

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA
“ANTONIO NARRO”**

UNIDAD LAGUNA

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



**CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DE AGUA RESIDUAL
TRATADA CON JACINTO DE AGUA (*Eichornia crassipes*)**

POR

ISABEL GUADALUPE CARRILLO MANZANO

T E S I S

PRESENTADA COMO REQUISITO
PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

TORREÓN, COAHUILA, MÉXICO

FEBRERO 2010

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA "ANTONIO NARRO"
UNIDAD LAGUNA

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS DE AGUA RESIDUAL
TRATADA CON JACINTO DE AGUA (*Eichornia crassipes*)

TESIS DE LA C. ISABEL GUADALUPE CARRILLO MANZANO QUE
SOMETE A CONSIDERACIÓN DEL COMITÉ PARTICULAR DE ASESORIA Y
APROBADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

APROBADA POR:

ASESOR PRINCIPAL:

Ph.D. VICENTE DE PAUL ÁLVAREZ REYNA

ASESOR:

DR. MARIO GARCÍA CARRILLO

ASESOR:

M.C. FEDERICO VEGA SOTELO

ASESOR:

DR. JOSÉ LUIS REYES CARRILLO

M.C. VICTOR MARTÍNEZ CUETO
COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



Coordinación de la División
de Carreras Agronómicas

TORREÓN, COAHUILA, MÉXICO

FEBRERO 2010

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA "ANTONIO NARRO"
UNIDAD LAGUNA

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DE AGUA RESIDUAL
TRATADA CON JACINTO DE AGUA (*Eichornia crassipes*)

TESIS DE LA **C. ISABEL GUADALUPE CARRILLO MANZANO** QUE
SOMETE A CONSIDERACIÓN DEL H. JURADO EXAMINADOR COMO
REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

APROBADA POR:

PRESIDENTE: _____

Ph.D. VICENTE DE PAUL ÁLVAREZ REYNA

VOCAL: _____

DR. MARIO GARCÍA CARRILLO

VOCAL: _____

M.C. FEDERICO VEGA SOTELO

VOCAL SUPLENTE: _____

DR. JOSÉ LUIS REYES CARRILLO

M.C. VICTOR MARTÍNEZ CUETO

COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



Coordinación de la División
de Carreras Agronómicas

TORREÓN, COAHUILA, MÉXICO

FEBRERO 2010

DEDICATORIA

A Dios: Por darme el grandioso regalo de crecer como persona, permitirme lograr todos mis sueños y alcanzar mis metas personales.

A mí mamá Maye: Por apoyarme siempre en todo lo que realizó, esforzarse y sacrificarse tanto para que yo realizara mis estudios, y estar siempre conmigo.

A mi hermana Rebeca: Porque de una u otra manera siempre me ha apoyado a seguir adelante.

A mi mamá Coquis: Por estar siempre pendiente de mí, de mi familia y ser un gran pilar en mi vida.

A mi prima Socorrito: Por su ejemplo para superarme, apoyarme siempre y quererme tanto.

A mi mamá Bitá: Aunque ya no está con nosotros, quien quería mi realización profesional, y que tengo siempre en mi corazón.

A mis primos hermanos: Luid Enrique, David, Lulú, Cristhy, que han sido también un ejemplo a seguir profesionalmente.

A Juan de Dios Castro Muñoz: quien es parte importante y esencial de mi ser.

AGRADECIMIENTOS

A Dios: por escucharme y estar siempre conmigo.

A mi mamá: por estar en todo mi proyecto, apoyándome al 100%, gracias por darme todo tu amor. Te agradezco por ser ejemplo de sabiduría y fortaleza. Te amo mucho.

A mi Alma Terra Mater: Por darme la carrera que quería.

Al Ph. D. Vicente de Paul Álvarez Reyna. Por ser mi asesor principal y darme el entusiasmo para realizar este proyecto y apoyarme en la idea original.

A mis asesores: Por compartir sus conocimientos para que realizara este proyecto, pero sobre todo gracias por su tiempo, consejos y paciencia.

Al Departamento de Irrigación: Por compartir este proyecto conmigo y darme todas las facilidades para realizarlo.

Al Dr. Mario García Carrillo: Por apoyarme y brindarme todas las facilidades en el laboratorio de suelos.

A mis amigos: Fidencio, Eduardo, Polo, Nayeli, Chuy, y a todas aquellas personas que en algún momento me brindaron la mano y me dieron su apoyo y comprensión para terminar mi tesis.

INDICE DE CONTENIDO

	Página
DEDICATORIA	I
AGRADECIMIENTOS	II
ÍNDICE DE CONTENIDO	III
ÍNDICE DE FIGURAS	IV
ÍNDICE DE CUADROS	V
RESUMEN	VI
I. INTRODUCCIÓN	1
II. OBJETIVO	3
III. REVISIÓN DE LITERATURA	4
3.1 El lirio acuático (<i>Eichornia crassipes</i> (Mart.) Solms)	4
3.1.1 Datos generales	4
3.1.2 Caracterización	5
3.1.3 Composición química del agua que favorece el crecimiento	6
3.1.4 Procedencia y Distribución	7
3.1.5 Uso	7
3.2 Agua residual	11
3.3 Potencial de Hidrógeno	11
3.4 Conductividad eléctrica	12
3.5 Cationes solubles y aniones	13
3.5.1 Cationes solubles	13
3.5.2 Aniones	14
3.6 Clasificación del agua	15
3.7 Tratamiento de agua residual	18
3.8 Fitorremediación	18
3.9 Eficiencia de jacinto de agua (<i>Eichornia crassipes</i>) en la limpieza del agua	23
3.10 (<i>Eichornia crassipes</i>) alternativa sustentable para el tratamiento de agua contaminada con metales	25
3.11 Metales pesados	28
3.12 Problemas con el jacinto de agua	31
3.13 Eutrofización	32
3.14 Métodos de control	35
3.14.1 Extracción física, drenaje	35
3.14.2 Control biológico	36
IV. MATERIALES Y MÉTODOS	37
4.1 Localización geográfica	37
4.2 Desarrollo del experimento	38
4.2.1 Selección de la especie vegetal	38
4.2.2 Planta	38
4.2.3 Adaptación	39
4.2.4 Sobrevivencia del jacinto en agua residual	39
4.2.5 Desarrollo del experimento	40
4.3 Análisis del agua residual	41
4.3.1 Muestreo	41
4.3.2 Variables analizadas	41
4.3.3 Periodo de muestreo y número de muestras	42
V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	43
VI. CONCLUSIONES	51
VII. BIBLIOGRAFIA	52

INDICE DE FIGURAS

	Página
Fig. 1. Partes del jacinto de agua (Núñez-López <i>et al.</i> , 2004; Reddy <i>et al.</i> , 1989, 1990, 1991; Sculthorpe, 1971).	6
Fig. 2. Normas de Riverside para evaluar la calidad de aguas de riego (Allison <i>et al.</i> , 1962).	16
Fig. 3. Tipos de fitorremediación en donde ocurre el proceso y se indica la zona de la planta (Lenntech, 2001).	20
Fig. 4. Esquema general de la eficacia de (<i>Eichornia crassipes</i>) (Núñez-López <i>et al.</i> , 2004).	24

INDICE DE CUADROS

	Página
Cuadro 1. Clasificación del agua según las normas Riverside (Allison <i>et al.</i> , 1962).	17
Cuadro 2. Tipos de Fitorremediación (Health, 2006).	21
Cuadro 3. Características fisicoquímicas del agua sin tratamiento (Testigo).	43
Cuadro 4. Características fisicoquímicas del agua después del trasplante del jacinto (10 días).	45
Cuadro 5. Características fisicoquímicas del agua después del trasplante del jacinto (20 días).	46
Cuadro 6. Características fisicoquímicas del agua después del trasplante del jacinto (30 días) y testigo final.	48
Cuadro 7: Población final del jacinto del agua.	49
Cuadro 8: Evaporación y evapotranspiración.	50

RESUMEN

El uso de plantas para reducir la concentración o peligrosidad de contaminantes de diversos ambientes ha dado origen a una tecnología conocida como Fitorremediación, la cual se ha consolidado y diversificado en países desarrollados como Estados Unidos, Canadá y países europeos.

Entre las estrategias de Fitorremediación, se encuentra el sistema que utiliza el jacinto de agua, que ha demostrado ser eficiente para tratar agua residual doméstica e industrial. Sin embargo, debido al desconocimiento de esta tecnología, carencia de especialistas en el área y falta de presupuesto, pocas son las instituciones en México que realizan investigación en este campo.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la capacidad del jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) en la remediación de las características fisicoquímicas del agua residual. Los resultados de este estudio muestran que las concentraciones finales en el agua tratada a los treinta días transcurridos con jacinto de agua bajaron, comparadas con el testigo, pH en el lirio de Durango de 8.45 a 7.67 y en el lirio de Torreón de 8.45 a 7.68, Ca en el lirio de Durango de 2 a 0.5 y el lirio de Torreón de 2 a 1.6 meq/l y carbonatos en el lirio de Durango de 1 a 0.65 y en el lirio de Torreón de 1 a 0.85 meq/l. Disminuyeron también Na en el lirio de Torreón de 10.14 a 9.89 meq/l, sulfatos en el lirio de Durango de 63.5 a 59.97 y bicarbonatos en el lirio de Torreón de 10.7 a 9.85 meq/l.

Palabras clave: agua residual, fitorremediación, jacinto de agua, (*Eichornia crassipes*), tratamiento de agua.

I. INTRODUCCIÓN

En la Región Lagunera, no se ha realizado un manejo sustentable del recurso agua. Es alarmante que un recurso escaso y clave para el desarrollo regional no se haya utilizado adecuadamente; por el contrario, se ha desperdiciado, al no existir una cultura del agua. El crecimiento de la Región Lagunera, ha sido acelerado, en las últimas décadas. A pesar del desarrollo logrado por la región, éste ha sido frenado por la baja disponibilidad de agua. El suministro de agua a los diversos sectores presenta fuertes problemas, a pesar de contar con infraestructura hidráulica de importancia, la cual es insuficiente para cubrir el volumen demandado. La contaminación de agua subterránea ocasionada por el sector industrial al descargar su agua en el cauce muerto del Río Nazas, pone de manifiesto la necesidad de aprovechar el recurso hídrico de manera racional (Fortis-Hernández y Rhodante, 1999).

Resultado de las diferentes actividades en que se utiliza el agua, se produce agua residual de diverso tipo, la que requiere tratamiento más complejo. Prácticamente todos los municipios en zonas industrializadas manejan una combinación de agua residual doméstica e industrial. La composición del agua residual verdaderamente doméstica ha cambiado con la entrada en el mercado de una serie de productos nuevos, accesibles a las amas de casa. Tratar el agua residual doméstica de una forma óptima requiere modificaciones del enfoque tradicional (Ramalho, 1996).

Algunos de estos residuos contienen ciertas características físicas, químicas y biológicas que afectan los ecosistemas. Sin embargo, parte de estos materiales, contienen elementos químicos de importancia para el desarrollo vegetal, y pueden ser tratados físicamente, químicamente o biológicamente y los residuos reutilizados en otras actividades (Moreno-Reséndez *et al.*, 2008).

