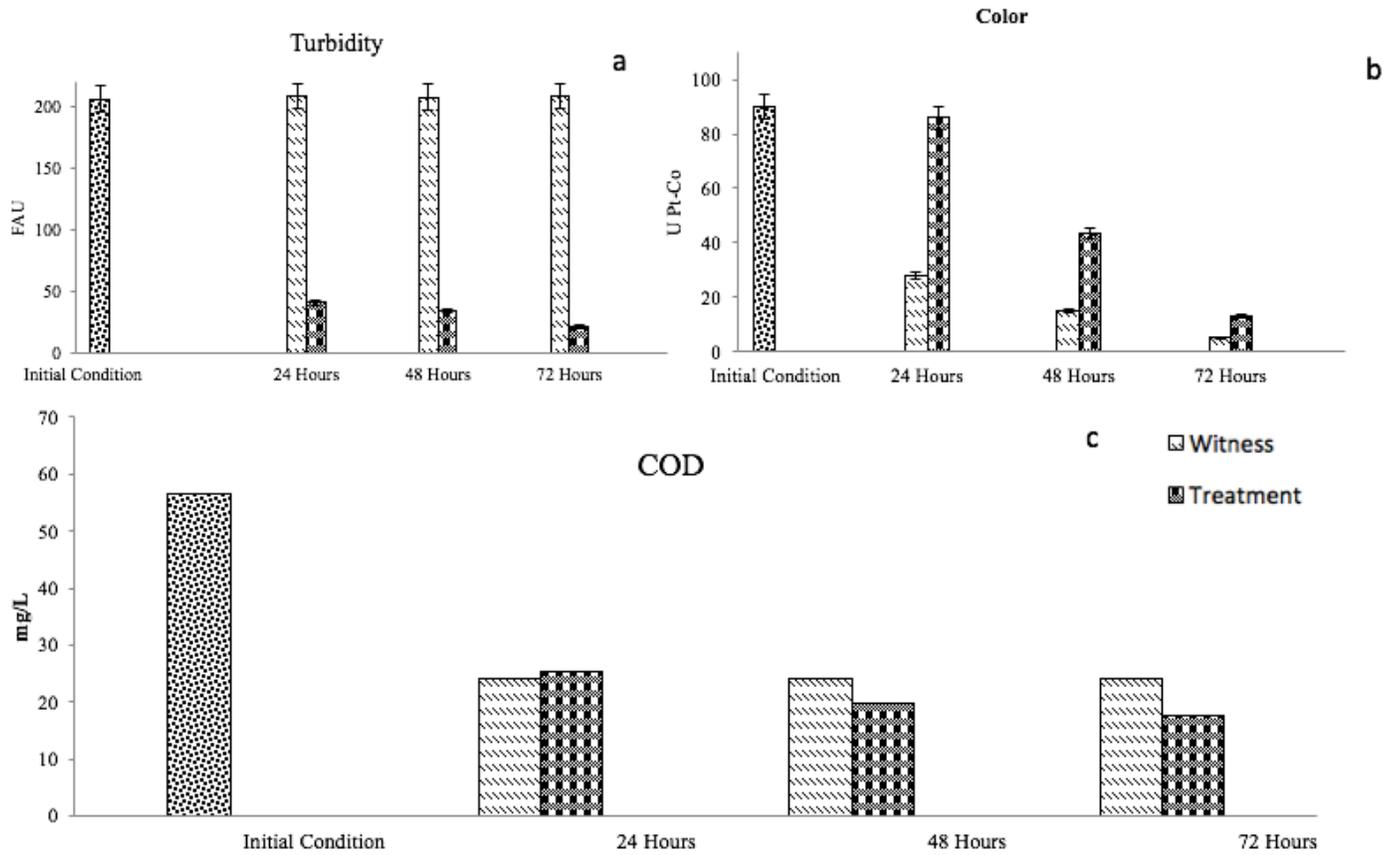


Fig. 4. Behavior of (a) turbidity, (b) color y (c) COD along 72 hours after electrocoagulation for control water and treated with *Salix babylonica*.

3.3 Biological parameters

3.3.1 Plant biomass

A one-way ANOVA was carried out with a significance level of 0.05 for each biological parameter evaluated [51], the measurements were separated by flood chamber and for control plants, which were in contact with water during 72 hours of evaluation. The results indicate that plants employed in the treatment survive and are capable of generating

biomass [52], thus any toxic effect of the solution obtained from the electrochemical reactor is discarded for *Salix babylonica* [53].

For the fresh weight (Fig. 5a), at 72 hours, an average increment in weight of 7.9% was reported while control 17.9, it can be noticed that the three flood chambers display the same tendency [54] and there are no significant differences between them [55], the tendency in control plants is also towards biomass generation. In the number of branches (Fig. 5e), a similar tendency was found [56], while control displays 25.6% more branches, the triplicate in contact with Oxytetracycline increase 9.9% in average. The difference in number of leaves (Fig. 5c) is greater, which present a 22.3% average increment while control plants increase 66.9%, compared with leaf area biological parameter [57] (Fig. 5f) plants submitted to Oxytetracycline display a lower difference 41.1% against 49.1% for control, despite of the lower generation of the organisms in contact with the solution could represent a toxic response, it is clear that plants in contact with the treated synthetic solution employ available nutrients in the solution to reinforce its structure instead of producing a new one [58]. At radicular level an average of 13.2% in growth is presented for experimental plants compared with 47.7% of control group (Fig. 5d) also a difference of 82.8% for the number of roots (Fig. 5b) more noticeable in control plants, therefore, the direct contact with the solution, caused a lower growth [59] in the number of roots and extension.

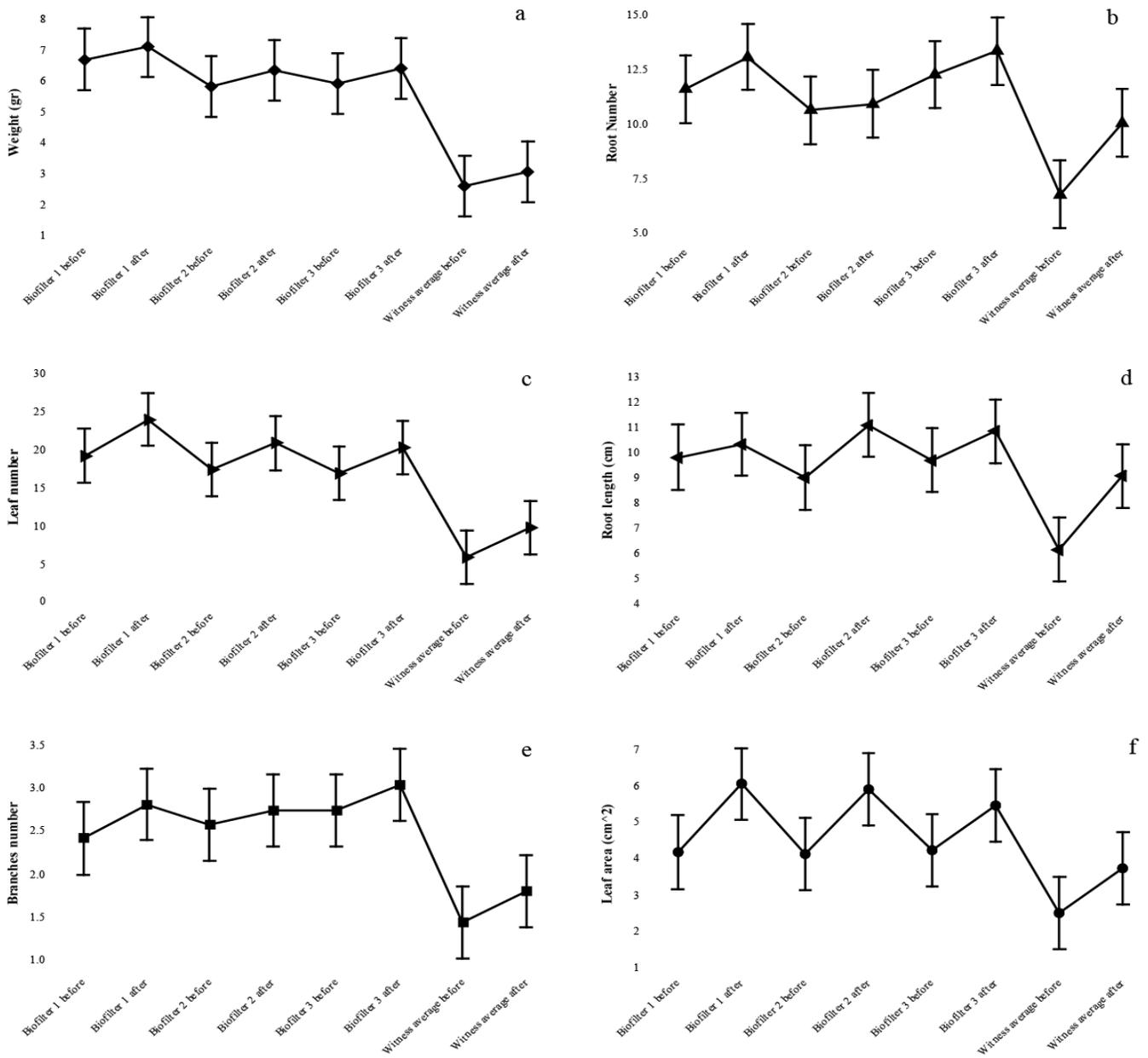


Fig. 5. Pigment concentration before and after treatment a) solution in contact with OTC b) control with distilled water.

