



# AVANCES EN CIENCIA DEL AGUA

CHEIKH FALL  
(Coordinador)



Primera edición: enero 2015

Este libro contó con el aval de revisores externos conforme a los criterios editoriales de la Secretaría de Investigación y Estudios Avanzados

El contenido de esta publicación es responsabilidad de los autores.

D. R. © Universidad Autónoma del Estado de México  
Avenida Instituto Literario 100, Col. Centro  
Toluca, Estado de México, C.P. 50000

ISBN: 978-607-422-568-6

Impreso y hecho en México

*Printed and made in Mexico*

La reproducción parcial o total de contenido de la presente obra, sin contar previamente con la autorización por escrito del editor en términos de la Ley Federal de Derecho de Autor y en su caso de los tratados internacionales aplicables, viola derechos reservados.

ión percolación	205
ua superficial a escala	225
íz de temporal:	
960-2009)	253
rios	275
nto:	293
s	313
ento	339
	367
	387
icaciones	405
	435
	455

Fitorremediación de contaminantes orgánicos	477
Fitorremediación de metales pesados	493
Programas de doctorado en ciencias del agua impartidos en el Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA)	511

## Fitorremediación de contaminantes orgánicos

*C. Cano Rodríguez<sup>2</sup>, G. Roa Morales<sup>3</sup>, A. Amaya Chávez<sup>2</sup>, M. Lucero Chávez<sup>1</sup>, M. del C. Jiménez Moleon<sup>1</sup>, M. Islas Espinoza<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM).

<sup>2</sup> Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)

<sup>3</sup> Centro de Investigación Conjunto de Química Sustentable, UAEM-UNAM, Facultad de Química, UAEM

### Resumen

**E**l extensivo uso de compuestos químicos orgánicos sintéticos aplicados tanto en la industria, como en la agricultura y de uso doméstico han generado un incremento de la contaminación ambiental, provocando mayores riesgos de efectos nocivos a la salud humana y a los ecosistemas. Actualmente se han desarrollado alternativas tecnológicas para la remoción de los contaminantes, la recuperación de los sitios afectados y la protección del ambiente, entre ellas la biorremediación, que se basa en aprovechar las actividades metabólicas de ciertos organismos (plantas, hongos, bacterias) para degradar, acumular o transformar a los contaminantes a productos metabólicos inocuos o menos tóxicos. La fitorremediación es una de las vertientes de la biorremediación, puede aplicarse eficientemente para tratar sitios contaminados con compuestos orgánicos e inorgánicos, es un área interdisciplinaria prometedora donde convergen la biología, la microbiología, las ciencias ambientales, la ingeniería genética y la modelización tecnológica para hacerla una alternativa sustentable y rentable aplicándola sola o complementaria a otros métodos de remediación.



- h) Aprobación regulatoria y de estándares
- i) Secuestro de dióxido de carbono y gases de efecto invernadero

### Procesos de remoción de contaminantes orgánicos

La degradación de compuestos orgánicos ocurre usualmente en el ambiente, sin embargo, la velocidad de tales cambios de éstos presentes en sistemas acuáticos, es lenta, debido a las cargas constantes lo que provoca que la capacidad de degradación por medios naturales sea rebasada. Mediante una adecuada manipulación, los sistemas biológicos pueden ser mejorados para aumentar la velocidad de degradación y así utilizarlos en sitios con una elevada concentración de contaminantes.

Las plantas ayudan a la remoción de muchos contaminantes como metales, plaguicidas, explosivos e hidrocarburos en suelo y agua; también impiden que el viento, la lluvia y el agua subterránea expanda la contaminación a otras zonas (EPA, 2001). Se ha observado que la fitorremediación tiene mayor eficiencia en los sitios de poca profundidad con contaminación orgánica, nutrientes, metales y compuestos que son susceptibles a los diferentes procesos que se generan en las plantas para su remoción como son: la fitoestabilización, rizofiltración, fitoextracción, rizodegradación o bioremediación, fitotransformación, fitovolatilización, Fig. 22.1 (Schnoor, 1997; EPA, 2000).