El uso de plantas para reducir la concentración o peligrosidad de contaminantes ha dado origen a la Fitorremediación, la cual se ha consolidado y diversificado en países desarrollados. Tecnología barata, simple, sustentable, compatible con el ambiente y estéticamente mejor que la tecnología convencional. Puede implementarse in situ para remediar grandes extensiones de áreas contaminadas o para tratar grandes volúmenes de agua con baja concentración de contaminantes. Entre las estrategias de Fitorremediación, se encuentran los sistemas que utilizan el jacinto de agua, que han demostrado ser eficientes para tratar agua residual doméstica e industrial. Sin embargo, debido al desconocimiento de esta tecnología, carencia de especialistas en el área y falta de presupuesto, pocas son las instituciones en México que realizan investigación en este campo (EPA, 2000; Núñez-López *et al.*, 2004).

II. OBJETIVO

Evaluar la capacidad del jacinto de agua (*Eichornia crassipes* (Mart.) Solms) en la remediación de las características fisicoquímicas del agua residual.

III. REVISIÓN DE LITERATURA

3.1 El lirio acuático (*Eichornia crassipes* (Mart.) Solms)

3.1.1 Datos generales

Nombre científico o latino: (*Eichornia crassipes*). Nombre común o vulgar: jacinto de agua, camalote, lampazo, violeta de agua, buchón, taruya. Familia: Pontederiaceae (Pontederiáceas). Luz: sol o semisombra. Planta que requiere iluminación intensa, que, si es artificial, deberá ser proporcionada por una rampa luminosa completa. La temperatura óptima para el desarrollo del lirio acuático se encuentra entre 20 y 30 °C, aunque puede sobrevivir a una temperatura de hasta 10 °C. En invierno la planta debe ser protegida en invernadero en climas con heladas, manteniéndola siempre en agua. No resiste los inviernos fríos (hay que mantenerla entre 15-18 °C en contenedores con una profundidad de al menos 20 cm y una capa delgada de turba en el fondo). Puede rebrotar en primavera si se marchita. Necesita agua estancada o con poca corriente e intensa iluminación. El pH óptimo está entre 5-7 y el máximo de tolerancia para salinidad es de 800 mg/l (Gopal y Sharma 1981; Gopal 1987; Reed *et al.*, 1995).

3.1.2 Caracterización

El lirio (*Eichornia crassipes*) es una planta perenne, que puede llegar a medir hasta un metro de altura. Tiene hojas gruesas, céreas, brillantes y redondeadas de hasta 20 cm de diámetro, que se elevan arriba de la superficie del agua sobre sus pecíolos. Especie flotante de raíces sumergidas, sin tallo aparente, provisto de un rizoma, particular, emergente, del que se abre un rosetón de hojas de superficie esponjosa notablemente inflada en forma de globo que forma una vejiga llena de aire, mediante la cual puede mantenerse sobre la superficie acuática, hojas sumergidas lineares, y las emergidas, entre obovadas y redondeadas, provistas de pequeñas hinchazones que facilitan la flotación (Fig. 1). En verano produce espigas de flores lilas y azuladas que recuerda vagamente a la del jacinto. Las raíces son muy características, negras con extremidades blancas cuando son jóvenes, negro violáceo cuando son adultas, multiplicación: mediante división de los rizomas. En verano se reproduce fácilmente por medio de estolones que produce la planta madre, llegan formarse verdaderas "islas" de gran porte. Los estolones crecen hasta 30 cm de longitud hasta desarrollar una roseta hija. La intensidad de propagación por este medio puede resultar en la duplicación del área cada 6 a 15 días. Los tallos florecedores, a partir del centro de la roseta, producen un inflorescencia vistosa de flores azules/violeta, las cuales se convierten en cápsulas frutales cada una conteniendo hasta 400 semillas pequeñas, de larga longevidad. El crecimiento está grandemente influido por los

niveles de nutrientes en el agua, especialmente, los niveles de nitrógeno, fósforo y potasio (Núñez-López *et al.*, 2004; Reddy *et al.*, 1989, 1990, 1991; Sculthorpe, 1971).



Fig. 1. Partes del jacinto de agua (Núñez-López *et al.*, 2004; Reddy *et al.*, 1989, 1990, 1991; Sculthorpe, 1971).

3.1.3 Composición química del agua que favorece el crecimiento

El crecimiento del jacinto de agua es favorecido por agua rica en nutrientes, en especial por nitrógeno, fósforo y potasio. La habilidad del jacinto de agua para absorber nutrientes y otros elementos ha sido investigada. Además de estos elementos, toma calcio, magnesio, azufre, hierro, manganeso, aluminio, boro,

cobre, molibdeno y zinc. La habilidad del jacinto de agua de extraer nutrientes y metales pesados puede ser explotada para tratar los efluentes de alcantarillados pasándolos a través de canales que contienen la planta. En un tratamiento exitoso las plantas se tienen que mantener en crecimiento activo mediante la eliminación del exceso de plantas (Brooks y Robinson, 1998).

3.1.4 Procedencia y Distribución

Es originario de América Central; especie introducida en Europa hacia finales del siglo XIX. Se ha distribuido prácticamente por todo el mundo, ya que su aspecto ornamental originó su exportación a estanques y lagunas acuáticas de jardines en climas templados y cálidos. En México se distribuye prácticamente en casi todos los Estados de la República y habita en lagos, lagunas, pantanos, canales, charcos, ríos y presas (Holm *et al.*, 1977; Lot *et al.*, 1999).

3.1.5 Uso

Para adornar pequeños lagos, embalses, estanques y acuarios. Ofrece un excelente refugio para peces protegiéndolos del sol excesivo, heladas y a los alevines (cría de pez que incluye la fase comprendida entre la larva y el adulto y que en ciertos peces de agua dulce se utiliza para repoblar) del embate de los

benteveos (*Pitangus sulphuratus*). La raíz constituye un excelente soporte para el desove de las especies ovíparas (pez dorado, carpas, etc.), incluso aquellos aficionados que críen a sus peces en acuario, en época de reproducción sería muy útil hacerse de algún ejemplar joven de esta planta para el acuario de cría donde desovaran sus peces. Las raíces del camalote no sólo le servirán de soporte para los huevos, si no que son un refugio para los alevines, e incluso en ellas se desarrolla una microflora que sirve como alimento inicial para los mismos (Gopal, 1987).

Un manejo adecuado pudiera representar un recurso aprovechable como fertilizante, producción de celulosa y papel, complemento alimenticio, fuente de biogás, pero principalmente para el tratamiento de agua residual (Núñez-López *et al.*, 2004).

Una agrupación, dedicada a la elaboración de celulosa y papel, que utiliza la planta del jacinto acuático es la Papelera Celulosa Mexicana, que utiliza los licores de desecho para generar el alcohol etílico y sales amoniacaes. Empresa que participo y gano el “Premio Regional de Creatividad” de ANUIES en el año 2003 y el “Primer lugar del Certamen Nacional De Ciencia y Tecnología” en el 2005 posteriormente se instaló una pequeña empresa para la producción de celulosa y papel procesando el jacinto acuático.

Actualmente, la cría intensiva de las aves de corral y el ganado de gran escala ha hecho que el tratamiento de su basura y su agua residual sea un aspecto medioambiental urgente, que motivó este estudio. Un humedal de 688 m²

fue construido en una granja de pato de huevo, y el jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) fue elegido como una planta acuática para el humedal y utilizado como alimento para la producción del pato. Los objetivos de este estudio eran probar el papel del jacinto de agua en la purificación de agua residual y como alimento rico y de sus efectos sobre el pato, el rendimiento de puesta de huevo y la calidad de huevo. Este estudio demuestra que el humedal construido ha eliminado como 64.44 % de la demanda de oxígeno producido por reacción química, 21.78 % del nitrógeno total y 23.02 % del fósforo total. El oxígeno disuelto y la transparencia del agua residual fueron mejorados notablemente, con su transparencia 2.5 veces más que del agua residual no tratada. Después de que los patos fueran alimentados con el jacinto de agua, el producto diario de alimentación del promedio y el cociente de la postura en el grupo de prueba eran 5.86 % y 9.79 % más altos, respectivamente, que en el grupo de control; ambas diferencias eran significativas en los 0.01 niveles de la probabilidad. El peso del huevo en el grupo de prueba era 2.36 % más altos que en el grupo de control (< de P; 0.05), pero los cocientes de conversión de la alimentación casi eran iguales. El grueso y la fuerza de la cáscara de huevo estaban entre las cualidades de huevo crecientes perceptiblemente de los patos alimentados con el jacinto de agua. Concluimos que un sistema del jacinto de agua era eficaz para agua residual de la purificación de una granja intensiva del pato durante la estación de crecimiento del jacinto de agua, pues el jacinto de agua cosechado tenía un funcionamiento excelente como alimentación del pato (Lu *et al.*, 2008).

Este estudio divulga la producción del biogás del jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) crecido bajo diversas concentraciones del nitrógeno y las plantas cosechados de un cuerpo del agua contaminada. Este estudio fue realizado en un período de 4 meses en las temperaturas mesofílicas usando 3 reactores que son utilizados para un digestor. La adición de estiércol fresco de vaca que tiene una concentración de nitrógeno bajo los resultados es una reducción significativa en los cocientes de concentración de nitrógeno de los substratos del jacinto de agua. Sin embargo, la producción del gas comenzó 3 días después de cargar las tarifas de producción de los reactores y del gas elevado en 4-7 días. Concluimos que el jacinto de agua se podría utilizar para la producción del biogás sin tener en cuenta las concentraciones más altas o más bajas del nitrógeno y que no hay necesidad para que el cociente de concentración de nitrógeno esté dentro de la gama óptima de 20-32 requerido para la digestión anaerobia. Se concluye que varias características bioquímicas de los substratos influyen perceptiblemente la producción del biogás además del cociente de concentración de nitrógeno (Jayaweera *et al.*, 2007).

Las organizaciones españolas Fundación 2001 *Global Nature* y Arquitectos Sin Fronteras (ASF-España), trabajaron en los municipios de San José de Los Llanos (San Pedro de Macorís) y Chirino (Monte Plata) en el saneamiento de su agua residual construyendo cuatro filtros cuyo funcionamiento se basa en utilizar plantas acuáticas. Realizan el proceso de depuración en sus raíces, donde absorben y asimilan en sus tejidos todos los contaminantes. En San José de Los

Llanos y Chirino se utilizó la lila de agua (*Eichornia crassipes*). Esta planta es capaz de eliminar entre el 63 y el 98 % de sólidos en suspensión, materia orgánica, nitrógeno y fósforo (Proyecto de Saneamiento de Agua Residual Mediante Filtros Verdes en San José de Los Llanos, República Dominicana, 2006).