3.3.2 Chlorophyll and carotenoids concentration.

As visible in figure 6, there is a low a chlorophyll production, for both groups [60], after 72 hours of treatment this pigment do not display significant differences with control plants. B chlorophyll compensates the loss of a chlorophyll in the treated plants, this rise from 1.01 to 3.50 $\mu\text{g mL}^{-1}$, the final total chlorophyll did not show differences compared with biological treatment, for the control group, the total production of chlorophyll decrease at 50%, thus, it can be demonstrated that the biochemical activity influenced by the solution, despite its decreasing, is able to maintain photosynthetic activity and generate biomass in organisms in contact with Oxytetracycline. The quantification of carotenoids [61] decrease in the 72 hours of treatment, however, there are no significant differences in the initial concentration of the treatment in control plants and the plants treated with Oxytetracycline, this indicates that *Salix babylonica* specimens presented positive conditions in the photosynthetic physiology, which suggests a low toxicity by Oxytetracycline towards the biological treatment and a high resistance to Oxytetracycline.

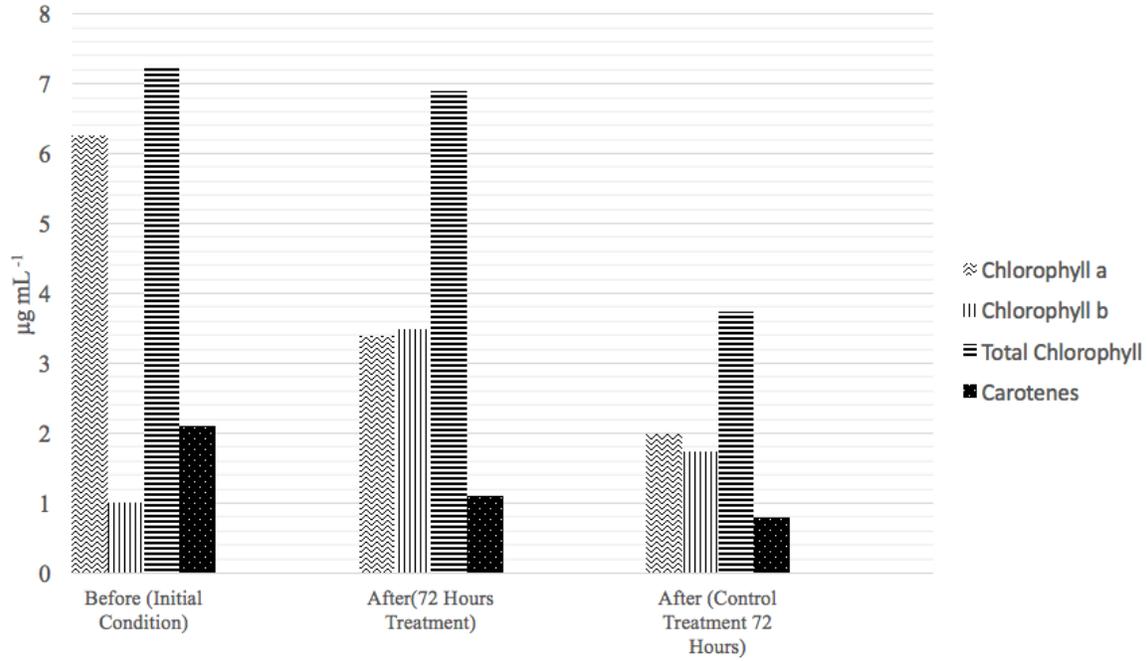


Fig. 6. Pigment concentration before and after treatment solution in contact with OTC and control with distilled water

These results demonstrate that *Salix babylonica* enhance turbidity, pH and COD conditions in the treated solutions because, the increments and variations in chlorophyll quantity indicate that the plants maintain its photosynthetic activity and besides there are not demises by lethal conditions [53]

Pigment results also show an active physiological state since the plants were evaluated in the highest photo stimulating activity, which is at noon. These considerations are important due to the reason that there are diverse researches where it is demonstrated that the chlorophyll and carotenoids content must be evaluated in the most efficient photoactive moment and under controlled circumstances [62]. This study shows the controlled results. Likewise, the stress state, decrease the photosynthetic activity and the plant development plants [63], hence, there were no signs of stress since there were any death recording and

the plants were alive for over 72 hours after the experimentation, even days. *Salix babylonica* has optimal resistance and adequacy conditions, which, in further researches, must be studied under the hypothesis in which time and adequacy period determine its efficiency and diminish COD in polluted water with this drug.

It is known that carotenoids protect highly oxidative cells and radical tissues, through antioxidant activity, this pigment also collect photons, however, imitate the harmful effects of high radiation is its more important role [63], the carotenoid diminishing during the experiment occurred since *Salix babylonica* plants were inside an initial phase of physiological stress and tolerance state tolerance [64] due to the contact with pre-treated Oxytetracycline [65], therefore, the antioxidant effect generated a self-consumption [66], noticed by its decrease [67]. With these results, it is important to study tolerance kinetics and adequacy of *Salix babylonica* along the contact time with Oxytetracycline and other aquaculture chemical pollutant, it is confirmed as well that the time and period of adequacy are determinant for the efficiency and diminishing of pollutants by the willow.

Healthy plants are able to grow and have great concentrations of chlorophyll, in relation with not healthy plants [68, 69] the biggest part of leaf nitrogen, is content in chlorophyll molecules, the chlorophyll concentration in the leaves can be a parameter for the nitrogen content [70], it is possible that the electrochemical treatment allows a separation of molecules of nitrogen that form the Oxytetracycline, allowing plants employ the available nitrogen when changing from the electrochemical reactor to the biologic, demonstrating the increment of b chlorophyll for plants in contact with the solution and the decreasing in control plants.

4. Conclusions

The results of this investigation demonstrate that the electrocoagulation-*Salix babylonica* coupled system is suitable for the elimination of Oxytetracycline, removing 96.4% of the drug. The pH is neutralized, COD, color and turbidity enhance in 71.4%, 89.00% and 85.6%, respectively in the coupled system. The active medicine is removed in the aqueous phase through electrochemical treatment and goes to the residual sludge. The pre-treatment assist in the sedimentation and bio assimilation of the Oxytetracycline and the salts employed as supportive electrolytes by *Salix babylonica* inside the flood chambers. Therefore, *Salix babylonica* increase in biomass at 7.9% in weight, 9.9% in branches, 22.3% I number of leaves, 41.1% in leaf area, 13.1% and 8.12% in length and number of roots, respectively after 72 hours of treatment. Finally, the decrement of photosynthetic pigments displays an initial state of tolerance and adequacy of *Salix babylonica* to pre-treated Oxytetracycline.