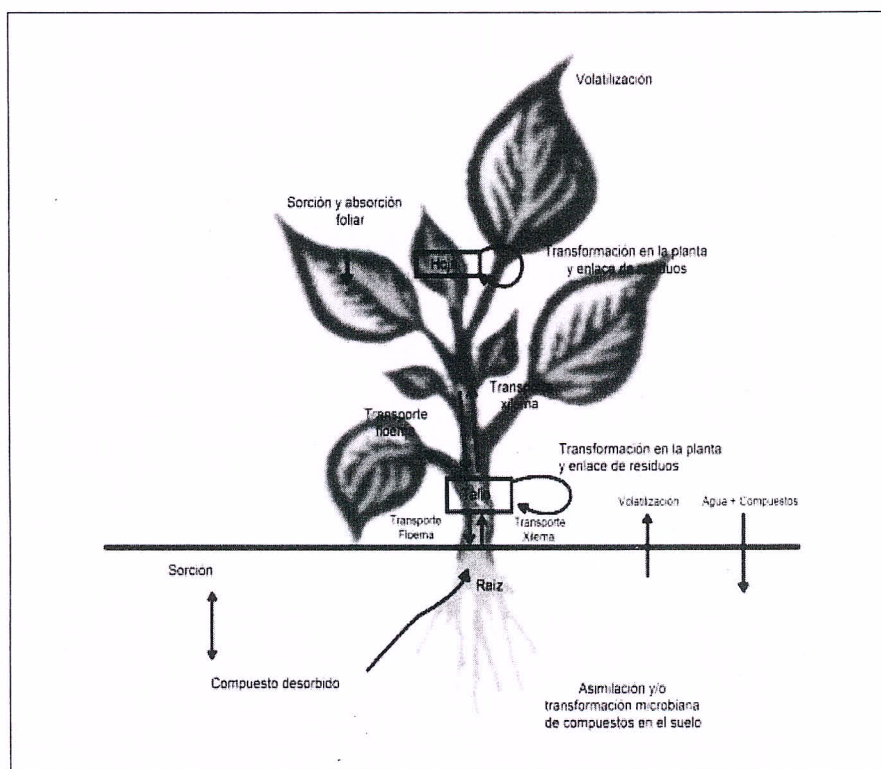
#### Fitoestabilización

Este proceso aprovecha la capacidad de las raíces de las plantas para alterar las condiciones del medio ambiente del suelo, tales como el pH y el contenido de humedad en el suelo. Los exudados de muchas raíces causan la precipitación de metales, reduciendo su biodisponibilidad. Una de las ventajas de esta estrategia es que la eliminación de material vegetal con metales ya no es necesaria. Al elegir y mantener una adecuada cobertura de las especies de plantas, junto con la adecuada enmiendas del suelo, puede ser posible estabilizar ciertos contaminantes (particularmente metales) en el suelo, y reducir la interacción de estos contaminantes asociados con biota. Susarla, *et al.* (2002), mencionan que la fitoestabilización se puede utilizar para minimizar la migración de contaminantes en los suelos.

### Rizofiltración

La rizofiltración se refiere al uso de raíces de las plantas para adsorber, concentrar y precipitar metales tóxicos del agua superficial o subterránea. Las raíces de las plantas son capaces de remover grandes cantidades de plomo y cromo del suelo o del agua que pasa a través de la zona de la raíz. La rizofiltración ha sido empleada por Phytotech con girasoles en EE.UU, el Departamento de Energía utilizó la rizofiltración en el proyecto piloto con residuos de uranio en Ashtabula, Ohio, y en el agua de un estanque cerca de la planta nuclear de Chernobyl en Ucrania (Schnoor, 1997).

**Fig. 22.1 Absorción potencial y vías de transformación en un sistema de fitorremediación**



Fuente: Modificado de Dietz A.C. y Schnoor J.L., 2001.

Lagunas poco profundas como sistemas microbianos del sedimento. El agua subterránea su tratamiento por rizofiltración de metales o residuos mezclados trinitrotolueno (TNT) es un contaminante que no es translocado en un sistema de la Planta de Municiones de RDX (hexahidro-1,3,5-trinitrotolueno) (Schnoor, 1997).

Schnoor (1997), señala que el tratamiento de los nutrientes, a largo plazo la utilización de sulfato como resultado de altas concentraciones de metales tóxicos en sistemas de raíces y sedimentos anaeróbicos) que facilita la a...

### Fitoextracción/fitoacumulación

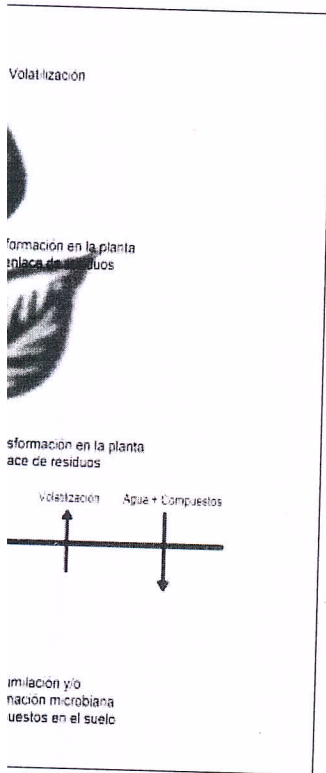
La fitoextracción es la eliminación de un contaminante del suelo por medio de las plantas. Se produce cuando el contaminante es absorbido o completamente removido, resultando en una reducción de más de 0,1% en peso seco (Schnoor et al., 2010).

Algunas plantas pueden crecer y acumular metales y otros contaminantes. Otras plantas pueden morir y ser hiperacumuladoras.

Si el objetivo es la remediación, después de que se compruebe que el contaminante permanece en el suelo, el contaminante permanece en el suelo más difícil.

plantas para adsorber, concentrar y almacenar en la parte aérea. Las raíces de las plantas adsorben y concentran metales y cromo del suelo o del agua que se encuentra en el agua subterránea. ha sido empleada por Phytotech para la rizofiltración en el agua de un estanque en Ohio, y en el agua de un estanque (Schnoor, 1997).

**Formación en un sistema**



Lagunas poco profundas han sido diseñadas como humedales y se mantienen como sistemas microbianos facultativos con bajos niveles de oxígeno disuelto en el sedimento. El agua subterránea ó residual se bombea a través del sistema para su tratamiento por rizofiltración. Por lo general, esta tecnología está diseñada para metales o residuos mezclados, pero es adecuado para residuos explosivos. El 2,4,6-trinitrotolueno (TNT) es un compuesto orgánico que adsorbe con fuerza a las raíces y no es translocado en un grado apreciable. Los humedales han sido aprobados en la Planta de Municiones del Ejército en Iowa Middletown, Iowa, para el TNT y el RDX (hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazina) para limpiar suelo y agua subterránea (Schnoor, 1997).

Schnoor (1997), señala que los humedales se han utilizado con gran éxito en el tratamiento de los nutrientes, metales y contaminantes orgánicos durante muchos años. A largo plazo la utilización de las plantas de los humedales y las condiciones reductoras de sulfato como resultado un aumento en el valor del pH y una disminución en las concentraciones de metales tóxicos para el tratamiento de drenaje ácido de minas. Los sistemas de raíces y sedimentos en los humedales son facultativos (zonas aeróbicas y anaeróbicas) que facilita la absorción y la precipitación de los metales tóxicos.

**Fitoextracción/fitoacumulación**

La fitoextracción es la eliminación de un contaminante del agua subterránea o superficial y del suelo por medio de plantas, (Susarla, *et al.*, 2002). La fitoacumulación se produce cuando el contaminante que es absorbido por la planta no se degrada rápida o completamente, resultando una acumulación en la planta. La hiperacumulación de metales pesados como níquel, mercurio, cobre y cromo, se define como la acumulación de más de 0,1% en peso seco en el tejido vegetal (Maestri *et al.*, 2010 and Viivi *et al.*, 2010).