3.2 Agua residual

Llamamos agua residual al agua de composición variada proveniente de las descargas de usos público urbano, doméstico, industrial, comercial, de servicios, agrícola, pecuario, en general de cualquier uso, así como la mezcla de ellas. El agua tiene varias propiedades debidas a la presencia de enlaces químicos débiles entre los átomos de oxígeno y los átomos de hidrógeno de moléculas adyacentes. Sus propiedades son adquiridas en su mayor parte, según sea el contenido total de sólidos en sus diferentes variantes de materiales flotantes, sustancias coloidales y productos disueltos. (Espinoza, 1997; Mata-González, 1999; Howar, 2004).

3.3 Potencial de Hidrógeno

La determinación del pH es un procedimiento analítico importante más usado en química, bioquímica y química de suelos. El pH determina muchas

características de la estructura y actividad de las biomacromoléculas, por lo tanto, el comportamiento de células y organismos. En [1909](#), el químico danés Sorensen definió el potencial hidrógeno como el logaritmo negativo de la concentración molar (más exactamente de la actividad molar) de los iones hidrógeno $pH = -\log[H^+]$ (Atkins, 2006).

3.4 Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica es la capacidad de un cuerpo para permitir el paso de la [corriente eléctrica](#) a través de sí. También se define como la propiedad natural característica de cada cuerpo que representa la facilidad con la que los electrones (y huecos en el caso de los [semiconductores](#)) pueden pasar por él. La conductividad eléctrica varía con la temperatura. La conductividad en medios [líquidos](#) ([disolución](#)) está relacionada con la presencia de [sales](#) en [solución](#), cuya disociación genera [iones](#) positivos y negativos capaces de transportar la [energía eléctrica](#) al someter el líquido a un [campo eléctrico](#). Estos [conductores](#) iónicos se denominan [electrolitos](#) o conductores electrolíticos. La determinación de la conductividad recibe el nombre de determinación conductométrica (Atkins, 2006).

3.5 Cationes solubles y aniones

3.5.1 Cationes solubles

El ión calcio, Ca^{++} , forma sales de moderadamente solubles a muy insolubles y se precipita fácilmente como CO_3Ca . Contribuye de forma muy especial a la dureza del agua y formación de incrustaciones. El agua dulce suele contener de 10 a 250 ppm, o incluso 600 ppm. Se determina analíticamente por complexometría con EDTA. La eliminación de calcio se realiza por precipitación e intercambio iónico.

El ión magnesio, Mg^{++} , tiene propiedades similares a las del ión calcio, pero sus sales son, generalmente, más solubles y difíciles de precipitar; por el contrario, su hidróxido, $\text{Mg}(\text{OH})_2$, es menos soluble. El agua dulce suele contener entre 1 y 100 ppm. Sí el contenido en agua alcanza varios centenares le da un sabor amargo y propiedades laxantes, que pueden afectar su potabilidad. Contribuye a la dureza del agua y a pH alcalino puede formar incrustaciones de hidróxido. Su determinación analítica se realiza por complexometría y se puede precipitar como hidróxido pero su eliminación se realiza fundamentalmente por intercambio iónico.

El ión sodio, Na^+ , corresponde a sales de solubilidad muy elevada y difíciles de precipitar. Suele estar asociado al ión cloruro. El contenido en agua dulce suele estar entre 1 y 150 ppm, pero es fácil encontrar valores muy superiores, de hasta varios miles de ppm. El agua de mar contiene cerca de 11,000 ppm. Es un indicador potencial de corrosión. En los análisis rutinarios el ión sodio no se determina sino que se calcula como diferencia entre el balance de aniones y cationes. El sodio se elimina por intercambio iónico, pero como ión monovalente es una de las primeras sustancias que fugan de la columna catiónica o del lecho mixto (Rigola-Lapeña, 1990).

3.5.2 Aniones

El contenido de cloruros afecta la potabilidad del agua. A partir de 300 ppm el agua empieza a adquirir un sabor salado. El agua con cloruros puede ser muy corrosiva debido al pequeño tamaño del ión que puede penetrar la capa protectora en la interface óxido-metal y reaccionar con el hierro estructural. Se valora con nitrato de plata usando cromato potásico como indicador. Se separa por intercambio iónico, aunque es menos retenido que los iones polivalentes, por lo cual el agua de alta pureza requiere un pulido final.

El ión sulfato, SO_4^- , corresponde a sales de moderadamente solubles a muy solubles. El agua dulce contiene de 2 a 150 ppm. Aunque en agua pura se satura a unos 1500 ppm, como SO_4Ca , la presencia de otras sales aumenta su solubilidad. La determinación analítica por gravimetría con cloruro de bario es la más segura. Si se emplean métodos complexométricos hay que estar seguro de evitar las interferencias. No afecta especialmente al agua en cantidades moderadas. Industrialmente es importante porque, en presencia de iones calcio, se combina para formar incrustaciones de sulfato cálcico. Su eliminación se realiza por intercambio iónico.

Existe una estrecha relación entre los iones bicarbonato, CO_3H^- , carbonato, CO_3^- , el CO_2 gas y el CO_2 disuelto. A su vez el equilibrio está afectado por el pH. Estos iones contribuyen fundamentalmente a la alcalinidad del agua. Los carbonatos precipitan fácilmente en presencia de iones calcio. El agua dulce suele contener entre 50 y 350 ppm de ión bicarbonato, y si el pH es inferior a 8.3 no hay prácticamente ión bicarbonato (Rigola-Lapeña, 1990).

3.6 Clasificación del agua

Indica la clasificación de agua para riego, en función de su conductividad eléctrica en unidades de deciSiemens por metro a 25 grados centígrados (dS m^{-1} a $25\text{ }^\circ\text{C}$) y la Relación de Adsorción de Sodio (RAS) (Fig. 2).

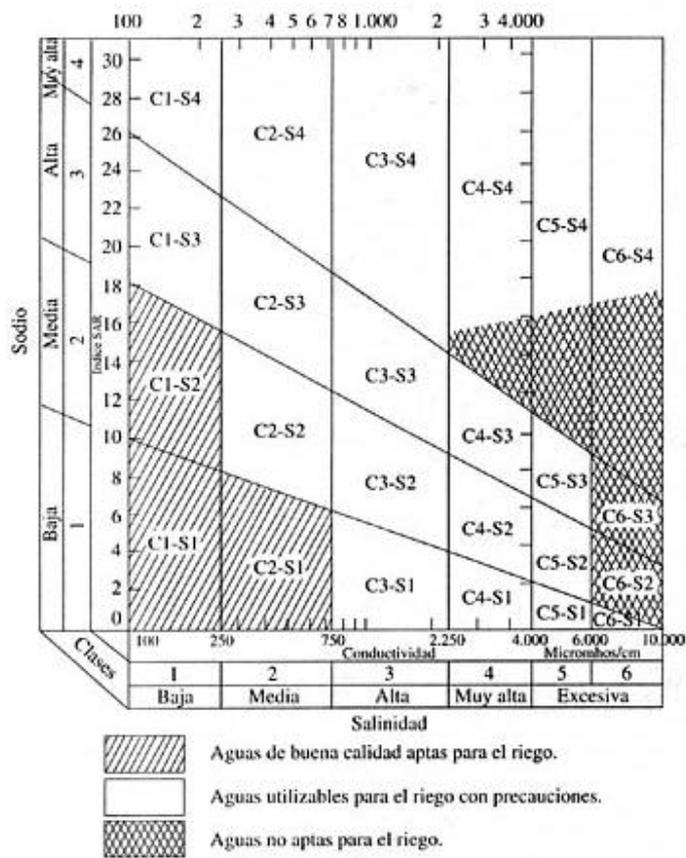


Fig. 2. Normas de Riverside para evaluar la calidad de aguas de riego (Allison *et al.*, 1962).

Cuadro 1. Clasificación del agua según las normas Riverside (Allison *et al.*, 1962).

Tipo	Calidad y normas de uso
C1	Agua de baja salinidad apta para riego en todos los casos.
C2	Agua de salinidad media, apta para el riego.
C3	Agua de salinidad alta que puede utilizarse para el riego de suelos con buen drenaje.
C4	Agua de salinidad muy alta que en muchos casos no es apta para riego. Sólo debe usarse en suelos muy permeables y con buen drenaje.
C5	Agua de salinidad excesiva, que sólo debe emplearse en casos muy contados, extremando todas las precauciones.
C6	Agua de salinidad excesiva, no aconsejable para riego.
S1	Agua con bajo contenido en sodio, apta para el riego en la mayoría de los casos.
S2	Agua con contenido medio en sodio, con cierto peligro de acumulación de sodio en el suelo, especialmente en suelos de textura fina (arcillosos y franco-arcillosos) y de baja permeabilidad.
S3	Agua con alto contenido en sodio y gran peligro de acumulación de sodio en el suelo. Son aconsejables aportaciones de materia orgánica y empleo de yeso para corregir el posible exceso de sodio en el suelo. También se requiere un buen drenaje y el empleo de volúmenes copiosos de riego.
S4	Agua con contenido muy alto de sodio. No es aconsejable para el riego en general, excepto en caso de baja salinidad y tomando todas las precauciones apuntadas.

3.7 Tratamiento de agua residual

El objetivo de un tratamiento, es reducir la carga de contaminantes del vertido y convertirlo en inocuo para el medio ambiente, para estos fines se usan distintos tratamientos dependiendo del contaminante que arrastre el agua y otros factores. El estudio de un tratamiento de agua residual se inicia con el análisis del inventario de vertidos y su posible reducción, y del potencial reciclado de agua después de su depuración (Jurado-Guerra, 2000; Randy *et al.*, 1999; Rigola-Lapeña, 1999).

3.8 Fitorremediación

La fitorremediación es el uso de plantas para limpiar ambientes contaminados y constituye una estrategia muy interesante, debido a la capacidad que tienen algunas especies vegetales de absorber, acumular y/o tolerar altas concentraciones de contaminantes como metales pesados, compuestos orgánicos y radioactivos (Randy *et al.*, 1999; Barrios *et al.*, 2001). La fitorremediación ofrece algunas ventajas y desventajas frente a los otros tipos de biorremediación entre las cuales se pueden mencionar:

Ventajas:

- Las plantas pueden ser utilizadas como bombas extractoras de bajo costo para depurar suelos y agua contaminada.
- Algunos procesos de degradación ocurren en forma más rápida con plantas que con microorganismos.
- Es un método apropiado para descontaminar superficies grandes o para finalizar la descontaminación de áreas restringidas en plazos largos.

Limitaciones:

- El proceso se limita a la profundidad de penetración de raíces o agua poco profunda.
- El tiempo del proceso puede ser muy prolongado.
- La biodisponibilidad de los compuestos o metales es un factor limitante de la captación.

La fitoterapia consiste en varias formas. Fitoextracción quita los metales o la materia orgánica de suelos acumulándola en la biomasa de plantas. Fitodegradación, o el Fitotransformación, es el uso de las plantas que absorben,

almacenan y degradan los agentes contaminadores orgánicos; la Rizofiltración implica el retiro de agentes contaminadores de fuentes acuosas por las raíces de la planta. Fitostabilización reduce la biodisponibilidad de agentes contaminadores inmovilizándolos o atando a la matriz del suelo, y el Fitovolatilización utiliza las plantas para tomar los agentes contaminadores de la matriz del crecimiento, para transformarlos y lanzarlos a la atmósfera (Lenntech, 2001). Se representan en la Fig. 3 y se explican en el cuadro 2.