5. Acknowledgements

The researchers appreciate the support given by CONACYT, the scholarship given to Jose Adrian Silis Cano during this investigation as well as the UAEMex project 4134/2016E

6. References

- [1] A. A. Machado, J. H. P. Américo-Pinheiro, S. P. Carraschi, C. Cruz, and J. G. Machado-Neto, 'Toxicidad aguda y peligro ambiental a la tilapia antibiótico oxitetraciclina (*Oreochromis niloticus*), *Daphnia magna* y *Lemna minor*', *Arq. Bras. Med. Veterinária e Zootec.*, vol. 68, no. 5, pp. 1244–1250, 2016.
- [2] W. Suárez and F. Herrera, 'Aislamiento de *Aeromonas* spp. en muestras de pescado fresco comercializado en pamplona (norte de Santander)', *Rev. U.D.C.A Actual. Divulg. Científica*, vol. 14, no. 2, pp. 7–13, 2011.
- [3] F. C. Cabello, 'Heavy Use of Prophylactic Antibiotics in Aquaculture: A Growing Problem for Human and Animal Health and for the Environment', *Environ. Microbiol.*, vol. 8, pp. 1137–1144, 2006.
- [4] M. S. Abad-Rosales, 'Avances en acuicultura y manejo ambiental.', in '*Interacción de factores físicos, químicos y biológicos, en el cultivo de camarón*', 1st ed., L. A. Ruiz, R. C. Berlanga, and B. L. M., Eds. México, 2011, pp. 151–163.
- [5] P. Smith and O. B. Samuelson, 'Estimates of the significance of out-washing of oxytetracycline from sediments under atlantic salmon sea-cages', *Aquaculture*, vol. 144, pp. 17–26, 1996.
- [6] H. Santiago, M. L. Espinoza P, and A. Bermudez A, 'Uso de antibióticos en la camaronicultura', *Rev. Mex. Ciencias Farm.*, vol. 40, no. 3, pp. 22–32, 2009.
- [7] E. Cabrera, R. F. Gómez, and E. Zuñiga, 'La resistencia de bacterias a antibióticos, antisépticos y desinfectantes una manifestación de los mecanismos de supervivencia y adaptación', *Colomb. Med.*, vol. 38, no. 2, pp. 149–158, 2007.
- [8] A. Espinosa Plascencia and M. del C. Bermudez Almada, 'La acuicultura y su impacto al medio ambiente', *Estud. Soc.*, no. 2, pp. 221–232, 2012.
- [9] FAO, *Estado Mundial de la Pesca y Acuicultura*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, 2010.
- [10] A. L. Luers, R. L. Naylor, and P. a. Matson, 'A case study of land reform and coastal land transformation in southern Sonora, Mexico', *Land use policy*, vol. 23, no. 4, pp. 436–447, 2006.
- [11] R. Casas and J. Dettmer, 'El sector acuícola en el noroeste de México; importancia del conocimiento y la innovación', *Gac. Ideas CONCYTEG*, no. 9, pp. 1–10, 2007.
- [12] A. P. R. Mejía, Á. A. Ruiz, and L. F. G. Giraldo, 'La Electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas. (Spanish)', *Electrocoagulation: Challenges and opportunities in water treatment. (English)*, vol. 1, no. 2. Corporacion Universitaria Lasallista, pp. 58–77, 2006.
- [13] M. Tejocote-Pérez, P. Balderas-Hernández, C. E. Barrera-Díaz, G. Roa-Morales, and R. Natividad-Rangel, 'Treatment of industrial effluents by a continuous system:

- Electrocoagulation – Activated sludge’, *Bioresource Technology*, vol. 101, no. 20, pp. 7761–7766, 2010.
- [14] M. P. Soberanis, a. M. Domínguez, C. a. Gonzalez Ramírez, F. Prieto García, a. Guevara Lara, and J. E. G. Espinosa, ‘Revisión de variables de diseño y condiciones de operación en la Electrocoagulación’, *Rev. Mex. Ing. Química*, vol. 10, no. 2, pp. 257–271, 2011.
- [15] G. Chen, ‘Electrochemical technologies in wastewater treatment’, *Sep. Purif. Technol.*, vol. 38, no. 1, pp. 11–41, 2004.
- [16] A. Sánchez-Sánchez, ‘Efecto de *Salix babylonica* sobre contaminantes en efluentes industriales’, *Tesis grado Univ. Auton. del Estado México*, 2012.
- [17] E. Meers, B. Vandecasteele, A. Ruttens, J. Vangronsveld, and F. Tack, ‘Potential of five willow species (*Salix* spp.) for phytoextraction of heavy metals.’, *Environ. Exp. Bot.*, vol. 1, no. 60, pp. 57–68, 2007.
- [18] P. Cañizares, F. Martínez, C. Saénz, and M. A. Rodrigo, ‘La electrocoagulación, una alternativa al proceso convencional de coagulación de aguas residuales’, *Afinidad, Rev. química teoría y Apl.*, vol. 66, no. 539, pp. 27–37, 2009.
- [19] M. A. García-Morales, G. Roa-Morales, B.-D. C., and T. B. Pavón Silva, ‘Integrated Advanced Oxidation Process (Ozonation) and Electrocoagulation Treatments for Dye Removal in Denim Effluents’, *Int. J. Electrochem. Sci.*, vol. 8, no. 6, pp. 8752–8763, 2013.
- [20] C. An, G. Huang, Y. Yao, and S. Zhao, ‘Emerging usage of electrocoagulation technology for oil removal from wastewater: A review’, *Sci. Total Environ.*, vol. 579, pp. 537–556, 2016.
- [21] M. Torres-Cerón, J. A. Vidales, H. Rodríguez, D. J. González-Mille, A. I. Luna-Maldonado, and E. J. Alejo Sánchez, ‘Evaluación fitotóxica del efluente de agua residual tratada en lagunas de oxidación utilizada para riego agrícola.’, *Química Hoy. Rev. la Univ. Auton. Nuevo León*, vol. 5, no. 2, 2015.
- [22] J. C. Charris and A. Caselles-Orsorio, ‘Eficiencia de eliminación de contaminantes del agua residual doméstica con humedales construidos experimentales plantados con *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) y *Echinochloa colonum* (Poaceae) Eficiencia de eliminación de contaminantes del agua residual domés’, *Tecnol. y Ciencias del Agua*, vol. 7, no. 6, pp. 93–103, 2016.
- [23] J. A. Quintero Cardozo, ‘Evaluación de humedales artificiales pilotos de flujo horizontal y tipo superficial y subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales’, *INGENIUM. Rev. la Fac. Ing.*, vol. 15, no. 29, pp. 85–112, 2014.
- [24] V. Agrahari, M. Bajpai, and S. Nanda, ‘Development of a simple UV-spectrophotometric assay method for Satranidazole and study of its degradation profile’, *Int. Res. J. Pharm.*, vol. 4, no. 4, 2013.
- [25] S. M. Alvarado, E. Ascanio, and C. Méndez, ‘Determinación de residuos de

- oxitetraciclina en muestras de tejido bovino destinadas al consumo humano’, *Rev. la Fac. Ciencias Vet.*, vol. 31, no. 1, pp. 159–165, 2008.
- [26] N. Baber, ‘International Conference on harmonisation of technical requirements for registration of pharmaceuticals for human use (ICH)’, *Br. J. Clin. Pharmacol.*, vol. 37, no. 5, pp. 1365–2125, 1994.
- [27] ‘NMX-AA-008-SCFI-2001’, *Norma Oficial Mexicana: Establece los lineamientos para la determinación de pH. Diario Oficial de la Federación. México.*
- [28] J. Pérez Donato, L. Vera, L. Bravo Sánchez, and E. Gonzalez, ‘Efectos de la ultrafiltración sobre la fitotoxicidad de efluentes primarios y secundarios de la depuración de aguas residuales.’, *Rev. Toxicol.*, vol. 33, no. 2, pp. 103–107, 2016.
- [29] ‘NMX-AA-045-SCFI-2001’, *Norma Of. Mex. Establ. los lineamientos para la Determ. Color. D. Of. la Federación. México.*
- [30] ‘NMX-AA-038-SCFI-2001’, *Norma Of. Mex. Establ. los lineamientos para la Determ. turbiedad. D. Of. la Federación. México.*
- [31] ‘NMX-AA-030-SCFI-2001’, *Norma Of. Mex. Establ. los lineamientos para la Determ. DQO. D. Of. la Federación. México.*
- [32] S. Brinkman and N. M. Vieira, ‘Water Pollution Studies’, in *Colorado Division of Wildlife*, 2007.
- [33] M. F. Ni’am, F. Othman, J. Sohaili, and Z. Fauzia, ‘Removal of COD and turbidity to improve wastewater quality using electrocoagulation technique.’, *Malaysian J. Anal. Sci.*, vol. 11, no. 1, p. 198–205., 2007.
- [34] C. L. Yang, ‘Electrochemical coagulation for oily water demulsification.’, *Sep. Purif. Technol.*, vol. 54, no. 3, pp. 388–395, 2007.
- [35] M. F. Ni’am, F. Othman, J. Sohaili, and Z. Fauzia, ‘Electrocoagulation technique in enhancing COD and suspended solids removal to improve wastewater quality.’, *Water Sci. Technol.*, vol. 56, no. 7, pp. 47–53, 2007.
- [36] A. K. Bhattacharya, S. N. Mandal, and S. K. Das, ‘Adsorption of Zn (II) from aqueous solution by using different adsorbents’, *Chem. Eng. J.*, vol. 123, no. 1, pp. 43–51, 2006.
- [37] A. Gottfried, A. D. Shepard, K. Hardiman, and M. E. Walsh, ‘Impact of recycling filter backwash water on organic removal in coagulation–sedimentation processes.’, *Water Res.*, vol. 42, no. 18, pp. 4683–4691, 2008.
- [38] H. Company, *Manual de análisis de agua*, 2nd ed. Colorado, EU, 2000.
- [39] L. Rennola, C. Yépez, J. Bullón, and F. Salazar, ‘Treatment of distillery wastewaters using coagulants and membranes.’, *Rev. Técnica la Fac. Ing. Univ. del Zulia*, vol. 30., 2007.
- [40] A. Guevara, L. Guanoluisa, and E. de la Torre, ‘Diseño de Sistemas de Tratamiento