Algunas plantas pueden crecer en zonas contaminadas y tolerar la hiperacumulación de metales y otros compuestos como el perclorato (Susarla *et al.*, 1999). Otras plantas pueden morir o experimentar estrés severo bajo condiciones de hiperacumulación.

Si el objetivo es la remediación, las plantas hiperacumuladoras se deben cosechar después de que se compruebe que las plantas seleccionadas sean capaces de trasladar al contaminante desde la raíz al tejidopor encima del suelo (brotes y hojas). Si el contaminante permanece en las raíces su eliminación o recuperación pueden ser más difícil.

### Rizodegradación o biorremediación

La rizodegradación es un tratamiento biológico de contaminantes por bacterias y hongos que mejoran la actividad en la rizosfera de ciertas plantas vasculares. La rizosfera es la zona de mayor densidad microbiana y actividad en la superficie de la raíz, y fue demostrada originalmente en leguminosas por Lorenz Hiltner en 1904. Las plantas y los microorganismos frecuentemente tienen relación simbiótica en la zona de las raíces o área de la rizosfera (Pérez *et al.*; 2002; Susarla, *et al.*, 2002).

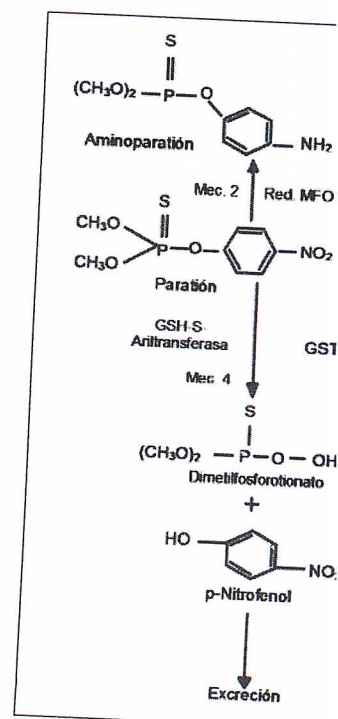
### Fitotransformación/fitodegradación

Un contaminante puede ser eliminado a través de la fitodegradación o la fitotransformación por enzimas de la planta. Las plantas pueden degradar anillos aromáticos en la ausencia de microorganismos: bifenil policlorados (PCB's) han sido metabolizados por los tejidos de plantas estériles, los fenoles han sido degradados por plantas de rábano, papa (*Solanum tuberosum*), y el rábano blanco (*Raphanus sativus*) que contiene peroxidasa. Los álamos (*Populus spp.*) son capaces de transformar el tricloroetileno en el suelo y el agua subterránea. Las enzimas de particular interés para la fitoremediación incluyen: (1) deshalogenasa (transformación de compuestos con cloro), (2) peroxidasa (transformación de compuestos fenólicos), (3) nitroreductasa (transformación de explosivos y otros compuestos nitrados), (4) nitrilasa (transformación de los compuestos aromáticos que contiene cianuro) y (5) fosfatasa (transformación de los plaguicidas organofosforados) (Susarla, 2002; Glick, 2003). Un ejemplo de la fitotransformación es la del plaguicida metil paratión (Fig. 22.2), que se lleva a cabo mediante una reacción de desulfuración oxidativa, con la ayuda del sistema isoenzimático citocromo P<sub>450</sub> (Fase I), resultando un producto más tóxico, el paraoxón. Las reacciones de conjugación (fase II) con glutatión, mediadas por las glutatión S-transferasas, son la principal vía de detoxificación en los organismos, participan las enzimas aril y alquiltransferasas. El paraoxón se transforma a dimetil fosfato más el aril-conjugado y/o a través de una N-desalquilación, se obtiene al derivado S-metil glutatión más ácido fosfórico, ácido fosfortiósico y el producto monodesmetilado; o una dearilación, resultando productos el derivado arilglutatión más ácido fosfórico y ácido fosfortiósico (Klaassen, 2001).

### Fitovolatilización

La fitovolatilización es un proceso en el que un contaminante en una forma volátil es transformado en una forma volátil diferente en una planta. Su mecanismo de acción es en asociación con los microorganismos que producen dimetilo, que es una forma volátil de metano. La fitovolatilización puede ser utilizada para eliminar el selenio en los sitios contaminados. Algunos ejemplos de plantas transgénicas que producen compuestos orgánicos e inorgánicos a través de este proceso son:

Fig. 22.2 Biotransformación del metil paratión



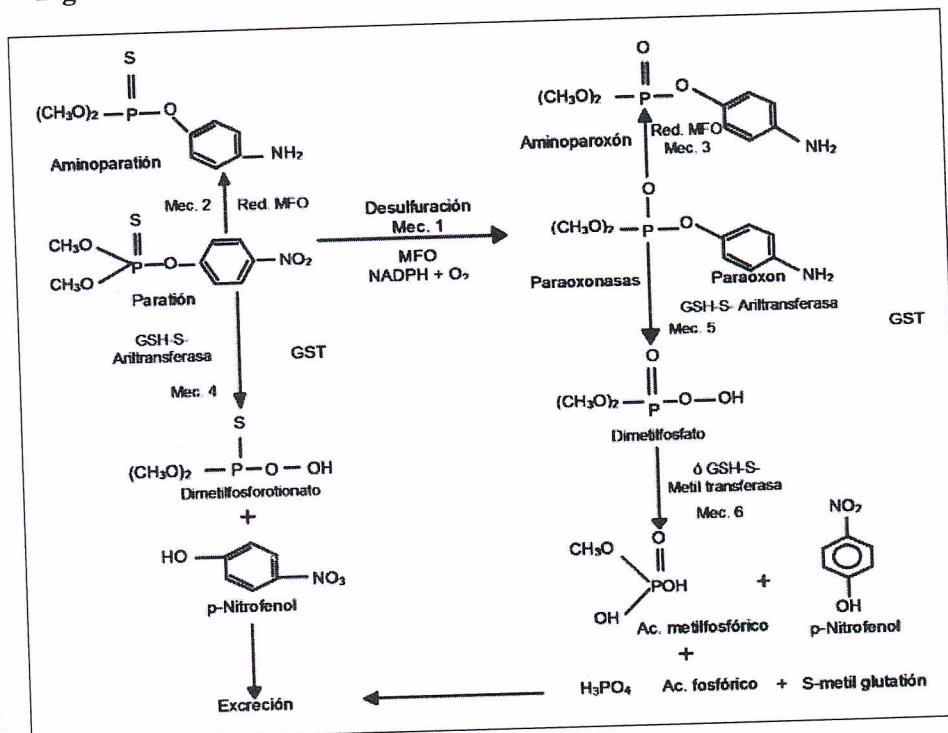
Fuente: Hodson *et al.*, 1991; Eco...