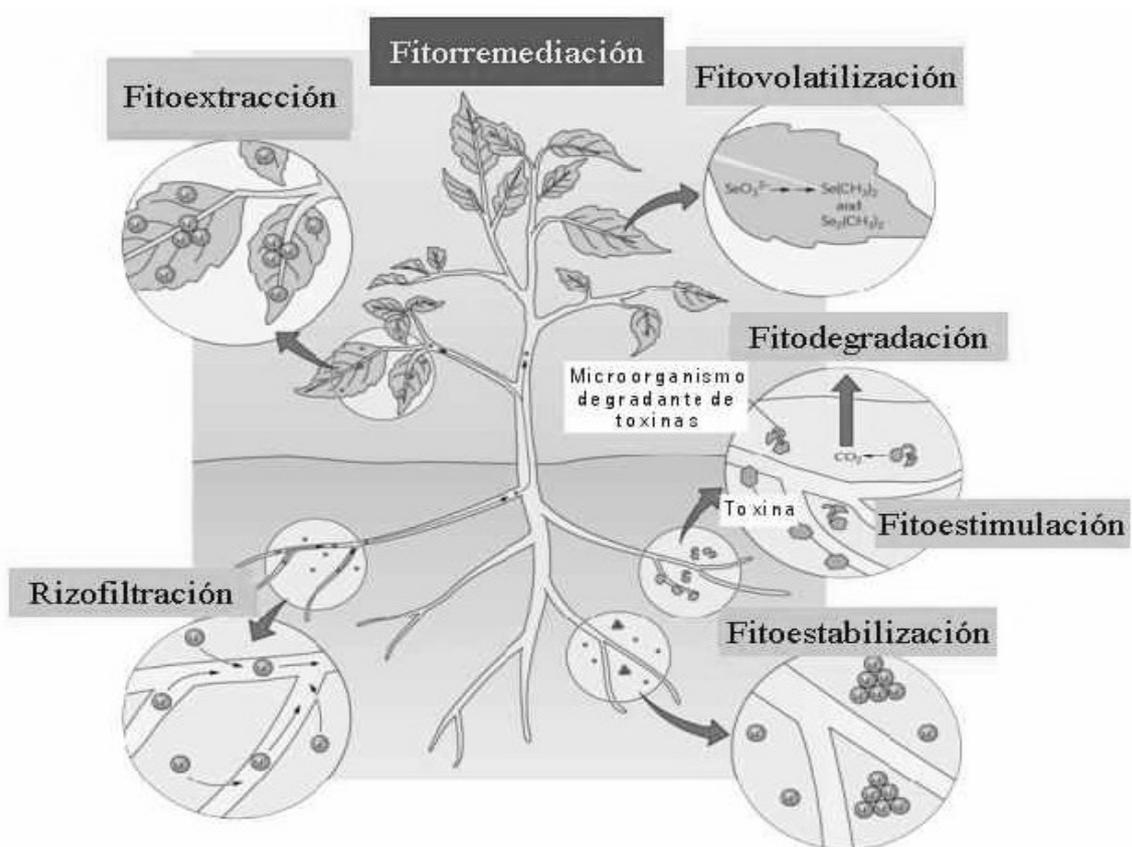


Fig. 3. Tipos de fitorremediación en donde ocurre el proceso y se indica la zona de la planta (Lenntech, 2001).

Cuadro 2. Tipos de Fitorremediación (Health, 2006).

Tipo	Proceso involucrado	Elementos tratados
Fitoextracción	Concentrar metales en las hojas y raíces.	Cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, selenio, zinc.
Rizofiltración	Las raíces absorben, precipitan y concentran metales pesados a partir de efluentes líquidos contaminados y degradan compuestos orgánicos.	Cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, selenio, zinc, isótopos radioactivos, compuestos fenólicos.
Fitoestabilización	Reducen la movilidad de los metales y evitan el pasaje a capas subterráneas o al aire.	Lagunas de desecho de yacimientos mineros. Propuesto para fenólicos y compuestos clorados.
Fitoestimulación	Se usan los exudados radiculares para promover el desarrollo de microorganismos degradativos (bacterias y hongos).	Hidrocarburos, derivados del petróleo, y poliaromáticos, benceno, tolueno, atrazina, etc.
Fitovolatilización	Captan y modifican metales pesados o compuestos orgánicos y los liberan a la atmósfera con la transpiración.	Mercurio, selenio y solventes clorados (tetraclorometano y triclorometano).
Fitodegradación	Captan, almacenan y degradan compuestos orgánicos para dar subproductos menos tóxicos o no tóxicos.	Municiones (TNT, DNT, RDX, nitrobenceno, nitrotolueno), atrazina, solventes clorados, DDT, pesticidas fosfatados, fenoles, nitrilos, etc.

Se conocen alrededor de 400 especies de plantas con capacidad para hiperacumular selectivamente alguna sustancia. El girasol (*Heliantus annuus*) es capaz de absorber en grandes cantidades el uranio depositado en el suelo. Los álamos (género *Populus*) absorben selectivamente níquel, cadmio y zinc. La (*Arabidopsis thaliana*) es de gran utilidad para los biólogos es capaz de hiperacumular cobre y zinc. Otras plantas comunes que se han ensayado con éxitos como posibles especies fitorremediadoras en el futuro inmediato son la alfalfa, la mostaza, el tomate, la calabaza, el esparto, el sauce y el bambú (Fletcher, 2006).

Cuando se plantea realizar un esquema de fitorremediación de un cuerpo de agua o un área de tierra contaminados, se siembra la planta con capacidad de extraer el contaminante particular, y luego del período de tiempo determinado, se cosecha la biomasa y se incinera o se le da otro curso dependiendo del contaminante. De esta forma, los contaminantes acumulados en las plantas no se transmiten a través de las redes alimentarias a otros organismos (Barrios *et al.*, 2001; Fletcher, 2006).

3.9 Eficiencia de jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) en la limpieza del agua

Las condiciones óptimas para la eliminación del rojo metílico del tinte industrial de la solución acuosa fueron establecidas por medio de una técnica de la adsorción del jacinto de agua. La eliminación del tinte fue encontrada para ser asociada a las fuerzas electrostáticas fuertes, el proceso total que era levemente endergónico (dícese de aquellos procesos químicos que requieren aporte de energía para poderse realizar). Nuestro estudio demuestra que el jacinto de agua tiene un gran potencial de quitar color del agua residual y de otros sistemas acuáticos contaminados (Tarawou *et al.*, 2008).

Se ha comprobado la eficacia del cultivo de jacinto acuático para la limpieza del agua como muestra la Fig. 4. Con un costo menor al de la purificación con sustancias químicas, este lirio de agua (*Eichornia crassipes*) logra filtrar agua contaminada mediante su asombrosa capacidad de absorción de los contaminantes que le permite purificar el agua tomando de ella el plomo, mercurio, detergentes y otras sustancias, inclusive hidrocarburos. Aunque su principal ventaja como instrumento de descontaminación consiste en que se reproducen rápidamente, tiene poca tolerancia al clima frío por lo que este tratamiento del agua tendría mayor eficacia en lugares cálidos o templados. La utilización de este sistema no está suficientemente extendida (Núñez-López *et al.*, 2004).

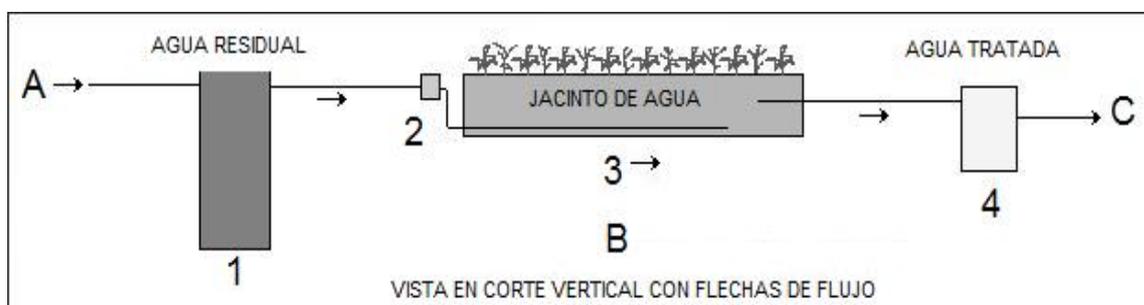


Fig. 4. Esquema general de la eficacia de (*Eichornia crassipes*) (Núñez-López *et al.*, 2004).

Debido a su alta adaptación y productividad el jacinto se desarrolla prolíficamente en cuerpos de agua contaminados con material orgánico, ricos en compuestos nitrogenados, fosfatados y de escasa circulación. Se ha estimado una productividad de hasta 199 ton peso seco/ha/año en ambientes con altas concentraciones de nutrientes, sin embargo, predicciones más realistas calculan una producción anual que varía entre 35-90 ton/año (Polprasert, 1996), siendo verano la época de mejor crecimiento.

El jacinto ha sido sin lugar a dudas una de las especies más estudiadas de las plantas acuáticas. Se ha demostrado que esta especie puede reducir significativamente la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), sólidos suspendidos (SS), nitrógeno, metales y contaminantes orgánicos traza como cloroformo y fenoles (Polprasert, 1996; Reed *et al.*, 1995; Wolverton, 1987; Brooks y Robinson,

1998), por ejemplo en un estudio realizado en el laboratorio de tecnología espacial de la NASA se encontró una eficiencia de remoción del 94, 90 y 72 % para DBO, SS y N total respectivamente (Reed *et al.*, 1995).

3.10 (*Eichornia crassipes*) alternativa sustentable para el tratamiento de agua contaminada con metales

El uso del metal especialmente selecto y dirigido a la acumulación de las plantas para la limpieza ambiental es una tecnología emergente llamada fitoterapia. Tres subconjuntos de esta tecnología son aplicables a la remediación tóxica del metal:

- Fitoextracción: el uso de la acumulación del metal en las plantas para quitar los metales tóxicos de suelo.
- Rizofiltración: las raíces de la planta quitan los metales tóxicos del agua contaminada.
- Fitoestabilización: la biodisponibilidad del uso de plantas de eliminar los metales de los suelos tóxicos (Salt *et al.*, 1995).

La contaminación severa de recursos hídricos incluyendo el agua subterránea con el hierro (Fe) debido a las varias actividades antropogénicas ha sido un problema ambiental importante en áreas industriales de Sri Lanka. Por lo tanto, el uso de la mala hierba, jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) en los humedales construidos en el agua residual rica en Fe la fitorremediación parece ser una opción atractiva. El jacinto de agua crecido bajo condiciones de alimento pobre es ideal para quitar el Fe del agua residual con un tiempo de retención hidráulico de aproximadamente seis semanas (Jayaweera, *et al.*, 2008).