de Lixiviados del Relleno Sanitario.’, *Rev. Politécnica*, vol. 34, no. 1, 2014.

- [41] J. Val, L. Heras, and E. Monge, ‘Nuevas ecuaciones para la determinación de pigmentos fotosintéticos en acetona.’, *Ann. Aula Dei*, vol. 17, no. 3–4, pp. 231–238, 1985.
- [42] Cambrón–Sandoval, España–Boquera, C. Sánchez–Vargas, J. J. Sáenz–Romero, Y. H. Vargas–Hernández, and H. 2011., ‘Producción de clorofila en *Pinus pseudostrobus* en etapas juveniles bajo diferentes ambientes de desarrollo.’, *Chapingo, Ser. Ciencias For.*, vol. 17, no. 2, pp. 253–260, 2011.
- [43] D. Lorenzo R. and M. D. Lippo P, ‘Evaluación de un sistema de reactor biológico secuencial a escala piloto para tratamiento de aguas residuales con contenido salino.’, *Bibl. la Fac. Ing. la UCV-Escuela Química y Petróleo*, 2008.
- [44] M. M. Emamjomeh and M. Sivakumar, ‘Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes.’, *J. Environ. Manage.*, vol. 90, no. 5, pp. 1663–79, 2009.
- [45] M. Larchevêque, A. Dallaire, and S. Lortie, ‘Fast-growing willow development on acidic mining wastes for rapid greening purposes’, *Int. J. Sustain. Dev. Plan.*, vol. 11, no. 5, pp. 708–718, 2016.
- [46] Rusdianasari, A. Taqwa, Jaksen, and A. Syakdani, ‘Treatment of landfill leachate by electrocoagulation using aluminum electrodes’, *MATEC Web Conf.*, 2017.
- [47] M. Cherifi, S. Hazourli, S. Pontvianne, and J.-P. Leclerc, ‘Electrokinetic removal of aluminum and chromium from industrial wastewater electrocoagulation treatment sludge’, *Desalin. water Treat.*, 2015.
- [48] L. F. Barrios-Ziolo, L. F. Gaviria-Restrepo, E. Agudelo, and S. A. Cardona-Gallo, ‘Technologies for the removal of dyes and pigments present in wastewater. A review’, *Dyna*, vol. 82, no. 191, pp. 118–126, 2015.
- [49] G. Khurelbaatar, C. M. Sullivan, M. Van Afferden, and R. A. Müller, ‘Application of primary treated wastewater to short rotation coppice of willow and poplar in Mongolia: Influence of plants on treatment performance’, *Ecol. Eng.*, vol. 98, pp. 82–90, 2017.
- [50] T. Ramcharan and A. Bissessur, ‘Treatment of laundry wastewater by biological and electrocoagulation methods.’, *Water Sci. Technol.*, vol. 75, no. 1, pp. 84–93, 2017.
- [51] R. R. Villafranca and L. R. Z. Ramajo, *Métodos estadísticos para Ingenieros*. Valencia, España: Editorial Universitat Politècnica de València, 2013.
- [52] W. Yang, Z. Zhu, F. Zhao, and X. Yang, ‘Variations of growth, nitrogen accumulation and nitrogen use efficiency among 18 willow clones under two nitrogen regimes’, *Agrofor. Syst.*, vol. 89, no. 1, 2014.
- [53] C. T. Cano-Rodriguez, G. . Roa-Morales, A. Amaya-Chávez, R. . Valdés-Arias, and C. E. Barrera-Díaz, ‘Tolereance of *Miriophyllum aquaticum* to exposure of industrial

- wastewater pretreatment with electrocoagulation and their efficiency in the removal of pollutants’, *J. Environmental Biol.*, vol. 35, no. 1, pp. 127–136, 2014.
- [54] Mir Md Abdus Salam *et al.*, ‘Effects of contaminated soil on the growth performance of young Salix (*Salix schwerinii* E. L. Wolf) and the potential for phytoremediation of heavy metals’, *J. Environ. Manage.*, vol. 183, 2016.
- [55] W. Wenwen, W. Ya-Jing, S. Akbar, and X.-J. Tian, ‘Effect of heavy metals combined stress on growth and metals accumulation of three Salix species with different cutting position’, *Int. J. Phytoremediation*, vol. 18, no. 8, 2015.
- [56] H. Criollo, T. C. Lagos, G. Fischer, L. Mora, and L. Zamudio, ‘Behavior of three cape gooseberry (*Physalis peruviana* L.) genotypes under different pruning systems’, *Rev. Colomb. Ciencias Hortícolas*, vol. 8, no. 1, pp. 34–43, 2014.
- [57] J. Huber, K. May, T. Siegl, and K.-J. Hülsbergen, ‘Yield Potential of Tree Species in Organic and Conventional Short-Rotation Agroforestry Systems in Southern Germany’, *BioEnergy Res.*, vol. 9, no. 3, 2016.
- [58] L. B. Guo and R. E. H. Sims, ‘Effect of meatworks effluent irrigation on soil, tree biomass production and nutrient uptake in *Eucalyptus globulus* seedlings in growth cabinets’, *Bioresour. Technol.*, vol. 72, no. 3, pp. 243–251, 2000.
- [59] L. B. Fen and G. R. Gobrann, ‘Willow tree productivity on fertilizer solutions containing various Ca/Al ratios’, *Nutr. Cycl. Agroecosystems*, vol. 53, no. 2, 1999.
- [60] N. . Cony, F. . Ferrer, and E. . Cáceres, ‘Evolución del estado trófico y estructura del fitoplancton de un lago somero de la región de Pampeana: laguna Sauce Grande (provincia de buenos aires, Argentina)’, *Biol. Acuática*, vol. 30, pp. 79–91, 2014.
- [61] N. Chasquibol, J. L. López, R. Cárdenas, and M. Rodríguez, ‘Estudio y cuantificación de carotenoides por métodos espectroscópicos del fruto del níspero de la sierra y su valoración como alimento funcional.’, *Rev. Peru. Química e Ing. Química*, vol. 9, no. 1, pp. 3–9, 2014.
- [62] Y. Zhang, J. . Chen, and S. . Thomas, ‘Retrieving seasonal variation in chlorophyll content of overstory and understory sugar maple leaves from leaf-level hyperspectral data.’, *Can. J. Remote Sens.*, vol. 33, no. 5, pp. 406–415, 2007.
- [63] F. Casierra-Posada, O. Ávila-León, and D. Riascos-Ortíz, ‘Cambios diarios del contenido de pigmentos fotosintéticos en hojas de caléndula bajo sol y sombra’, *Temas Agrar.*, vol. 17, no. 1, pp. 60–71, 2012.
- [64] J. L. Febeles, J. Novelo López, and E. Batllori Sampedro, ‘Efecto de factores abióticos en el desarrollo de raíces primarias, crecimiento y supervivencia de propágulos en *Rhizophora mangle* L.’, *Madera Bosques*, vol. 13, no. 2, 2016.
- [65] A. Becvort-Azurra *et al.*, ‘Aplicación de selenio en tomate: crecimiento, productividad y estado antioxidante del fruto.’, *Terra Latinoam.*, vol. 30, no. 4, 2012.