Fitovolatilización

La fitovolatilización es un mecanismo por el cual las plantas convierten un contaminante en una forma volátil, eliminando así la afectación del suelo o del agua, en una contaminación *in situ*, Susarla *et al.* (2002). Por ejemplo, las plantas, posiblemente en asociación con los microorganismos, puede convertir el selenio en seleniuro de dimetilo, que es una forma menos tóxica y volátil de selenio.

La fitovolatilización puede ser un medio útil, de bajo coste en la eliminación del selenio en los sitios contaminados con altas concentraciones. Del mismo modo, algunos plantas transgénicas (*Arabidopsis thaliana*) han convertido sales de mercurio orgánicas e inorgánicas a la forma volátil elemental.

Fig. 22.2 Biotransformación de MeP en mamíferos, insectos y plantas



Fuente: Hodson *et al.*, 1991; Ecobichon, 2003

taminantes por bacterias y plantas vasculares. La actividad en la superficie de las plantas por Lorenz Hiltner y otros tienen relación simbiótica (Lorenz *et al.*; 2002; Susarla, *et*

fitodegradación o la fito- pueden degradar anillos fenil policlorados (PCB's) férriles, los fenoles han sido (Lorenz *et al.*), y el rábano blanco (*Populus spp.*) son y el agua subterránea. Las incluyen: (1) deshalogenasa oxidasa (transformación de acción de explosivos y otros los compuestos aromáticos de los plaguicidas organo- de la fitotransformación lleva a cabo mediante una sistema isoenzimático cito- , el paraoxón. Las reacciones las glutatión S-transferasas, , participan las enzimas dimetil fosfato más el aril- obtiene al derivado S-metil el producto monodesmetila- derivado arilglutatión mas ácido

### *Fitobombeo*

El fitobombeo es otro mecanismo que puede ser utilizado para eliminar o minimizar la migración de contaminantes. En este caso, las plantas se utilizan como "bombas" orgánicas de extracción de grandes volúmenes de la contaminación del agua como parte del proceso de transpiración. El resultado es una reducción de la migración de los contaminantes en el agua subterránea, además de la potencial absorción. Las plantas que son capaces de absorber grandes cantidades de agua del suelo son las mejores para este propósito. Por ejemplo, el sauce (*Salix spp.*) puede utilizar hasta 200 litros de agua por día. Las plantas de estas características pueden ofrecer una alternativa de bajo coste para sistemas mecánicos de bombeo y tratamiento de suelos contaminados en los acuíferos poco profundos (Susarla, *et al.*, 2002).

### *Mecanismos combinados*

En muchos casos, la fitorremediación consiste en combinaciones de los mecanismos descritos anteriormente. Por ejemplo, la fitoextracción y la fitovolatilización contribuyen con la disminución del exceso de selenio en el suelo, es probable que ambos procesos ocurran simultáneamente. El tratamiento de Tricloroetano (TCE) en el agua subterránea con árboles de álamos que requieren su extracción del agua subterránea por la planta (fitoextracción) y que también degrada el TCE dentro de la planta (fitodegradación). Otro ejemplo de ello es la degradación de PCB's por las células de la planta, así como por los microorganismos estimulados por las plantas, fitodegradación y rizodegradación (Susarla, *et al.*, 2002).

### *Humedales*

Las plantas acuáticas superiores denominadas *macrofitas*, han mostrado ser eficientes en la descontaminación de aguas residuales agrícolas con nutrientes minerales como amonio, carbono y fósforo soluble, logrando disminuir los valores de fósforo hasta en un 80% (López, 2001).

Los sistemas de fitorremediación acuática pueden ser humedales construidos que son un complejo de sustratos saturados, vegetación emergente y submer-

gente, animales y agua que fluyen. La evaluación de la fitorremediación en condiciones variables de especies vegetales, la fitorremediación a largo plazo y la recuperación ecológica de los humedales involucrado principalmente con la excepción de las condiciones de escala se han ocupado de los humedales naturales. Los sistemas de fitoextracción y la fitoextracción de especies vegetales (Williams, 2002).

Las macrofitas de los humedales también actúan como filtro de agua subterránea y a la biota a través de los sistemas enzimáticos capaces de degradar los organofosforados, (García *et al.*, 2006). Empleando *Typha latifolia* en sistemas residuales, Carvalho *et al.* (2006) reportó que en 24 horas de iniciada la exposición de la planta a la contaminación.