Este artículo divulga la eficacia de la fitoterapia del jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) crecido bajo diversas condiciones alimenticias para el agua residual ricas de Al. Se construyó los humedales (sistemas de tratamiento macrófito basados en la planta). Una disposición del control de los jacintos que abarcaban solamente el Al sin los alimentos también fue estudiada. Un equilibrio total fue realizado para investigar la eficacia de la fitoterapia y para identificar los diversos mecanismos del retiro del Al del agua residual. La precipitación química del Al (OH)₃ era una contribución dominante al retiro del Al al principio del estudio, mientras que la adsorción de Al³⁺ a los sedimentos fue observada para ser un mecanismo predominante del retiro del Al mientras que progresó el estudio. La fitoterapia principalmente debido a la rizofiltración era también un mecanismo importante del retiro del Al especialmente durante las primeras 4 semanas del estudio. Sin embargo, la precipitación química y la adsorción del sedimento de Al³⁺ eran una contribución dominante al retiro del Al en comparación con la fitoterapia.

Las plantas cultivadas en la disposición del control demostraron la eficacia más alta de la fitoterapia del 63 % durante el período de la cuarta semana. Por lo tanto concluimos que el jacinto de agua crecido bajo condiciones alimenticias más bajas es más ideal comenzar un tipo de hornada humedal construida que trata el agua residual rica de Al con un tiempo de retención hidráulico de aproximadamente 4 semanas, después de lo cual se recomienda una cosecha completa (Jayaweera *et al.*, 2009).

Este estudio aclara el potencial de la fitoterapia del jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) para el agua residual industrial rica de nitrógeno total y del fósforo total determinada por 15 semanas bajo diversas disposiciones y un control sin los alimentos dos veces. Un equilibrio total fue conducido para evaluar las eficacias de la fitoterapia y para identificar los mecanismos dominantes del retiro nutriente del agua residual. Nuestros resultados manifestaron que el jacinto de agua es un candidato prometedor a un retiro del nitrógeno total y del fósforo total del agua residual. El retiro 100 % del nitrógeno total y del fósforo total fue observado en el final de la novena semana en todas las disposiciones principalmente debido a la asimilación y el período entre 6-9 semanas se convirtió en el período óptimo después de lo cual se recomienda la cosecha completa. Las plantas que tienen una edad de 6 semanas son ideales para comenzar el humedal libre-flotante y el tiempo de retención hidráulico de 21 días se recomienda para el retiro óptimo del nitrógeno total y del fósforo total. La asimilación y la desnitrificación eran los mecanismos dominantes del retiro del nitrógeno total mientras que la asimilación y

la absorción se convirtieron en los mecanismos prominentes en el retiro del fósforo total del agua residual (Jayaweera y Kasturiarachchi, 2009).

Este artículo discute los mecanismos dominantes implicados en la eliminación de 1 mg/l del manganeso del agua residual sintética en los humedales construidos que abarca el jacinto de agua (*Eichornia crassipes*). Un equilibrio total fue realizado para evaluar los mecanismos dominantes del retiro. La fitoterapia principalmente debido a la fitoextracción contribuyó substancialmente al retiro del manganeso. Sin embargo, la precipitación química era ausente, sugiriendo que el manganeso tiene una solubilidad más alta en el pH medio dado (6.2 a 7.1) condicionada en humedales construidos. El manganeso tiene un potencial pobre de la adsorción. Los humedales construidos que abarca el jacinto de agua son eficaces en la eliminación del manganeso del agua residual a pesar de que las plantas crecen bajo condiciones de nutrientes más altas o más bajas (Kularatne *et al.*, 2008).

3.11 Metales pesados

En cuanto a metales pesados, se han realizado una gran cantidad de estudios para evaluar la capacidad del jacinto para absorber y acumular As, Bo, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Se y Zn (Chigbo, 1982; Muramoto y Oki, 1983; Heaton *et al.*,

1987; Nor, 1990; Delgado *et al.*, 1993; Ding *et al.*, 1994; Lytle *et al.*, 1998; Zayed *et al.*, 1998; Zhu *et al.*, 1999; Dos santos y Lenzi, 2000), señalan una eficiencia de remoción del 41, 36, 85, 92, 60 % para As, Bo, Cd, Hg y Se respectivamente (Reed *et al.*, 1995). Mientras que recientemente reportaron una eficiencia de remoción de Pb del 99%, en un efluente de una fábrica de baterías (Dos santos y Lenzi, 2000).

Respecto a la cinética de remoción de metales pesados, se ha determinado que el jacinto acuático puede remover 0.67, 0.57, 0.18, 0.15, 0.50 y 0.44 mg/g biomasa seca/día, de Cd, Co, Pb, Hg, Ni, y Ag respectivamente (Brooks y Robinson, 1998).

En general se ha demostrado que (*Eichornia crassipes*) acumula más metales en las raíces que en las hojas y que estos pueden ser transferidos desde las raíces a las partes superiores (tallo y hojas), lo cual está relacionado con el tipo de metal. La mayoría de los estudios, sin embargo, se han limitado a determinar la eficiencia de remoción y concentraciones de metales en las diferentes partes de la planta pero pocos se han enfocado a explicar los mecanismos de absorción, transferencia y acumulación. Uno de los estudios más completos al respecto fue el efectuado por (Lytle *et al.*, 1998) en donde demuestran que el jacinto, por si mismo, es capaz de reducir Cr (VI) a Cr (III), mecanismo que le permite sobrevivir pero que también pudiera ser aprovechado para remediar *in situ* agua contaminada (Núñez-López *et al.*, 2004).

Recientemente, el Instituto de Ecología (INECOL) de Xalapa, en colaboración con el Centro de Investigaciones de Materiales Avanzados (CIMAV) de Chihuahua, el Centro de Investigación de Yucatán (CIMAV) y el Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica (CIDETEQ), realizaron una investigación conjunta relacionada con la Fitorremediación de agua contaminada con metales pesados (Olguín *et al.*, 2003).

Particularmente en el CIDETEQ se realizaron estudios para evaluar la eficiencia de absorción y tolerancia del jacinto acuático expuesta a agua contaminada con plomo y As. En términos generales, se determinó que el jacinto de agua es muy eficiente para remover plomo pero no para remover arsénico. En el primer caso se determinó una eficiencia del 70% de remoción para una concentración de 146 ppm (146 mg/l), mientras que en el segundo la cantidad de As removida no fue significativa. En cuanto a tolerancia, las plantas expuestas a plomo se mantuvieron vivas y frondosas durante todo el tiempo de tratamiento (10 días), mientras que las plantas expuestas a arsénico se marchitaron desde las primeras horas y se secaron al segundo día. Lo anterior señala que el jacinto es altamente tolerante al Pb, incluso a altas concentraciones (146 ppm), pero muy sensible al arsénico en bajas concentraciones (10 ppm), lo que permite concluir que el jacinto puede ser utilizado para la fitorremediación de agua contaminada con Pb pero tiene una capacidad limitada para la fitorremediación de agua contaminada con As. Actualmente, se realizan experimentos para extraer y recuperar Pb de las plantas bio-absorbentes empleando diferentes sales de

amonio y métodos electroquímicos respectivamente. Básicamente lo que se pretende es por un lado aprovechar las plantas generadas en la fitorremediación de metales como abono o mejorador después de un proceso de extracción y por otro la recuperación electroquímica de los metales para su reciclamiento o confinamiento. Con esto, se espera que en un futuro cercano la Fitorremediación y la Electrorecuperación puedan acoplarse en un método integral alternativo para el tratamiento de agua contaminada con metales en bajas concentraciones (Núñez-López *et al.*, 2004).

3.12 Problemas con el jacinto de agua

Se consideran malas hierbas. Esta especie está considerada entre las 100 especies más invasoras del mundo por la UICN (International Union for Conservation of Nature). Esto se debe a que es una especie alóctona (dícese de las plantas que no son nativas del país en que crecen) sin predadores, ni competidores en muchos sitios, por ejemplo, en la península ibérica. Como es invasora, puede que al retirar el exceso de un estanque o acuario particular, vaya a parar a entornos naturales y cause estos daños ecológicos. Es por ello que hoy en día se desaconseja su utilización por particulares, para evitar que se siga extendiendo esta plaga a los ríos por imprudencia en su uso (Gopal y Sharma 1981; Gopal 1987; Núñez-López *et al.*, 2004).

3.13 Eutrofización

La infestación del jacinto acuático es uno de los principales problemas que se presentan en un gran número de cuerpos de agua con alto grado de eutrofización. En ecología el término eutrofización, designa el enriquecimiento en nutrientes de un [ecosistema](#). El uso más extendido se refiere específicamente al aporte más o menos masivo de nutrientes inorgánicos en un ecosistema acuático. Eutrofo se llama a un ecosistema o un [ambiente](#) caracterizado por una abundancia anormalmente alta de nutrientes. El desarrollo de la [biomasa](#) en un ecosistema viene limitado, la mayoría de las veces, por la escasez de algunos elementos químicos, como el nitrógeno en los ambientes continentales, que los productores primarios necesitan para desarrollarse y a los que llamamos por ello [factores limitantes](#). El medio ambiente ha sufrido a través de la eutrofización o pérdida de oxígeno del agua fresca debido a la descarga de efluentes de áreas urbanas e industriales, al incremento de la agricultura, la deforestación y la degradación general de las cuencas de agua, pueden aportar cantidades importantes de esos elementos faltantes. El resultado es un aumento de la [producción primaria](#) (fotosíntesis) con importantes consecuencias sobre la composición, estructura y dinámica del ecosistema. La eutrofización produce de manera general un aumento de la biomasa y un empobrecimiento de la [diversidad](#). La explosión de algas que acompaña a la primera fase de la eutrofización provoca un enturbiamiento que

impide que la luz penetre hasta el fondo del ecosistema. Como consecuencia en el fondo se hace imposible la [fotosíntesis](#), [productora de oxígeno libre](#), a la vez que aumenta la actividad metabólica consumidora de oxígeno de los descomponedores, que empiezan a recibir los excedentes de materia orgánica producidos cerca de la superficie. De esta manera en el fondo se agota pronto el oxígeno por la actividad [aerobia](#) y el ambiente se vuelve pronto anóxico. La radical alteración del ambiente que suponen estos cambios, hace inviable la existencia de la mayoría de las especies que previamente formaban el ecosistema. Al lirio acuático (*Eichornia crassipes*) se le considera como una maleza agresiva de difícil erradicación, la cual obstruye la navegación y taponan los sistemas de distribución de agua. La amplia cobertura que logra impide el paso de la luz en la columna de agua e impide la aeración. En un cuerpo de agua cerrado, por ejemplo una laguna, el proceso de eutrofización puede terminar por convertir al cuerpo de agua en tierra firme. Esto ocurre porque los nutrientes que ingresan masivamente al sistema generan una gran biomasa de organismos de vida generalmente efímera que al morir se acumulan sobre el fondo y no son totalmente consumidos por organismos degradadores (especialmente bacterias). El proceso consiste en que la acumulación de materia orgánica termina por convertir al cuerpo de agua en un pantano y, posteriormente, en tierra firme. La principal causa antropogénica de procesos de eutrofización es la contaminación química. Las formas más importantes desde este punto de vista son:

- La contaminación [agropecuaria](#), sobre todo la [contaminación difusa](#) de los [suelos](#) y de los [acuíferos](#) por [fertilizantes](#) inorgánicos de origen industrial o extractivo; o por [excrementos](#) animales, a causa de una producción masiva de ganado, aves, peces, etc. Estas causas aportan [nitrógeno](#), en forma de [nitrato](#) y [amonio](#), y [fósforo](#), como [fosfato](#), a la vez que [cationes](#) como potasio (K^+) magnesio (Mg^{++}), etc.
- Las contaminaciones forestales, por abandono en los ríos de residuos forestales y restos del aprovechamiento maderero, lo que aumenta la materia orgánica disuelta, favoreciendo la proliferación de flora eutrófica, que a su vez remansa la corriente y disminuye el espejo del agua.
- La [contaminación atmosférica](#) por óxidos de nitrógeno (NO_x) y óxidos de azufre (SO_x). Éstos reaccionan con el agua atmosférica para formar ion nitrato (NO_3^-) e ion sulfato (SO_4^{2-}) que una vez que alcanzan el suelo forman sales solubles. De esta manera se solubilizan los cationes del suelo, provocando el empobrecimiento de éste en nutrientes. Esas sales son arrastradas fácilmente a los acuíferos y a los ríos, contaminándolos. En estos últimos la importante incorporación de nutrientes así producida, puede dar lugar a un proceso de eutrofización. Ésta afectará finalmente también a los embalses, así como a los lagos o mares donde los ríos desemboquen.
- La contaminación urbana. Los efluentes urbanos, si no hay depuración o ésta es sólo parcial, aportan nutrientes en dos formas:

- residuos orgánicos, que enriquecen en elementos previamente limitantes el ecosistema;
- residuos inorgánicos como el fosfato, empleado como emulgente en la fabricación de [detergentes](#). Por esta razón las legislaciones modernas promueven la sustitución del fosfato en la fabricación de estos productos (Ryding y Walter, 1992).

3.14 Métodos de control

3.14.1 Extracción física, drenaje

Este método es ambientalmente “seguro” y útil para reducir pequeñas infestaciones y para el mantenimiento de canales. La extracción física puede ser por vía manual y por dragado. El drenaje permanente puede ser un método efectivo de control en situaciones apropiadas donde la pérdida del agua no producirá inconvenientes a los poblados adyacentes de dejar sin agua a los animales domésticos, destruir una fuente local de alimentos (por ejemplo peces) o provocar otros efectos ambientales adversos (Matthews *et al.*, 1977; Smith *et al.*, 1984).

3.14.2 Control biológico

La investigación sobre el control biológico de jacinto de agua comenzó en 1961 y los primeros agentes de control fueron liberados en EE.UU. alrededor de 10 años después (Perkins, 1972,1973). Actualmente se utilizan uno o más agentes de control en por lo menos 22 países (Julien, 1992; Limón, 1984).

Seis artrópodos y 3 hongos han contribuido al control biológico del jacinto de agua, pero las especies que han resultado más exitosas son dos picudos (gorgojos): *Neochettina Bruchi* Hustache y *N. eichhorniae* Warner, y una polilla *Sameodes albiguttalis* (Warren) (Harley y Wright, 1984; Julien, 1992).

La situación actual es que se han descubierto agentes de control biológico en las áreas del jacinto de agua. La investigación ha demostrado que estos agentes no pueden sobrevivir y reproducirse sobre ninguna otra planta, excepto sobre el jacinto de agua. Estos agentes han logrado disminuir el área de infestación en varios países. Se prevé que la investigación en curso mejore el nivel general de control. Esto significa que ya se disponen de agentes de control cabalmente investigados y comprobados. Estos agentes han sido extensamente utilizados y la experiencia muestra que se pueden introducir en nuevas regiones, sin riesgos para el cultivo o el ambiente. Los costos de la introducción en las nuevas regiones son relativamente bajos, pero los proyectos tienen que ser dirigidos por científicos experimentados en el control biológico del jacinto de agua (Harley y Forno, 1989).

IV. MATERIALES Y MÉTODOS

El presente trabajo se realizó en el periodo de febrero-octubre de 2009, en las instalaciones de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro Unidad Laguna, en el Departamento de Riego y Drenaje y Laboratorio de Suelos, en Torreón, Coahuila, México.

4.1 Localización geográfica

La región Lagunera se localiza en la parte suroeste del estado de Coahuila, y se ubica entre las coordenadas geográficas $103^{\circ} 26'33''$ de longitud oeste con relación al meridiano de Greenwich y $25^{\circ} 32'40''$ de latitud norte, con una altura de 1120 msnm (INEGI, 2006).

4.2 Desarrollo del experimento

4.2.1 Selección de la especie vegetal

El Jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) es una especie vegetal que manejado adecuadamente pudiera representar un recurso a ser utilizada en el tratamiento de agua residual (Núñez-López *et al.*, 2004).

4.2.2 Planta

Las primeras plantas fueron colectadas en la orilla del Río Tunal de la localidad de La Ferrería situada en el municipio de Durango, Durango, México, y traídas a la región. Posteriormente cinco meses después se colectaron plantas de jacinto de agua en la Planta Tratadora de Agua Residual de la constructora Samsara Lagunera, S.A. de C.V. ubicada en Torreón, Coahuila. Los cuales estaban siendo usados con fines de fitorremediación en agua residual. La planta colectada presentaba mal estado, putrefacta, diferentes tonalidades, y diferente morfología, debido a que en el estanque en donde se encontraban presentaba el fenómeno de eutrofización.

4.2.3 Adaptación

La adaptación del Jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) traído de Durango a la Comarca Lagunera, se realizo colocándolo en una parte del canal de riego de la Universidad, a un costado del Departamento de Riego, bajo sombra y sin limitación de agua.

El Jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) de Torreón, fue traído y colocado en el estanque de la Universidad, localizado atrás del Departamento de Riego, bajo semi-sombra.

4.2.4 Sobrevivencia del jacinto en agua residual

Durante el periodo de aclimatación se logro verificar la sobrevivencia del jacinto expuesto al agua residual obtenida del cárcamo que va a Santa Fe en el mes de abril en el Jacinto de agua traído de Durango, ya que después de veinte días, se incremento su población, madurez, tamaño y presentación.

4.2.5 Desarrollo del experimento

El agua residual utilizada fue obtenida del cárcamo que corre a un costado de carretera que conduce al ejido Santa Fe, municipio de Torreón, Coahuila. El agua colectada fue colocada en tres tambos de plásticos cortados a la mitad para obtener cuatro filtros de jacinto de agua (*Eichornia crassipes*). En cada una de la mitad de tambo se colocaron 100 litros de agua residual, en los cuales se colocaron los lirios de diferente origen.

Características del Jacinto de agua de Durango.

Tamaño mediano, flotadores delgados, hojas medianas de 10 cm de diámetro, raíces blancas o sea jóvenes, color verde con brillo en las hojas, posición del tallo vertical, cubierta vegetal normal.

Características del Jacinto de agua de Torreón.

Tamaño pequeño, flotadores ensanchados, hojas pequeñas, raíces oscuras o sea adultos, color verde oscuro, tallo corto, poca cubierta vegetal.

En cada mitad de tambo fueron colocadas cincuenta plantas de Jacinto de agua y en otra mitad de tambo únicamente fue colocada el agua residual (testigo).

4.3 Análisis del agua residual

4.3.1 Muestreo

La toma de muestras se realizó utilizando recipientes de plástico de 1 litro de capacidad. La muestra se consideró que fuera representativa y relativamente reciente conservándose en una nevera a 4 °C; perfectamente identificada, indicando fecha, origen y tratamiento.

4.3.2 Variables analizadas

Las variables analizadas fueron:

El Potencial de hidrógeno medido con un potenciómetro MERCK que marca el pH según la Norma Mexicana NMX-AA-008 Agua. El pH es una medida de la [acidez](#) o [basicidad](#) de una [solución](#) y representa la concentración de iones [hidronio](#) $[H_3O^+]$ presentes en determinadas sustancias. La sigla significa "potencial de [hidrógeno](#)".

La conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) medida con el conductivímetro MERCK.

Cationes solubles (calcio, magnesio y sodio en meq/l). Los métodos utilizados fueron métodos químicos de análisis volumétricos.

Aniones (cloruros, sulfatos, carbonatos y bicarbonatos en meq/l), utilizando métodos químicos de análisis volumétricos menos para los sulfatos en los que se utilizó el fotómetro MERCK que marca la absorbencia atómica y el método empleado fue el turbidimétrico.

La clasificación del agua obtenida se realizó de acuerdo a las normas de Riverside.

4.3.3 Periodo de muestreo y número de muestras

El muestreo de agua se realizó a los 10, 20 y 30 días después de haberse colocado los lirios en las mismas y se tomaron 14 muestras. La primera fue el del agua residual sin lirio acuático (testigo). A los 10 días se tomaron 4 muestras de cada tratamiento. Después de haber estado el agua residual en contacto con el lirio acuático 20 días, se tomaron otras cuatro muestras. Por último se tomaron las 4 muestras finales a los 30 días de incorporado el lirio acuático en contacto al agua residual, al mismo tiempo se tomo la muestra del testigo final sin jacinto de agua.

V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las concentración inicial y final de las variables fisicoquímicas del agua residual sin tratar (testigo) se presentan en el cuadro 3.

Se observa que el pH del agua se incremento de 7.58 a 8.45 después de treinta días, lo cual puede ser resultado del incremento observado en sulfatos de 51.4 a 63.5 ppm y bicarbonatos 8 a 10.7 meq/l en el agua.

La conductividad eléctrica del agua se incremento de 1069 a 1394 $\mu\text{S}/\text{cm}$ treinta días después debido al incremento en sodio de 3.69 a 10.14 meq/l principalmente y cloruros de 3 a 4 meq/l. Se notan variaciones por la evaporación que aumentó la concentración de los elementos.

El contenido de calcio se mantuvo igual 2 meq/l.

Disminuyó el contenido de magnesio de 5 a 1.8 meq/l.

Los carbonatos disminuyeron de 1.4 a 1 meq/l.

El tipo de la clasificación del agua fue en un periodo de treinta días C3-S1.

Cuadro 3. Características fisicoquímicas del agua sin tratamiento (Testigo).

Fecha	pH	C.E.	Ca	Mg	Sodio	Cl	Sulfatos	Carbonatos	Bicarbonatos	Tipo
		$\mu\text{S}/\text{cm}$	meq/l	meq/l	meq/l	meq/l	ppm	meq/l	meq/l	agua
08/09/09	7.58	1069	2	5	3.69	3	51.4	1.4	8	C3-S1
07/10/09	8.45	1394	2	1.8	10.14	4	63.5	1	10.7	C3-S1

Las características fisicoquímicas del agua tratada a 10 días se presentan en el cuadro 4.

Comparando los datos obtenidos del cuadro 4 se observa que en el lirio de Durango el pH del agua disminuyó a 7.08 y en el lirio de Torreón aumentó a 7.15.