- [66] J. R. Acosta-Motos, P. Díaz-Vivancos, S. Álvarez, N. Fernández, M. . Sánchez-Blanco, and H. J.A., ‘Mecanismos de tolerancia desarrollados por plantas de *Myrtus communis* y *Eugenia myrtifolia* a distintos niveles de salinidad.’, *VI Jornadas Ibéricas Hortic. Ornamental, Val.*, vol. 68, 2014.
- [67] W. A. Narváes-Ortiz, A. Benavides-Mendoza, M. E. Vázquez-Badillo, and M. Cabrera de la Fuente, ‘Efecto de la aplicación de lodos crudos de la industria textil en la productividad y en la composición química de lechuga (*Lactuca sativa*)’, *Rev. Int. Contam. Ambient.*, vol. 30, no. 4, pp. 379–391, 2014.
- [68] P. J. Zarco-Tejeda, J. R. Miller, A. Morales, A. Berjon, and J. Aguera, ‘Hyperspectral indices and model simulation for chlorophyll estimation in open-canopy tree crops.’, *Remote Sens. Environ.*, vol. 90, pp. 463–476, 2004.
- [69] L. Clausen, U. G. Karlson, and S. Trapp, ‘Phytotoxicity of Sodium Fluoride and Uptake of Fluoride in Willow Trees’, *Int. J. Phytoremediation*, vol. 17, no. 4, pp. 369–376, 2015.
- [70] C. S. . Daughtry, C. . Walthall, M. . Kim, E. Brown de Colstoun, and J. . McMurtrey III, ‘Estimating corn leaf chlorophyll concentration from leaf and canopy reflectance.’, *Remote Sens. Environ.*, vol. 74, pp. 229–239, 2000.

7 Discusión general

Ambos tratamientos por separado (electrocoagulación y fitorremediación con *Salix babylonica*) son capaces de disminuir la concentración de la solución de Oxitetraciclina, por un lado, el reactor electroquímico encendido por 45 minutos con condiciones de operación de: flujo 100 mL min^{-1} , electrolito soporte a $25 \text{ mM Na}_2\text{SO}_4$, y una densidad de corriente de 14.08 mA cm^2 , logró disminuir en un 66.7 % la concentración inicial de Oxitetraciclina de $30 \text{ } \mu\text{g mL}^{-1}$, para el caso de las cámaras de inundación, tras 7 días de contacto con la solución sintética sin tratamiento previo alguno 30 esquejes de *Salix babylonica* con un peso promedio de 25 gr, 20 cm de longitud, tres raíces primarias y una rama por ejemplar fueron capaces de disminuir un 26.4 % la concentración de Oxitetraciclina en la la solución de $30 \text{ } \mu\text{g mL}^{-1}$.

El sistema acoplado electrocoagulación – *Salix babylonica* alcanza eficiencias de remoción mayores al 70 % en términos de DQO, conductividad y turbidez, el acoplamiento de ambos sistemas con las condiciones descritas con anterioridad se traduce en una disminución del 96.3 % de la concentración del contaminante cuantificado mediante espectrofotometría Uv para la concentración de $30.26 \text{ } \mu\text{g mL}^{-1}$ probada.

Los efectos biológicos que ocurrieron antes y después del tratamiento fueron evaluados, los organismos vegetales fueron capaces de tolerar el contacto con una solución contaminada por OTC en un intervalo de 0.86 a $30.26 \text{ } \mu\text{g mL}^{-1}$ durante al menos siete días, los parámetros biológicos monitoreados fueron: longitud del tallo, número de hojas, área foliar, número de raíces y longitud de raíces, los biomarcadores que se analizaron en los individuos fueron: la concentración de clorofila a, clorofila b, clorofila total y carotenos.

Los resultados demuestran que tras 72 horas de contacto de *Salix* con la solución contaminada, existen diferencias significativas para la mayoría de los parámetros

biológicos, sin embargo y a pesar de lo marcadas que estas diferencias son, estas no ponen en riesgo la supervivencia de la planta al menos por siete días que duró la evaluación. El área foliar es el único parámetros que no representa una diferencia significativa contra el testigo, un 49.1 % de biomasa generada para el control, contra un 41.2 % del tratamiento. El resto de los parámetros evaluados muestra diferencias significativas en las comparaciones entre el control y los tratamientos, por ejemplo, el peso de los individuos se incrementó en promedio un 7.9 % para el tratamiento, mientras que el control aumento su peso en un 17.8 %, el número de ramas presentó también una tendencia a la producción de biomasa, sin embargo esta fue menor para el caso del tratamiento, en promedio se cuantificaron un 9.9 % más de ramas en el tratamiento, mientras que el control creció un 25.6%, para el caso de las hojas nuevas en el periodo analizado, el promedio de generación fue de 22.3 % en el tratamiento y 66.9 % para el control.

A nivel radicular en términos de longitud, se presenta un incremento del 13.2 % en el tratamiento y 47.7 % en el control, el número de raíces incrementa un 8.3 % para el tratamiento y un 48.4 % en el control. Es evidente que para la mayoría de los parámetros, el crecimiento se ve limitado en los individuos en contacto con la Oxitetraciclina, sin embargo, cabe destacar que para el caso de las ramas los ejemplares del tratamiento presentaron a simple vista ramas que se ensancharon y además se observó que el incremento que presentaron en área foliar no corresponde a la creación de nuevas hojas, sino a la ampliación de las ya existentes, esto demuestra que a pesar de que los organismos del tratamiento muestran un porcentaje de crecimiento menor que el del testigo, estas son capaces de mantener la fotosíntesis y generar biomasa. A nivel radicular es de esperarse que el contacto directo con la solución, provoque un menor crecimiento de las raíces, tanto en número como en extensión.

A nivel molecular la respuesta obtenida de los biomarcadores nos dice que: la clorofila a presenta una baja de producción en *Salix babylonica* tanto para los organismos en contacto con la solución como para los testigos, caso similar sucede con los carotenos compuestos químicos encargados de proteger las células y los tejidos de los radicales altamente oxidantes, mediante su actividad antioxidante (Febeles et al., 2016), estos pigmentos además cumplen la función de ser colectores de fotones, siendo su papel principal limitar los efectos dañinos de la iluminación alta (Casierra-Posada et al., 2012). Esto demuestra que las condiciones de laboratorio generan una respuesta de estrés (Acosta-Motos et al., 2014) para los sujetos de prueba independientemente de la solución fortificada. La clorofila b compensa esta pérdida ya que la clorofila total final no presenta diferencias significativas contra la clorofila total determinada antes del tratamiento biológico en especies en contacto con la solución, a pesar de los porcentajes de crecimiento mayores que presentaron los organismos control, estos si presentaron una baja de clorofila total del 50% aproximadamente comparandola contra la obtenida en los organismos en condiciones basales. La cuantificación de los carotenos no muestra una diferencia significativa respecto a las concentraciones iniciales del tratamiento, tanto en testigos como con experimentales, esto habla de que los ejemplares de *Salix babylonica* presentaron condiciones favorables en la fisiología fotosintética (Casierra-Posada et al., 2012) tras su contacto con Oxitetraciclina.

Los resultados de los pigmentos también demuestran un estado fisiológico activo (Narváes-Ortíz et al., 2014), ya que las plantas fueron evaluadas en el momento de mayor actividad foto estimulante, que es a medio día. Estas consideraciones son importantes debido a que existen diversos estudios donde se demuestra que el contenido de clorofilas y carotenos se debe evaluar en el momento fotoactivo más eficiente y de manera controlada (Zhang et al., 2007). Este estudio muestra este tipo de resultados controlados.

De igual forma, el estado de estrés, disminuye la capacidad fotosintética y el desarrollo de la planta (Casierra-Posada, Nieto, et al., 2012), en este sentido, a pesar de que los signos de estrés vayan de la mano con la limitación del crecimiento de la especie, en términos de mortandad, la planta es capaz de mantenerse con vida al menos por los siete días evaluados con una producción de pigmentos fotosintéticos que permite la realización de la fotosíntesis y la generación de biomasa.