En México, Amaya-Cruz *et al.* (2006) reportó la capacidad de la macrofita *Typha latifolia* y *Potamogeton amplifolius* en la depuración de solución acuosa de amonio y sulfato de amonio en el sistema de pruebas y en un sistema testigo (27.5 %) en un sistema de pruebas. El MeP del agua en el sistema de pruebas fue de 1.0 mg/L de nitrógeno y 1.0 mg/L de sulfato de amonio. Rodríguez-Monroy *et al.* (2006) reportó que el uso de carrizos (*Potamogeton amplifolius*) en el control de la contaminación por nitrógeno, medido como amonio y sulfato de amonio en un sistema de humedales artificiales, redujo el MeP de amonio y sulfato de amonio de 6,4:1:1,0 y 230mg/L de DQO a 1,0:1:1,0 y 230mg/L de DQO ya que la eficiencia de depuración de amonio y sulfato de amonio fue de 91.6%, en forma de nitrógeno y sulfato de amonio el DQO disminuyó en un 70 %.

gente, animales y agua que simulan los humedales naturales (Núñez *et al.*, 2004). La evaluación de la fitoremediación en los humedales es compleja debido a las condiciones variables de la hidrología, tipo de suelo/sedimento, la diversidad de especies vegetales, la estación de crecimiento, y la química del agua. La fitoremediación a largo plazo se complica aún más por el proceso de sucesión ecológica de los humedales. Los estudios de fitoremediación sobre humedales han involucrado principalmente la microescala a nivel de laboratorio y de tecnologías, con la excepción de las comunidades de álamos plantados. Pocos estudios a gran escala se han ocupado de las acciones de remediación en las comunidades de los humedales naturales. Los hallazgos de laboratorio son alentadores con respecto a la fitoextracción y la degradación en la rizosfera y las enzimas en los tejidos vegetales (Williams, 2002).

Las macrofitas de los humedales, como la *Typha latifolia* "tule", pueden también actuar como filtros biológicos protegiendo a los lagos, estuarios y agua subterránea y a la biota acuática (DeBusk, 1999; Milam *et al.*, 2004). Poseen sistemas enzimáticos capaces de biotransformar a los compuestos orgánicos como los organofosforados, (Gao *et al.*, 2000; Hoehamer *et al.*, 2005; Amaya-Chávez, *et al.*, 2006). Empleando *Typha spp.* para la eliminación de ibuprofeno en aguas residuales, Carvalho *et al.*, (2008), obtuvieron una remoción del 60% en las primeras 24 horas de iniciado el experimento y un 99% de remoción después de 21 días de exposición de la planta.

En México, Amaya-Chávez *et al.*, (2006) evaluaron la eficiencia de la macrofitas *Typha latifolia* y microbiota asociada al rizoma para remover al metilparatión de solución acuosa y sedimento artificial, obteniendo una remoción del agua en el sistema de prueba significativamente mayor (94.83 %) que para el sistema testigo (27.5 %) en 14 días y de 87.9% del sedimento. La remoción del MeP del agua en el sistema con *Typha latifolia* se ajustó a un proceso de primer orden. Rodríguez-Monroy y Durán de Bazúa, en el 2006, estudiaron la eliminación de nitrógeno, medido como nitrógeno total, nitrógeno amoniacal y nitratos en un sistema de humedales artificiales de flujo vertical con cinco reactores de 250 L. Dos utilizando carrizos (*Phragmites australis*) y dos tule (*Typha latifolia*) y un control sin plantas. El agua residual que emplearon fue una solución sintética con sulfato de amonio y fosfato monobásico de potasio, con una proporción de C:N:P de 6,4:1:1,0 y 230mg/L de DQO<sub>5</sub>. Los resultados de remoción fueron satisfactorios ya que la eficiencia de depuración del nitrógeno como nitrógeno amoniacal fue de 91.6%, en forma de nitrógeno total de 90.8% y de nitratos de 92.5%, así como la DQO disminuyó en un 70 %. Guido-Zarate, 2008, empleó la especie *Phragmites*

*australis* en un humedal artificial con agua residual sintética. La planta disminuyó en un 54% la DQO y la conductividad eléctrica en un 9.3%.

### Biodisponibilidad de Contaminantes Orgánicos

La biodisponibilidad es la cantidad de un xenobiótico y velocidad con la que se absorbe en un organismo y es muy importante para su remoción de sitios contaminados. Los contaminantes orgánicos pueden absorberse en la raíz de las plantas tanto por mecanismos de transporte pasivos como activos. El transporte pasivo se realiza por "difusión simple" donde el impulso que tienen el xenobiótico para cruzar, es la diferencia de concentración entre uno y otro lado de la membrana celular. De acuerdo a la ley de Fick, el grado de penetración es directamente proporcional a la diferencia entre las concentraciones presentes de las moléculas a cada lado de la membrana. El grado de paso de las moléculas por difusión simple se ve influenciado por factores como la liposolubilidad del compuesto y su coeficiente de partición.

En el "transporte activo", las moléculas o iones se mueven contra el gradiente electroquímico por lo que requiere de gasto energético y es mediado por proteínas acarreadoras. En algunos casos la energía es liberada de la molécula de ATP y en otros proviene de la energía potencial eléctrica asociada con el gradiente de concentración de un ion a través de la membrana, por ejemplo, el potencial eléctrico asociado al gradiente de concentración de sodio generado, a su vez, por la bomba de sodio-potasio. (Curtis *et al.*, 2001). La magnitud, eficiencia de la absorción y la distribución de compuestos químicos en las plantas vivas se ven influenciadas por:

1. Las propiedades físicas y químicas de los compuestos (solubilidad en agua, presión de vapor entre otros).
2. Las características ambientales (temperatura, pH, materia orgánica y el contenido de humedad en el suelo).
3. Las características de la planta (tipo de raíz y el de enzimas).

### Mecanismos de tolerancia

Las plantas han desarrollado mecanismos de tolerancia para resistir y sobrevivir a la exposición a elementos potencialmente tóxicos, puede definirse como el resultado

de un proceso evolutivo que les permite crecer y desarrollarse en ambientes potencialmente tóxicos (Hall).

Los procesos de la adaptación incluyen los que causan efectos en la fisiología y los que afectan a la función de las plantas utilizadas. Para evaluar se utilizan ensayos de toxicidad: concentración - efecto y efecto al cambio biológico. La respuesta como la proporción de plantas definido, Klaassen, C.D. incluye cualquier medida de toxicidad y un peligro potencial, el cual puede ser función de la interacción molecular. Los factores de exposición, de susceptibilidad

### Fitotoxicidad

Para estimar el potencial toxicidad aguda, en donde se expone durante 15 días. El efecto de las condiciones de temperatura normal observado en un sistema. Dependiendo de las concentraciones.