La conductividad eléctrica del agua se incrementó en el lirio de Durango a 1358.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, y en lirio de Torreón disminuyó a 1354.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

El contenido de calcio disminuyó en el lirio de Durango a 1.5 y en el lirio de Torreón aumentó a 1.6.

El contenido de magnesio aumentó en el lirio de Durango a 1.8 y en el lirio de Torreón disminuyó a 1.4.

El contenido de cloruros aumentó en el lirio de Durango a 3.45 y en el lirio de Torreón disminuyó a 3.1.

El contenido de sulfatos disminuyó en el lirio de Durango a 39.55 y el lirio de Torreón aumentó a 41.47.

Los carbonatos aumentaron en el lirio de Durango a 0.8 y en el lirio de Torreón disminuyeron a 0.5.

Disminuyendo los bicarbonatos en el lirio de Durango a 9 y en el lirio de Torreón incrementándose a 9.45.

La clasificación del agua fue la misma C3-S1. Muy similares los resultados, no se vieron afectados por el tipo de jacinto de agua utilizado.

Cuadro 4. Características fisicoquímicas del agua después del trasplante del jacinto (10 días).

Tipo	p.H.	C.E.	Ca	Mg	Sodio	Cl	Sulfatos	Carbonatos	Bicarbonatos	Tipo
jacinto		$\mu\text{S/cm}$	meq/l	meq/l	meq/l	meq/l	ppm	meq/l	meq/l	agua
Durango	7.08	1358.5	1.5	1.8	10.28	3.45	39.55	0.8	9	C3-S1
Torreón	7.15	1354.5	1.6	1.4	10.54	3.1	41.47	0.5	9.45	C3-S1

Las características fisicoquímicas del agua tratada a los 20 días se presentan en el cuadro 5.

Se observa que en el lirio de Durango el pH del agua es de 7.33 y en el lirio de Torreón el pH del agua disminuye a 7.13.

La conductividad eléctrica del agua en el lirio de Durango es de 1890.5 y en lirio de Torreón aumenta a 1891.5 $\mu\text{S/cm}$.

El contenido de calcio en el lirio de Durango es de 1.6 y en el lirio de Torreón aumenta a 1.9 meq/l.

El contenido de magnesio en el lirio de Durango es de 1.9 y en el lirio de Torreón disminuye a 1.4 meq/l.

El contenido de sodio en el lirio de Durango es de 15.4 y en el lirio de Torreón aumenta a 15.61 meq/l.

El contenido de cloro en el lirio de Durango es de 3.7 y en el lirio de Torreón disminuye a 3.65 meq/l.

El contenido de sulfatos en el lirio de Durango es de 42.05 y en el lirio de Torreón disminuye a 28.32 ppm.

Los carbonatos en el lirio de Durango son de 0.7 y en el lirio de Torreón disminuye a 0.6 meq/l.

El contenido de bicarbonatos en el lirio de Durango es de 9.8 y en el lirio de Torreón disminuye a 9 meq/l.

La clasificación del agua aumentó en ambos lirios comparándolo con los demás cuadros de C3-S1 a C3-S2. Muy similares los resultados, no se vieron afectados por el tipo de jacinto de agua utilizado, salvo en los sulfatos.

Cuadro 5. Características fisicoquímicas del agua después del trasplante del jacinto (20 días).

Tipo	p.H.	C.E.	Ca	Mg	Sodio	Cl	Sulfatos	Carbonatos	Bicarbonatos	Tipo
Jacinto		μS/cm	meq/l	meq/l	meq/l	meq/l	ppm	meq/l	meq/l	agua
Durango	7.33	1890.5	1.6	1.9	15.4	3.7	42.05	0.7	9.8	C3-S2
Torreón	7.13	1891.5	1.9	1.4	15.61	3.65	28.32	0.6	9	C3-S2

Comparando los datos obtenidos del testigo final con los resultados del cuadro 6 en el muestreo realizado a los treinta días transcurridos en el presente trabajo se observa que el pH del agua disminuyó en el lirio de Durango de 8.45 a 7.67 y en el lirio de Torreón de 8.45 a 7.68, ambos por la disminución de sulfatos.

La conductividad eléctrica del agua se incrementó en el lirio de Durango de 1394 a 1884 y en lirio de Torreón de 1394 a 1459 $\mu\text{S}/\text{cm}$ probablemente al aumento de magnesio y cloro.

El contenido de calcio disminuyó en el lirio de Durango de 2 a 0.5 y el lirio de Torreón de 2 a 1.6 meq/l.

El contenido de magnesio aumentó en el lirio de Durango de 1.8 a 4.4 y en el lirio de Torreón de 1.8 a 3.1 meq/l.

El contenido de sodio aumentó en el lirio de Durango de 10.14 a 13.94 pero en el lirio de Torreón disminuyó de 10.14 a 9.89 meq/l.

El contenido de cloro aumento en ambos lirios, en el lirio de Durango de 4 a 4.25 y en el lirio de Torreón de 4 a 4.05 meq/l.

Los sulfatos disminuyeron en el lirio de Durango de 63.5 a 59.97 y en el lirio de Torreón aumentaron de 63.5 a 65.05 ppm.

Los carbonatos disminuyeron en ambos, en el lirio de Durango de 1 a 0.65 y en el lirio de Torreón de 1 a 0.85 meq/l.

Se incrementaron los bicarbonatos en el lirio de Durango de 10.7 a 14.8; pero disminuyeron los bicarbonatos en el lirio de Torreón de 10.7 a 9.85 meq/l.

Sin embargo la clasificación del agua fue la misma en los tres. Según la Norma Técnica NTG-011 - 2006 Clasificación de Agua con fines de Riego, los resultados finales del agua obtenida se clasifica como C3-S1. Agua altamente salina que no puede usarse en suelos cuyo drenaje sea deficiente y aún con drenaje adecuado se pueden necesitar prácticas especiales de control de la salinidad por lo tanto se deben seleccionar especies vegetales muy tolerantes a sales. El agua baja en sodio que puede usarse para riego en la mayoría de los suelos con poca probabilidad de alcanzar niveles peligrosos de sodio intercambiable. Sin embargo, cultivos sensibles como algunos frutales y el aguacate pueden acumular cantidades perjudiciales de Na.

Cuadro 6. Características fisicoquímicas del agua después del trasplante del jacinto (30 días) y testigo final.

Tipo	p.H.	C.E.	Ca	Mg	Sodio	Cl	Sulfatos	Carbonatos	Bicarbonatos	Tipo
jacinto y fecha		$\mu\text{S/cm}$	meq/l	meq/l	meq/l	meq/l	ppm	meq/l	meq/l	agua
Durango	7.67	1884	0.5	4.4	13.94	4.25	59.97	0.65	14.8	C3-S1
Torreón	7.68	1459	1.6	3.1	9.89	4.05	65.05	0.85	9.85	C3-S1
07/10/09	8.45	1394	2	1.8	10.14	4	63.5	1	10.7	C3-S1

En el cuadro 7 se pueden apreciar la población final del jacinto de agua de ambos módulos, Durango y Torreón. En los módulos de Durango se observa la multiplicación de nueva población, pero también el número de muertos fue más alto. En los módulos de Torreón no hubo incremento de población, pero la población muerta no fue significativa, por lo tanto se mantuvo constante. La población del lirio de Durango y Torreón disminuyó probablemente debido al efecto de los contaminantes presentes en el agua residual.

Cuadro 7: Población final del jacinto del agua.

Módulos	Población inicial	Multiplicación, nuevos	Muertos	Población final
Durango 1	50	7	15	42
Durango 2	50	3	3	50
Torreón 1	50	0	2	48
Torreón 2	50	0	1	49

El incremento de las diferentes variables evaluadas se puede explicar por el incremento en las concentraciones de los mismos debido a las pérdidas por evaporación y transpiración del lirio explicado en el cuadro 8.

Cuadro 8: Evaporación y evapotranspiración.

Modulo	Evaporación	Evapotranspiración
	Litros	Litros
Testigo final	47	0
Durango	44	31.5
Torreón	41	2

VI. CONCLUSIONES

En base a las condiciones en que se realizó el presente trabajo y resultados obtenidos podemos concluir que el lirio acuático puede ser utilizado en el tratamiento de agua residual para mejorar las características fisicoquímicas del agua residual independientemente de su procedencia.

VII. BIBLIOGRAFIA

Allison L. E., J. W. Brown, H. E. Haywars, L. A. Richards, L. Bernstein, M. Fireman, G. A. Pearson, L. V. Wilcox, C. A. Brower, J. T. Hatcher y R. C. Reeve. 1962. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. L. A. Richards, Editor. Pág. 86 y 87

Atkins P. W. Jones. 2006. Principios de química. Editorial Panamericana.

Barrios J. A., A. Rodríguez, A. González., C. Maya. 2001. Quality of sludge generated in wastewater treatment in wastewater treatment plants in Mexico: meeting the proposed regulation. In: Specialized conference on sludge regulation, treatment, utilization and disposal. International Water Association (IWA) UNAM-UAM. Acapulco, Mexico. 2001: 54-61.

Brooks R. R. y B. H. Robinson. 1998. Aquatic phytoremediation by accumulator plants. In: Brooks R. R. (ed), Plants that hyperaccumulate heavy metals. CAB International, Cambridge, U.S.A., 203-226.

- Chigbo F. E., R. W. Smith y F. L. Shore. 1982. Uptake of arsenic, cadmium, lead and mercury from polluted waters by the water hyacinth *Eichornia crassipes*. Environmental Pollution (Series A) 27:31-36.
- Delgado M., M. Bigeriego y E. Guardiola. 1993. Uptake of Zn, Cr and Cd by water hyacinths. Water Research 27(2): 269-272.
- Ding X., J. Jiang, Y. Wang, W. Wang y B. Ru. 1994. Bioconcentration of cadmium in water hyacinth (*Eichornia crassipes*) in relation to thiol group content. Environmental Pollution 84: 93-96.
- Dos Santos M. C. y E. Lenzi. 2000. The use of aquatic macrophytes (*Eichornia crassipes*) as a biological filter in the treatment of lead contaminated effluents. Environmental Technology, 21(6): 615-622.
- EPA. 2000. Introduction to Phytoremediation. National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development. Cincinnati, Ohio. EPA/600/R-99/107. 72 p.

Espinoza, L. 1997. El agua (El agua residual y sus tratamientos) Pág. 9-13,
Editorial Mc GRAW-HILL.

Fletcher A. 2006. Advances in biotechnological engineering and biotechnology. 52
microbial and enzymatic bioproducts.

Fortis-Hernández, M. y Rhodante Ahlers. 1999. Naturaleza y Extensión del
Mercado de Agua en el Distrito de Riego 017 de la Comarca
Lagunera, México. IWMI, Instituto Internacional del Manejo del
Agua, por su sigla en inglés, Serie Latinoamericana No. 10.
México, D.F, México: Págs: 26 y 29.

Gopal B. 1987. Water Hyacinth. Elsevier, Amsterdam.