Este estudio demuestra que *Salix babylonica* presenta condiciones favorables de tolerancia, que, en posteriores investigaciones, se deben estudiar bajo la hipótesis de que el tiempo y periodo de adecuación de los vegetales son determinantes para la eficiencia en disminución de la DQO en agua contaminada con este tipo de fármacos, además se demuestra la necesidad de estudiar la cinética de tolerancia y adecuación de *Salix babylonica* a lo largo del tiempo de contacto con la Oxitetraciclina pre tratada y otro tipo de contaminantes químicos del tipo acuícola, una vez demostrada su efectividad en este estudio para la disminución de este tipo de activos farmaceuticos, resulta importante conocer índices de toxicidad como lo son los niveles de mínimo efecto tóxico observable y los niveles sin efecto adverso observable para enriquecer esta investigación y conocer la verdadera capacidad de tolerancia de *Salix babylonica* y a que concentraciones responde para los distintos activos farmaceuticos empleados en la acuicultura en el Estado de México, de igual manera se confirma el supuesto previamente descrito sobre el tiempo y periodo de adecuación determinantes para la eficiencia y disminución de activos farmaceuticos por parte del sauce.

8 Conclusiones

- Se diseñó y acopló de manera satisfactoria un reactor electroquímico elaborado con una columna de acrílico de 400 mm de altura, 100 mm de diámetro, doce electrodos de aluminio (seis ánodos y seis cátodos) de 20 x 60 x 2 mm separados por una distancia de 20 mm entre cada celda electroquímica, conectados a una fuente poder análoga de poder variable, con entrada de flujo del reactor regulable mediante válvulas de compuerta manuales y cuatro cámaras de inundación que se utilizaron como reactor biológico, compuestas por columnas horizontales de acrílico de 750 mm de largo, 100 mm de diámetro con un volumen total de 6 litros, cuentan con cinco puertos de cultivo separados por una distancia de 80 mm para de tratar agua fortificada con Oxitetraciclina a una concentración de 30 $\mu\text{g mL}^{-1}$.
- Las condiciones óptimas de operación que se identificaron para los resultados obtenidos fueron: tiempo de retención 45 minutos, flujo 100 mL min^{-1} , electrolito soporte a 25 mM Na_2SO_4 , y una densidad de corriente de 14.08 mA cm^2 , 30 esquejes de *Salix babylonica* por cámara de inundación con un peso promedio de 25 gr, 20 cm de longitud, tres raíces primarias y una rama por ejemplar durante 3 días.
- La DQO presenta una eficiencia del 71.4 %, el color disminuye un 96.3 % y la turbidez presenta un 89.3 % de disminución al aplicar el sistema de tratamiento electrocoagulación – fitorremediación con las condiciones propuestas.
- La biomasa vegetal de las plántulas de *Salix babylonica* expuesta incrementa en un 7.9 % el peso, 9.9 % el número de ramas, 22.3 % el número de hojas nuevas, 41.2 % el área foliar, 13.2 % la raíz más larga y 8.3 % el número de raíces presentes.

- La concentración de clorofila a disminuye en un 31.8 % sin embargo la clorofila b compensa la pérdida ya que la clorofila total final no presenta diferencias contra la clorofila total determinada antes del tratamiento biológico, la cuantificación de los carotenos no muestra una diferencia significativa respecto a las concentraciones iniciales del tratamiento.

9 Bibliografía

- Abad-Rosales, M.S., 2011. Avances en acuicultura y manejo ambiental. In L. A. Ruiz, R. C. Berlanga, & B. L. M., eds. *'Interacción de factores físicos, químicos y biológicos, en el cultivo de camarón'*. México, pp. 151–163.
- Acosta-Motos, J.R. et al., 2014. Mecanismos de tolerancia desarrollados por plantas de *Myrtus communis* y *Eugenia myrtifolia* a distintos niveles de salinidad. *VI Jornadas Ibéricas de Horticultura Ornamental, Valencia*, 68.
- Agrahari, V., Bajpai, M. & Nanda, S., 2013. Development of a simple UV- spectrophotometric assay method for Satranidazole and study of its degradation profile. *International Research Journal of Pharmacy*, 4(4).
- Allaoui, M. et al., 2015. Good practices for regulating wastewater treatment: Legislation, policies and standards. *UN Environment Assembly*.
- Alvarado, S.M., Ascanio, E. & Méndez, C., 2008. Determinación de residuos de Oxitetraciclina en muestras de tejido bovino destinadas al consumo humano. *Revista de la Facultad de Ciencias Veterinarias*, 31(1), pp.159–165.
- Alvarez, S., 2005. La descomposición de materia orgánica en humedales : la importancia del componente microbiano . *Ecosistemas*, 14, pp.17–29.
- Álvarez Malpica, J. & Rodríguez Rodríguez, E., 2009. Eficiencia de remoción de los parámetros de control para un biofiltro anaerobio utilizado en el tratamiento de agua residual domestica. *Kuxulkab*, 15(28).
- An, C. et al., 2016. Emerging usage of electrocoagulation technology for oil removal from wastewater: A review. *Science of The Total Environment*, 579, pp.537–556.
- Aquino, G., 2008. Manual Básico para el Cultivo de Trucha Arco Iris (*Oncorhynchus mykiss*). *Global environmental management.*, 10, pp.5–28.
- Aronsson, P., Dahlin, T. & Dimitriou, I., 2010. Treatment of landfill leachate by irrigation of willow coppice - Plant response and treatment efficiency. *Environmental Pollution*, 158(3), pp.795–804.
- Arredondo-Figueroa, J.L., 1983. Especies animales acuaticas de importancia nutricional introducidas en México. , pp.175–199.
- Arsand, D.R., Kümmerer, K. & Martins, A.F., 2013. Removal of dexamethasone from aqueous solution and hospital wastewater by electrocoagulation. *Science of the Total Environment*, 443, pp.351–357.
- Avilés-Quevedo, S. & Vázquez-Hurtado, M., 2006. Fortalezas y debilidades de la acuicultura en México. In P. Guzmán amaya & D. F. Fuentes Castellanos, eds. *Pesca, acuicultura e investgacion en México*. pp. 69–86.
- Baber, N., 1994. International Conference on harmonisation of technical requeriments for registration of pharmaceuticals for human use (ICH). *British Journal of Clinical Pharmacology*, 37(5), pp.1365–2125.
- Barrios-Ziolo, L.F. et al., 2015. Technologies for the removal of dyes and pigments present in

- wastewater. A review. *Dyna*, 82(191), pp.118–126.
- Becvort-Azurra, A. et al., 2012. Aplicación de selenio en tomate: crecimiento, productividad y estado antioxidante del fruto. *Terra Latinoamericana*, 30(4).
- Bektaş, N. et al., 2004. Removal of phosphate from aqueous solutions by electro-coagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 106(2–3), pp.101–105.
- Bilotta, G.S. & Brazier, R.E., 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research*, 42(12), pp.2849–2861.
- Bolong, N. et al., 2009. A review of the effects of emerging contaminants in wastewater and options for their removal. *Desalination and Water Treatment*, 239, pp.229–246.
- Bravo, S., 2013. Uso de fármacos y otros productos químicos en la producción de salmónidos. *Revista Electrónica de Ingeniería en Producción Acuícola*, 7(7).
- Brinker, A. & Rösch, R., 2005. Factors determining the size of suspended solids in a flow-through fish farm. *Aquacultural Engineering*, 33(1), pp.1–19.
- Brinkman, S. & Vieira, N.M., 2007. Water Pollution Studies. In *Colorado Division of Wildlife*.
- Cabello, F.C., 2006. Heavy Use of Prophylactic Antibiotics in Aquaculture: A Growing Problem for Human and Animal Health and for the Environment. *Environmental Microbiology*, 8, pp.1137–1144.
- Cabrera, E., Gómez, R.F. & Zuñiga, E., 2007. La resistencia de bacterias a antibióticos, antisépticos y desinfectantes una manifestación de los mecanismos de supervivencia y adaptación. *Colombia Médica*, 38(2), pp.149–158.
- Cachafeiro, M.C.B., 1995. *La trucha: cría industrial*, Mundi-Prensa.
- Calderón, L.G.R. et al., 2012. Resistencia de la Salmonela a los antimicrobianos convencionales para su tratamiento. *Revista CES Medicina Veterinaria y Zootecnia*, 7(1), pp.116–129.
- Camacho, B. & Moreno, R., 2000. Guía para el cultivo de trucha. *Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca.*, pp.12–44.
- Cambrón–Sandoval et al., 2011. Producción de clorofila en *Pinus pseudostrobus* en etapas juveniles bajo diferentes ambientes de desarrollo. *Chapingo, Serie Ciencias Forestales*, 17(2), pp.253–260.
- Campos, M.N. et al., 2012. Acuicultura : estado actual y retos de la investigación en México. *Revista AquaTIC*, 32, pp.20–25.
- Cano-Rodriguez, C.T. et al., 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), pp.127–136.
- Cañizares, P. et al., 2009. La electrocoagulación, una alternativa al proceso convencional de coagulación de aguas residuales. *Afinidad, REvista química de teoría y aplicada*, 66(539), pp.27–37.
- Casas, R. & Dettmer, J., 2007. El sector acuícola en el noroeste de México; importancia del conocimiento y la innovación. *Gaceta Ideas CONCYTEG*, (9), pp.1–10.