Se realizó un estudio que involucra a la macrofitas *Myriophyllum* que quedan del agua residual por coagulación utilizando electrolitos y se mantuvieron en condiciones tomadas de una planta de electrocoagulación empleando hierro, posteriormente se evaluó seis plantas (peso promedio ARI pretratada durante 15 días de oscuridad natural, el experimento

de un proceso evolutivo que confiere a distintas especies de plantas la capacidad de crecer y desarrollarse en ambientes con concentraciones elevadas de elementos potencialmente tóxicos (Hall, 2002).

Los procesos de la acción tóxica pueden resumirse en dos grupos principales los que causan efectos en la integridad de la estructura celular (acción inespecífica) y los que afectan a la función celular (acción específica). Para evaluar la tolerancia de las plantas utilizadas en los procesos de remoción de los contaminantes, se utilizan ensayos de toxicidad con los que se conoce las relaciones dosis o concentración - efecto y dosis o concentración - respuesta, entendiéndose como efecto al cambio biológico evaluable por una escala de intensidad o severidad y respuesta como la proporción de la población expuesta que manifiesta un efecto definido, Klaassen, C.D. (2001), así como con el uso de "biomarcadores" que incluye cualquier medida que refleje una interacción entre un sistema biológico y un peligro potencial, el cual puede ser químico, físico o biológico. La respuesta medida puede ser funcional y fisiológica, bioquímica a nivel celular o de la interacción molecular. Los biomarcadores han sido clasificados en marcadores de exposición, de susceptibilidad y de efecto.

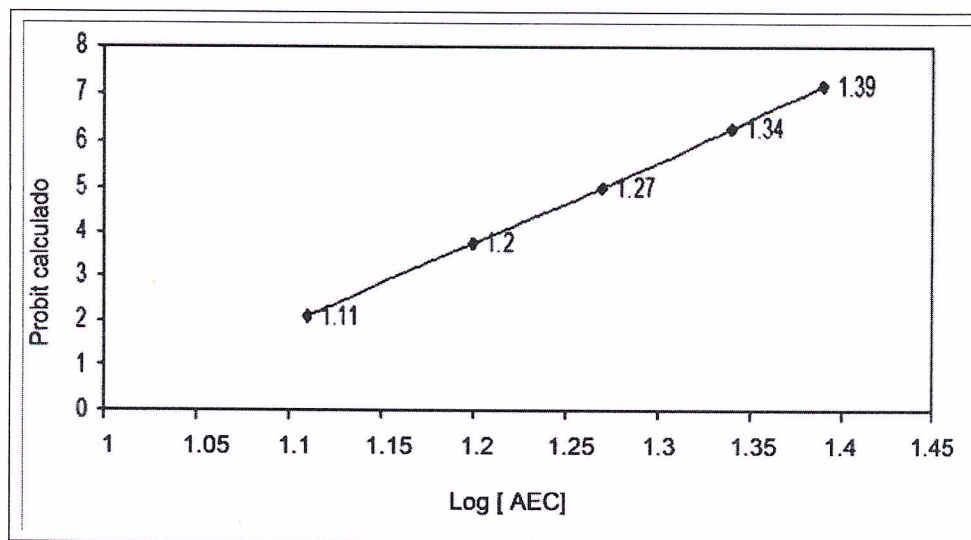
### *Fitotoxicidad*

Para estimar el potencial toxicológico de los contaminantes en el agua se determina la toxicidad aguda, en donde se exponen a las plantas a diferentes diluciones del agua contaminada durante 15 días. El efecto de letalidad causada por los agentes tóxicos en una muestra, bajo condiciones de temperatura controlada, se determina comparándola con el crecimiento normal observado en un sistema libre de agentes contaminantes conocido como control. Dependiendo de las concentraciones probadas y réplicas se determina la  $CL_{50}$ .

Se realizó un estudio que tuvo como objetivo evaluar la toxicidad aguda de la macrofita *Myriophyllum aquaticum* a la exposición de los contaminantes que quedan del agua residual industrial después de un tratamiento con electrocoagulación utilizando electrodos de hierro, para lo cual se colectaron plantas y se mantuvieron en condiciones de laboratorio. Las muestras de agua fueron tomadas de una planta de tratamiento de agua residual industrial (ARI), que se electrocoagularon empleando un reactor electroquímico en batch con electrodos de hierro, posteriormente se pasó a sistemas de fitorremediación que contenían seis plantas (peso promedio de  $36 \pm 1$  g) expuestas a diferentes diluciones de ARI pretratada durante 15 días, aireación, pH 7.8 a 8.5 y condiciones de luz oscuridad natural, el experimento se realizó por triplicado. La respuesta obser-

vada fue el número de plantas que se secaron. La CL50 obtenida es de 18.62 % de agua electrocoagulada, con un Intervalo de confianza al 95% de 18.11% 19.13%, Fig. 22.3.

**Fig. 22.3 Gráfica de las unidades probit calculadas en función del Log de la concentración del AEC.**



Fuente: Valdés A., 2011.

La respuesta que tiene lugar en las plantas como consecuencia del efecto de los xenobióticos, se puede medir usando biomarcadores como: la alteración en la producción de los pigmentos fotosintéticos, el índice de crecimiento relativo y el estrés oxidativo asociado a la inducción de la formación de un exceso de especies reactivas de oxígeno. La tolerancia de la planta se observa por su capacidad de activar a sus sistemas enzimáticos para eliminarlos, (Turgut, 2007; Pernia *et al.*, 2008; Dordio *et al.*, 2009). Los resultados del estudio sugieren que aun después del pretratamiento con electrocoagulación con electrodos de hierro del agua residual industrial, presenta una capacidad toxica considerable, probablemente a las condiciones en que se realizó la electrocoagulación. La planta fue tolerante a la exposición al agua residual industrial pretratada a diluciones menores al 13%. Aún cuando los vegetales tienen la capacidad de crecer y desarrollarse en ambientes con concentraciones elevadas de elementos potencialmente tóxicos, es necesario probar su tolerancia a la exposición de los compuestos específicos que se requieren eliminar del agua, suelo o aire para tener mayor eficiencia del proceso.