Gopal B., y K. P. Sharma. 1981. Water Hyacinth (*Eichornia crassipes*) the most
troublesome weed of the world. Hindasia, Delhi.

Harley K. L. S. y I. W. Forno. 1989. Management of aquatic weeds. Biological
control by means of arthropods. En: A. H. Pieterse y K. J. Murphy
(Eds.), Aquatic Weeds, Oxford University Press, Oxford, pp 177-
186.

Harley K. L. S. y A. D. Wright. 1984. Implementing a program for biological control of water hyacinth, (*Eichornia crassipes*). In: G. Thyagarajan (Ed.). Proceedings International Conference on Water Hyacinth, February 1983, Hyderabad, India. UNEP, Nairobi, pp 58-69.

Howar. 2004. (En línea) Uso del agua. Página Ciencias del agua, recursos EPA, USGS., (<http://water.usgs.gov/gotita/wuww.html>, mail: <http://water.usgs.gov>) (Consulta 23 Agosto de 2006).

Health, G., 2006. (En línea) <http://www.Slopublicheald.org-environmental-publicspanish>. PDF, P367-372. 2004. (Consulta 11 septiembre de 2006).

Heaton C., J. Frame y J. K. Hardy. 1987. Lead uptake by the water hyacinth. En: K. R. Reddy & W. H. Smith (eds.), aquatic plants for water treatment and resource recovery. Magnolia Publishing Inc. Orlando, Florida, U.S.A. 463 - 470.

Holm L. G., D.L. Plucknett, J. V. Pancho y J. P. Herberger. 1977. The World's Worst Weeds. Distribution and Biology. The University Press of Hawaii, Honolulu.

INEGI. 2006. (en línea). Ubicación geográfica de Torreón Coahuila. <http://mapserver.inegi.gob.mx>. (Consultada el día 04 de Octubre del 2006).

Jayaweera MW, J. A. Dilhani, R. K. Kularatne y S. L. Wijeyekoon. 2007. Biogas production from water hyacinth (*Eichornia crassipes* (Mart.) Solms) grown under different nitrogen concentrations. Department of Civil Engineering, University of Moratuwa, Sri Lanka.

Jayaweera MW, J. A. Dilhani, R. K. Kularatne y S. L. Wijeyekoon. 2008. Contribution of water hyacinth (*Eichornia crassipes* (Mart.) Solms) grown under different nutrient conditions to Fe-removal mechanisms in constructed wetlands. Department of Civil Engineering, University of Moratuwa, Sri Lanka.

Jayaweera MW, J. A. Dilhani, R. K. Kularatne y S. L. Wijeyekoon. 2009. Removal of aluminium by constructed wetlands with water hyacinth (*Eichornia crassipes* (Mart.) Solms) grown under different

nutritional conditions. Department of Civil Engineering, University of Moratuwa, Sri Lanka.

Jayaweera MW y J. C. Kasturiarachchi. 2009. Removal of nitrogen and phosphorus from industrial wastewaters by phytoremediation using water hyacinth (*Eichornia crassipes* (Mart.) Solms). Department of Civil Engineering, University of Moratuwa, Sri Lanka.

Julien M. H. 1992. Biological Control of Weeds. A World Catalogue of Agents and their Target Weeds. 3rd edition. CABI, Wallingford.

Jurado-Guerra, P. 2000. Effects of biosolids and an inorganic mulch on soilplant relationships in two Chihuahua desert grasslands Lubbock, Texas, U.S.A. Texas Tech University, (Ph. D Dissertation).

Kularatne R. K., J. C. Kasturiarachchi, J. M. Manatunge y S. L. Wijeyekoon. 2008. Mechanisms of manganese removal from wastewaters in constructed wetlands comprising water hyacinth (*Eichornia crassipes* (Mart.) Solms) grown under different nutrient conditions. Environmental Foundation Limited, 146/34, Havelock Road, Colombo 5, Sri Lanka.

Lenntech. 2001. (En línea) Agua residual y purificación del aire. Holding B. V. Rotterdamseweg 402 M 2629 HH Delft, Holanda, España, México y Estados Unidos. info@lenntech.com (Consulta Noviembre de 2006).

Limón L. G. 1984. Mexican agency studies aquatic weeds. *Aquaphyte*, Fall 1984, p. 3.

Lot A., A. Novelo, M. Olvera y P. Ramírez. 1999. Catálogo de angiospermas acuáticas de México: hidrófitas estrictas, emergentes y flotantes. Instituto de Biología, UNAM Cuadernos 33, México D. F. 161 pp.

Lu J., Z. Fu y Z. Yin. 2008. Performance of a water hyacinth (*Eichornia crassipes*) system in the treatment of wastewater from a duck farm and the effects of using water hyacinth as duck feed. Institute of Agro-Ecology and Ecological Engineering, College of Life Sciences, Zijingang Campus, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China.

Lytle C. M., F. W. Lytle, N. Yang, J. H. Qian, D. Hansen, A. Sayed, y N. Terry. 1998. Reduction of Cr (VI) to Cr (III) by wetland plants; potential for

in situ metal detoxification. Environmental Science and Technology, 32: 3087-3093.

Mata-González, R. 1999. Influence of biosolids application on growth, nitrogen uptake, and photosynthesis of two desert grasses, Lubbock, Texas, U.S.A. Texas Tech University. (Ph. D. Dissertation).

Matthews L. J., B. E. Manson y B. T. Coffey. 1977. Longevity of waterhyacinth (*Eichornia crassipes*) seed in New Zealand. Proceedings 6th Asian-Pacific Weed Science Conference, 1968 1: 273-277.

Moreno-Reséndez, A., Gómez Fuentes, L., Cano-Ríos, P., Martínez-Cueto, V., Reyes-Carrillo, J.L, Puente Manríquez, J.L., y Rodríguez-Dimas, N. 2008. Genotipos de tomate en mezclas de vermicompost: arena en invernadero. Terra Latinoamericana 26(2): 103-109.

Muramoto S. y Y. Oki. 1983. Removal of some heavy metals from polluted water by water hyacinth (*Eichornia crassipes*). Bull. Environm. Contam. Toxicol. 30: 170-177.

Nor Y. M. 1990. The absorption of metal ions by *Eichornia crassipes*. Chemical Speciation and Bioavailability, 85-91.

Núñez-López R. A., Y. Meas-Vong, R. Ortega Borges y E. Olgúin. 2004. Fitorremediación: fundamentos y aplicaciones. *Ciencia*, 55(3):69-82.

Olgúin E. J., T. Alarcón, Y. Meas, y J. Santamaría. 2003. Phytoremediation in México: The Consolidation of a National Multinstitutional Group. U.S. EPA International Applied Phytotechnologies Conference. March 3-5, Chicago U.S.A.

Papelera Celulosa Mexicana. 2008. Fraccionamiento Jarrón Azul, Municipio de Valle de Santiago, Guanajuato, en el km. 2.5 sobre la carretera Valle de Santiago – Salamanca, México. http://www.quiminet.com/sh9/sh_armhgsARsDFzgtasd.htm

Perkins B. D. 1972. Potencial for water hyacinth management with biological agents. Proceedings Annual Tall Timbers Conference on Ecology Animal Control by Habitat Management. February 1972. pp 53-64.

Perkins B. D. 1973. Release in the United States of *Neochetina eichhorniae* Warner, an enemy of water hyacinth. Proceedings of the 26th

Annual Meeting of the Southern Weed Science Society (U.S.A.). p
368.

Proyecto de Saneamiento de Agua Residual Mediante Filtros Verdes en San José
de Los Llanos, (República Dominicana). 2006.
www.fundacionglobalnature.org/proyectos/.../filtros_rep_dom.htm

Polprasert C. 1996. Organic waste recycling, technology and management. 2ed.
Wiley. Ontario, Canada. 412 pp.

Ramalho R.S. 1996, Tratamiento de agua residual, Editorial Reverté, S.A. Pág. 2,3
y 10.

Randy, H., A. Schroeder, I. Verónica., Domínguez-Rodríguez y L. García-
Hernández. 1999. Potencial de la biorremediación de suelo y agua
impactados por petróleo en el trópico mexicano. Universidad
Juárez Autónoma de Tabasco UJAT. Villahermosa-Cárdenas,
Villahermosa, Tabasco, México.

- Reddy K. R., M. Agami y J. C. Tucker. 1989. Influence of nitrogen supply rates on growth and nutrient storage by water hyacinth (*Eichornia crassipes*) plants. *Aquatic Botany* 36: 33-43.
- Reddy K. R., M. Agami y J. C. Tucker. 1990. Influence of phosphorus on growth and nutrient storage by water hyacinth (*Eichornia crassipes*) plants. *Aquatic Botany* 37: 355-365.
- Reddy K. R., M. Agami y J. C. Tucker. 1991. Influence of potassium on growth and nutrient storage by water hyacinth. *Bioresource Technology* 37: 79-84.
- Reed S. C., R. W. Crites y E. J. Middlebrooks. 1995. *Natural systems for waste management and treatment*. 2nd ed. McGraw-Hill Inc. Ney York, U.S.A. 433 pp.
- Rigola-Lapeña, M. 1990. *Tratamiento de agua Industrial: agua de proceso y residual*. Alfaomega Grupo Editor, págs. 27-39, 43-46, 49-91, 137-154.
- Ryding, S. O. y W. Rast. 1992. *El control de la eutrofización en lagos y pantanos*. Unesco. Pirámide. Paris. Madrid. FR. ES. 375 p.

Salt David E., M. Blaylock, P. B., A. Kumar, V. Dushenkov, B. D. Ensley, I. Chet y I. Raskin. 1995. Phytoremediation: A Novel Strategy for the Removal of Toxic Metals from the Environment Using Plants. *Bio/Tecnology* 13, 468-474.

Sculthorpe, C. D. 1971. *The Biology of Aquatic Vascular Plants*. Edwar Arnold, Londres.

Smith L. W., R. E. Williams, M. Shaw y K. R. Green. 1984. A water hyacinth eradication campaign in New South Wales, Australia. En: G. Thyagarajan (Ed.). *Proceedings International Conference on Water Hyacinth*, February 1983, Hyderabad, India. UNEP, Nairobi, pp 925-935.

Tarawou T., Horsfall M. Jr. y Vicente J. L. 2008. Adsorption of Methyl Red by water-hyacinth (*Eichornia crassipes*) biomass. Department of Pure and Industrial Chemistry, University of Port Harcourt, Uniport P. O. Box 402, Choba, Port Harcourt, Nigeria.

Wolverton B. C. 1987. Aquatic plants for wastewater treatment: an overview. En: K. R. Reddy y W. H. Smith (eds.), *aquatic plants for water treatment*

and resource recovery. Magnolia Publishing Inc. Orlando, Florida,
U.S.A. 27- 48.

Zayed A., S. Gowthaman y N. Terry. 1998. Phytoaccumulation of trace elements
by wetland plants: I Duckweed. J. Environ. Qual., 27(3):715-721.

Zhu Y. L., A. M. Zayed, J. H. Quian, M. de Souza y N. Terry. 1999.
Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: II. Water
hyacinth. J. Environ. Qual., 28: 339-344.