- Casierra-Posada, F., Ávila-León, O. & Riascos-Ortíz, D., 2012. Cambios diarios del contenido de pigmentos fotosintéticos en hojas de caléndula bajo sol y sombra. *Temas Agrarios*, 17(1), pp.60–71.
- Casierra-Posada, F., Nieto, P. & Ulrichs, C., 2012. Crecimiento, producción y calidad de flores en calas expuestas a diferente calidad de luz. *Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient.*, 15(1), pp.97–105.
- Charris, J.C. & Caselles-Osorio, A., 2016. Eficiencia de eliminación de contaminantes del agua residual doméstica con humedales construidos experimentales plantados con *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) y *Echinochloa colonum* (Poaceae) Eficiencia de eliminación de contaminantes del agua residual domés. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(6), pp.93–103.
- Chasquibol, N. et al., 2014. Estudio y cuantificación de carotenoides por métodos espectroscópicos del fruto del níspero de la sierra y su valoración como alimento funcional. *Revista Peruana de Química e Ingeniería Química*, 9(1), pp.3–9.
- Chen, G., 2004. Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 38(1), pp.11–41.
- Cherifi, M. et al., 2015. Electrokinetic removal of aluminum and chromium from industrial wastewater electrocoagulation treatment sludge. *Desalination and water treatment*.
- Clausen, L., Karlson, U.G. & Trapp, S., 2015. Phytotoxicity of Sodium Fluoride and Uptake of Fluoride in Willow Trees. *International Journal of Phytoremediation*, 17(4), pp.369–376.
- Colt, J., 2006. Water quality requirements for reuse systems. *Aquacultural Engineering*, 34(3), pp.143–156.
- Company, H., 2000. *Manual de análisis de agua* 2nd ed., Colorado, EU.
- Cony, N., Ferrer, F. & Cáceres, E., 2014. Evolución del estado trófico y estructura del fitoplancton de un lago somero de la región de Pampeana: laguna Sauce Grande (provincia de buenos aires, Argentina). *Biología Acuática*, 30, pp.79–91.
- Crab, R. et al., 2007. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. *Aquaculture*, 270(1–4), pp.1–14.
- Criollo, H. et al., 2014. Behavior of three cape gooseberry (*Physalis peruviana* L.) genotypes under different pruning systems. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 8(1), pp.34–43.
- Daughtry, C.S. et al., 2000. Estimating corn leaf chlorophyll concentration from leaf and canopy reflectance. *Remote Sensing Environment*, 74, pp.229–239.
- Emamjomeh, M.M. & Sivakumar, M., 2009. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. *Journal of environmental management*, 90(5), pp.1663–79.
- Espinosa Plascencia, A. & Bermudez Almada, M. del C., 2012. La acuicultura y su impacto al medio ambiente. *Estudios Sociales*, (2), pp.221–232.
- FAO, 2016. *Estado Mundial de la Pesca y Acuicultura*, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
- Febeles, J.L., Novelo López, J. & Batllori Sampedro, E., 2016. Efecto de factores abióticos en el desarrollo de raíces primarias, crecimiento y supervivencia de propágulos en *Rhizophora*

- mangle L. *Madera Bosques*, 13(2).
- Fen, L.B. & Gobrann, G.R., 1999. Willow tree productivity on fertilizer solutions containing various Ca/Al ratios. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 53(2).
- Fritz, J.W. & Zuo, Y., 2007. Simultaneous determination of tetracycline oxytetracycline, and 4-epitetracycline in milk by high-performance liquid chromatography. *Food Chemistry*, 105, pp.1297–1301.
- Gallego Alarcón, I., Carrillo García, R. & García Mondragon, D., 2009. Programa Maestro Sistema Producto Trucha del Estado de México. *Comisión nacional de acuicultura y pesca*, pp.1–17.
- García-García, A. et al., 2015. Industrial wastewater treatment by electrocoagulation–electrooxidation processes powered by solar cells. *Fuel*, 149(46).
- García-Morales, M.A. et al., 2013. Integrated Advanced Oxidation Process (Ozonation) and Electrocoagulation Treatments for Dye Removal in Denim Effluents. *International journal of electrochemical science*, 8(6), pp.8752–8763.
- García Ruiz, R. & Hall, G.H., 1996. Phosphorus fractionation and mobility in the food and faeces of hatchery reared rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 145(1–4), pp.183–193.
- Ghelardini, L., Weih, M. & Gyllenstrand, N., 2014. Genetic architecture of spring and autumn phenology in *Salix*. *BMC Plant Biology*, 14(31), pp.1471–2229.
- Gómez, C., 2011. *Eliminación de Tetraciclinas de las aguas mediante procesos avanzados de oxidación, carbones activados y adsorbentes obtenidos a partir de lodos de depuradora*. Universidad de Granada.
- Gómez, D. & Segura, J., 2008. Estudio de humedales de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Biological Sciences*.
- Guevara, A., Guanoluisa, L. & de la Torre, E., 2014. Diseño de Sistemas de Tratamiento de Lixiviados del Relleno Sanitario. *Revista Politécnica*, 34(1).
- Guo, L.B. & Sims, R.E.H., 2000. Effect of meatworks effluent irrigation on soil, tree biomass production and nutrient uptake in *Eucalyptus globulus* seedlings in growth cabinets. *Bioresource Technology*, 72(3), pp.243–251.
- Hektoen, H. et al., 1995. Persistence of antibacterial agents in marine sediments. *Aquaculture*, 133(3–4), pp.175–184.
- Hoyos Martínez, D.E., 2011. *Evaluación del impacto de la retención de sólidos suspendidos en los estanques de cultivo de trucha sobre la calidad fisicoquímica del agua para la producción de peces*. Universidad del Valle.
- Huber, J. et al., 2016. Yield Potential of Tree Species in Organic and Conventional Short-Rotation Agroforestry Systems in Southern Germany. *BioEnergy Research*, 9(3).
- Ibáñez, A.L. & Calderón, L.G., 2005. ¿ Cuencas o entidades federativas ? Los repoblamientos de peces realizados por el gobierno federal . , pp.1–4.
- INEGI, 2011. Sistema de Cuentas Nacionales de México. Producto Interno Bruto por entidad federativa. Año base 2003. , p.357.

- Justin, M.Z. et al., 2010. Phytoremediation of landfill leachate and compost wastewater by irrigation of *Populus* and *Salix*: Biomass and growth response. *Waste Management*, 30(6), pp.1032–1042.
- Khurelbaatar, G. et al., 2017. Application of primary treated wastewater to short rotation coppice of willow and poplar in Mongolia: Influence of plants on treatment performance. *Ecological Engineering*, 98, pp.82–90.
- Kinkelin, P., Michel, C. & Ghittino, P., 1991. *Tratado de las enfermedades de los peces*, Acribia S.A.
- Kuzovkina, Y., Weih, M. & Abalos Romero, M., 2009. *Salix*: Botany and Global Horticulture. *Horticultural Reviews*, 34, pp.447–491.
- Larchevêque, M., Dallaire, A. & Lortie, S., 2016. Fast-growing willow development on acidic mining wastes for rapid greening purposes. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 11(5), pp.708–718.
- Lees, P. & Shojaee Aliabadi, F., 2002. Rational dosing of antimicrobial drugs: Animals versus humans. *International Journal of Antimicrobial Agents*, 19(4), pp.269–284.
- Linares-Hernández, I. et al., 2016. Soft drink wastewater treatment by electrocoagulation-electrooxidation processes. *Environmental technology*, 38(4), pp.1–34.
- Lorenzo R., D. & Lippo P, M.D., 2008. Evaluación de un sistema de reactor biológico secuencial a escala piloto para tratamiento de aguas residuales con contenido salino. *Biblioteca de la Facultad de Ingeniería de la UCV-Escuela de Química y Petróleo*.
- Luers, A.L., Naylor, R.L. & Matson, P. a., 2006. A case study of land reform and coastal land transformation in southern Sonora, Mexico. *Land Use Policy*, 23(4), pp.436–447.
- Machado, A.A. et al., 2016. Toxicidad aguda y peligro ambiental a la tilapia antibiótico Oxitetraciclina (*Oreochromis niloticus*), *Daphnia magna* y *Lemna minor*. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, 68(5), pp.1244–1250.
- Madera-Parra, C., Peña-Salamanca, E. & Solarte-Soto, J., 2014. Efecto de la concentración de metales pesados en la respuesta fisiológica y capacidad de acumulación de metales de tres especies vegetales tropicales empleadas en la fitorremediación de lixiviados provenientes de rellenos sanitarios. *Ingeniería y competitividad*, 16(2).
- Martínez, F.Z. et al., 2015. Desinfección de aguas residuales en tres sistemas de humedales construidos híbridos. *Interciencia*, 40(6), pp.409–415.
- Meers, E. et al., 2007. Potential of five willow species (*Salix* spp.) for phytoextraction of heavy metals. *Environmental and Experimental Botany*, 1(60), pp.57–68.
- Mejía, A.P.R., Ruiz, Á.A. & Giraldo, L.F.G., 2006. La Electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas. (Spanish). *Producción Limpia*, 1(2), pp.58–77.
- Mir Md Abdus Salam et al., 2016. Effects of contaminated soil on the growth performance of young *Salix* (*Salix schwerinii* E. L. Wolf) and the potential for phytoremediation of heavy metals. *Journal of Environmental Management*, 183.
- Mleczek, M. et al., 2010. Biomass productivity and phytoremediation potential of *Salix alba* and