## Bibliografía

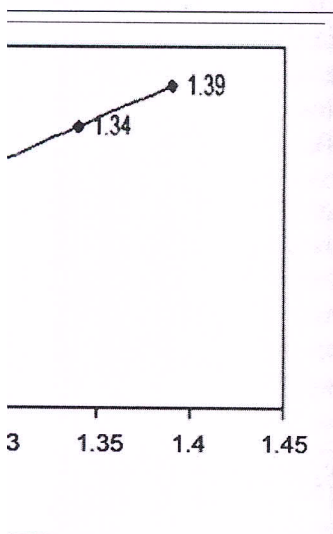
- Agunbiade, F.O.; I.O. Barr of *Eichornia crassipes* Technology.100:4521-4
- Amaya-Chávez, A.; L. M (2006). "Methyl parathio water and artificial sedi
- Arias, C.A.; B. Hans (2000. "residuales", en *Ciencia e*
- Audet P.; C. Charest (2007) "perspective", en *Environ*
- Carvalho, A.; C. Costa; A. D of ibuprofen from water book of abstracts.35th Int 22-26 June.
- Castillo Morales, G (ed) (2 de Calidad de aguas. Est: México. D.F.
- Cheng, S; G. Wolfgang; K. F wetlands in decontamina Engineering. 18: 317-32
- Curtis, H; N.S. Barnes; A. S células". En: *Biología*. 6a
- DeBusk, W.F. (1999). "W processes". Soil and Wa Service.Institute of Food
- Dietz, A.C.; J.L. Schnoor (20 Health Perspectives. 109
- Dordio, A.V.; C. Duarte; M, and removal efficiency c spp.- Potential use for p 1156-116.
- Environmental Protection Ag Phytoremediation sites p DC.

## Bibliografía

- Agunbiade, F.O.; I.O. Bamidele; O.A. Kayode (2009). "Phytoremediation potential of *Eichornia crassipes* in metal-contaminated coastal water", en *Bioresource Technology*.100:4521-4526.
- Amaya-Chávez, A.; L. Martínez-Tabche; E. López-López; M. Galar-Martínez (2006). "Methyl parathion toxicity and removal efficiency by *Typha latifolia* in water and artificial sediments", en *Chemosphere*.63(7):1124 - 1129.
- Arias, C.A.; B. Hans (2003). "Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales", en *Ciencia en Ingeniería Neogranadina*. 13:17-24.
- Audet P.; C. Charest (2007). "Heavy metal phytoremediation from a metal-analytical perspective", en *Environmental Pollution*.147: 231-237.
- Carvalho, A.; C. Costa; A. Dordio; R. Ferro; A.P. Pinto; D. Teixeira (2008). "Removal of ibuprofen from water by *Typha* spp", en *Environmental analytical chemistry book of abstracts.35th International symposium on bioremediation*.Gdańsk, Poland, 22-26 June.
- Castillo Morales, G (ed) (2003). *Ensayos Toxicológicos y Métodos de Evaluación de Calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones*. México. D.F.
- Cheng, S; G. Wolfgang; K. Friedhelm; T. Manfred (2002). "Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals", en *Ecological Engineering*. 18: 317-325.
- Curtis, H; N.S. Barnes; A. Schneck; G. Flores (2001). "Cómo están organizadas las células". En: *Biología*. 6a ed. Ed. Panamericana, México, D. F. pág. 126-180.
- DeBusk, W.F. (1999). "Wastewater treatment wetlands: contaminant removal processes". Soil and Water Science Department, Florida Cooperative Extension Service.Institute of Food and Agricultural Sciences.University of Florida.
- Dietz, A.C.; J.L. Schnoor (2001) "Advances in phytoremediation", en *Environmental Health Perspectives*. 109 (1):163 - 168.
- Dordio, A.V.; C. Duarte; M. Barreiros; A.J. Carvalho; A.P. Pinto (2009). "Toxicity and removal efficiency of pharmaceutical metabolite clorfibric acid by *Typha* spp.- Potential use for phytoremediation?", en *Bioresource Technology*. 100: 1156-116.
- Environmental Protection Agency (2000) *Phytoremediation of organics action team. Phytoremediation sites profiles: Aberdeen pesticide dumps site*. Washington, DC.

CL50 obtenida es de 18.62  
confianza al 95% de 18.11%

las en función del Log  
C.



secuencia del efecto de los  
mo: la alteración en la pro-  
cimiento relativo y el estrés  
exceso de especies reactivas  
1 capacidad de activar a sus  
ernia *et al.*, 2008; Dordio *et*  
después del pretratamiento  
residual industrial, presenta  
condiciones en que se rea-  
exposición al agua residual  
cuando los vegetales tienen  
concentraciones elevadas de  
u tolerancia a la exposición  
del agua, suelo o aire para