- Salix viminalis*. *Biomass and Bioenergy*, 34(9), pp.1410–1418.
- Narváes-Ortíz, W.A. et al., 2014. Efecto de la aplicación de lodos crudos de la industria textil en la productividad y en la composición química de lechuga (*Lactuca sativa*). *Revista internacional de contaminación ambiental*, 30(4), pp.379–391.
- Newman, L. & Reynolds, C., 2005. Bacteria and phytoremediation: new uses for endophytic bacteria in plants. *TRENDS in Biotechnology*, 23, pp.1–6.
- O’Brien, D. et al., 1994. Detection of *Aeromonas salmonicida*, causal agent of furunculosis in salmonid fish, from the tank effluent of hatchery-reared atlantic salmon smolts. *Applied and Environmental Microbiology*, 60(10), pp.3874–3877.
- Oller, I., Malato, S. & Sánchez-Pérez, J. a., 2011. Combination of Advanced Oxidation Processes and biological treatments for wastewater decontamination-A review. *Science of the Total Environment*, 409(20), pp.4141–4166.
- Pérez-Osuna, F., 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture: a global perspective. *Environ Pollut*, 112(2), pp.229–231.
- Peñate, I.Q. et al., 2009. Contaminación de las aguas con productos farmacéuticos . Estrategias para enfrentar la problemática. , 40(3), pp.173–180.
- Pérez Donato, J. et al., 2016. Efectos de la ultrafiltración sobre la fitotoxicidad de efluentes primarios y secundarios de la depuración de aguas residuales. *Revista de Toxicología*, 33(2), pp.103–107.
- Quintero Cardozo, J.A., 2014. Evaluación de humedales artificiales pilotos de flujo horizontal y tipo superficial y subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales. *INGENIUM. Revista de la Facultad de Ingeniería*, 15(29), pp.85–112.
- Ramirez, D.M., 2011. *PANORAMA DE LA ACUICULTURA MUNDIAL, AMERICA LATINA Y EL CARIBE Y EN EL PERÚ*,
- Rangel-López, L., Lango-Reynoso, F. & Refugio, A., 2014. Diagnostico de la acuicultura en el municipio de Alvarado, Veracruz, México. *Revista de Sociedad, Cultura y Desarrollo Sustentable*, 10(6), pp.75–81.
- Rennola, L. et al., 2007. Treatment of distillery wastewaters using coagulants and membranes. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería. Universidad del Zulia*, 30.
- Roa-Morales, G. et al., 2014. Removal of Color and Chemical Oxygen Demand Using a Coupled Coagulation-Electrocoagulation-Ozone Treatment of Industrial Wastewater that Contains Offset Printing Dyes. *Journal of the Mexican Chemical Society*, 58(3), p.362–368.
- Roberts, R., 1981. *Patología de los peces*, Mundi-Prensa.
- Rojas, R., 2002. Sistema de tratamiento de Aguas residuales. *Memorias del curso internacional Gestión integral de tratamiento de aguas residuales*.
- Rubí-Juárez, H. et al., 2015. A Combined Electrocoagulation-Electrooxidation Process for Carwash Wastewater Reclamation. *International journal of electrochemical science*, 10, pp.6754–6767.
- Rusdianasari et al., 2017. Treatment of landfill leachate by electrocoagulation using aluminum electrodes. *MATEC Web of Conferences*.

- Sánchez-Sánchez, A., 2012. Efecto de *Salix babylonica* sobre contaminantes en efluentes industriales. *Tesis de grado Universidad Autonoma del Estado de México*.
- Santiago, H., Espinoza P, M.L. & Bermudez A, A., 2009. Uso de antibióticos en la camaronicultura. *Revista Mexicana de Ciencias Farmacéuticas*, 40(3), pp.22–32.
- Smith, P. & Samuelsen, O.B., 1996. Estimates of the significance of out-washing of oxytetracycline from sediments under atlantic salmon sea-cages. *Aquaculture*, 144, pp.17–26.
- Soberanis, M.P. et al., 2011. Revisión de variables de diseño y condiciones de operación en la Electrocoagulación. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 10(2), pp.257–271.
- Suárez, W. & Herrera, F., 2011. Aislamiento de *Aeromonas* spp. en muestras de pescado fresco comercializado en pamplona (norte de Santander). *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 14(2), pp.7–13.
- Tejocote-Pérez, M. et al., 2010. Treatment of industrial effluents by a continuous system: Electrocoagulation – Activated sludge. *Bioresource Technology*, 101(20), pp.7761–7766.
- Torres-Cerón, M. et al., 2015. Evaluación fitotoxicológica del efluente de agua residual tratada en lagunas de oxidación utilizada para riego agrícola. *Química Hoy. Revista de la Universidad Autonoma de Nuevo León*, 5(2).
- Torres-Franco, A., Vásquez-Sarria, N. & Rodríguez, V., 2015. Performance of novel contact stabilization activated sludge system or domestic wastewater treatment. *Ingeniería universitaria*, 19(2), pp.253–266.
- True, B., Johnson, W. & Chen, S., 2004. Reducing phosphorus discharge from flow-through aquaculture: III: Assessing high-rate filtration media for effluent solids and phosphorus removal. *Aquacultural Engineering*, 32(1), pp.161–170.
- Val, J., Heras, L. & Monge, E., 1985. Nuevas ecuaciones para la determinación de pigmentos fotosintéticos en acetona. *Annals Aula Dei*, 17(3–4), pp.231–238.
- Valenzuela, L., 2011. Alternativas de manejo ambiental para el control de las enfermedades infecciosas que afectan a la acuicultura en Chile. *Cuaderno de Pesquisa*, 24(1), pp.103–116.
- Villafranca, R.R. & Ramajo, L.R.Z., 2013. *Métodos estadísticos para Ingenieros.*, Valencia, España: Editorial Universitat Politècnica de València.
- Wenwen, W. et al., 2015. Effect of heavy metals combined stress on growth and metals accumulation of three *Salix* species with different cutting position. *International Journal of Phytoremediation*, 18(8).
- Yadav, A.K. et al., 2012. Removal of various pollutants from wastewater by electrocoagulation using iron and aluminium electrode. *Desalination and Water Treatment*, 46(1–3), pp.352–358.
- Yang, W. et al., 2014. Variations of growth, nitrogen accumulation and nitrogen use efficiency among 18 willow clones under two nitrogen regimes. *Agroforestry Systems*, 89(1).
- Yin, L. et al., 2014. Dynamics of willow tree (*Salix matsudana*) water use and its response to environmental factors in the semi-arid Hailiutu River catchment, Northwest China. *Environmental Earth Sciences*, 71(12).

- Zarco-Tejeda, P.J. et al., 2004. Hyperspectral indices and model simulation for chlorophyll estimation in open-canopy tree crops. *Remote Sensing Environment*, 90, pp.463–476.
- Zhang, Y., Chen, J.. & Thomas, S., 2007. Retrieving seasonal variation in chlorophyll content of overstory and understory sugar maple leaves from leaf-level hyperspectral data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 33(5), pp.406–415.