- Environmental Protection Agency (2001) A Citizen's Guide to Phytoremediation. EPA 542-F-98-011. Technology Fact Sheet Office of Solid Waste and Emergency Response. 6 p. U.S.A.
- Gao J.; W, Garrison; C. Hoehamer; C.S. Masur; N.L. Wolfe (2000). "Uptake and phytotransformation of organophosphorus pesticides by axenically cultivated aquatic plants", en *Journal of Agricultural Food Chemistry*. 48:6114-6120.
- Glick, B.R. (2003) "Phytoremediation: synergic use of plants and bacteria to clean up the environment", en *Biotechnology Advances*. 21(5):383- 393.
- Guido-Zaráte, A.; C. Durán de Bazua (2008). "Remoción de contaminantes en un sistema modelos de humedales artificiales a escala laboratorio", en *Tecnología, Ciencia, Educación*. 23(001):15-22.
- Hall, J. (2002). "Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance", en *Journal of Experimental Botany*. 53: 1-11.
- Hodgson, E.; S.I. Silver; L, Butter; M.P. Lawton, P. Levy (1991). "Metabolism. En: handbook of pesticide toxicology". Volumen I. Academic Press. North Carolina, pág.107-120.
- Hoehamer, C.F.; C.S. Mazur, N.L. Wolf (2005). "Purification and partial characterization of an acid phosphatase from *Spirodela oligorrhiza* and its affinity for selected organophosphate pesticides", en *Journal of Agricultural Food Chemistry*. 53:90-97
- Interstate Technology and Regulatory Cooperation (ITRC) (2001). "Phytotechnology Technical and Regulatory Cooperation Work Group Phytotechnologies Work Team", en *Guidance Document*. Cincinnati, Ohio.
- Klaassen, C.D. (2001). *Casarett and Doull's Toxicology. The basic science of poisons*. 6a ed. Ed. McGraw-Hill, New York, USA. pág.763-810
- López-López, E.; E. Sedeño-Díaz, A. Nazario-Galindo, C. Cano-Rodríguez, J. Barragán, L. Favari (2001). "Nitrogen and Phosphorus remotion in a freshwater wetland in the system of reservoirs Los Carros-Cayehuacan, Morelos, México". *Memoria: First European Bioremediation Conference*. Chania, Creta, Grecia, 2-5. Julio.
- Maestri, E.; M. Marmiroli, G. Visioli; N. Marmiroli (2010). "Metal tolerance and hyperaccumulation: costs and trade-offs between traits and environment", en *Environmental and Experimental Botany*. 68:1-13.
- Milam, C.D.; J.L. Bouldin; J.L. Farris; R. Schulz; M.T. Moore; E.R. Bennett (2004). "Evaluating acute of methyl parathion application in constructed wetland mesocosms", en *Environmental Toxicology*. 19(5):471-479.
- Núñez, R.A.; Y. Meas; R. Ortega; E. Olgún (2004). "Fitorremediación de aguas contaminadas: fundamentos y aplicaciones", en *Ciencia*, 55 (3): 69-82.
- Pérez, J.; G. García; F. Es fitorremediación". *Avar Rodríguez-Monroy, J.; C. sistema de tratamiento ( vertical a escala de banco Samardjieva, K.A.; J. Pis: phytoremediation soluti Biotechnology*. 5(1):25- Schnoor, J.L. (1997). "Phy Analysis Center Series"- Remediation Technolog Susarla, S.; V.F. Medina; S.C solution to organic chem 658.
- Turgut, C. (2007). "The imp predicted environmental Valdés A. Evaluación de l agua pretratada con elec Licenciatura de QFB, Fa A.
- Viivi, H.H.; A.I. Tervahauta; in metal tolerance, uptak 265-289.
- Williams, J.B. (2002). "Phyt and potential", en *Crítica*

uide to Phytoremediation.  
olid Waste and Emergency

Wolfe (2000). "Uptake and  
; by axenically cultivated  
istry. 48:6114-6120.

plants and bacteria to clean  
(5):383- 393.

ón de contaminantes en un  
laboratorio", en Tecnología,

toxification and tolerance",

y (1991). "Metabolism. En:  
emic Press. North Carolina,

"Purification and partial  
rodela oligorrhiza and its  
en Journal of Agricultural

C) (2001). "Phytotechnology  
p Phytotechnologies Work

ne basic science of poisons. 6a  
)

do, C. Cano-Rodríguez, J.  
us remotion in a freshwater  
huacan, Morelos, México".  
. Chania, Creta, Grecia, 2-5.

010). "Metal tolerance and  
raits and environment", en

M.T. Moore; E.R. Bennett  
ation in constructed wetland  
71-479.

orremediación de aguas  
, 55 (3): 69-82.

Pérez, J.; G. García; F. Esparza (2002). "Papel ecológico de la flora rizosférica en fitorremediación". *Avance y Perspectiva*. 21:297-300.

Rodríguez-Monroy, J.; C. Durán de Bazúa (2006). "Remoción de nitrógeno en un sistema de tratamiento de aguas residuales usando humedales artificiales de flujo vertical a escala de banco", en *Tecnología, Ciencia, Educación*. 21(1): 25-33.

Samardjieva, K.A.; J. Pissarra; M.L.P. Castro; F. Tavares (2011). "Insights into phytoremediation solutions for environmental recovery", en *Recent Patents on Biotechnology*. 5(1):25-39

Schnoor, J.L. (1997). "Phytoremediation, Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center Series" – Technology Evaluation Report TE-98-01. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center, Pittsburgh, PA, USA. pág. 43.

Susarla, S.; V.F. Medina; S.C. McCutcheon (2002). "Phytoremediation An ecological solution to organic chemical contamination", en *Ecological Engineering* 18:647-658.

Turgut, C. (2007). "The impact of pesticides toward parrot feather when applied at the predicted environmental concentration", en *Chemosphere*. 66:469-473.

Valdés A. Evaluación de la toxicidad aguda provocada por los contaminantes de agua pretratada con electrocoagulación en *Myriophyllum aquaticum*. Tesis de la Licenciatura de QFB, Facultad de Química, UAEM. Dirigida por Amaya Chávez A.

Viivi, H.H.; A.I. Tervahauta; S.O. Kärenlampi (2007). "Searching for genes involved in metal tolerance, uptake and transport", en *Methods in Biotechnology*. 23(3): 265-289.

Williams, J.B. (2002). "Phytoremediation in wetland ecosystems: progress, problems, and potential", en *Critical Reviews in Plant Sciences*. 21(6):607-635

*Avances en ciencia del agua* de Cheikh Fall, se terminó de imprimir en Enero de 2015, en los talleres de Editorial CIGOME, S. A. de C. V., Vialidad Alfredo del Mazó núm. 1524, ex. Hacienda La Magdalena, C. P. 50010, Toluca, México.

El tiraje consta de 300 ejemplares