Rev. Int. Contam. Ambient. 21 (2) 91-100, 2005

MECANISMOS DE FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON MOLÉCULAS ORGÁNICAS XENOBIÓTICAS

Sugey LÓPEZ-MARTÍNEZ[1], Margarita E. GALLEGOS-MARTÍNEZ[2], Laura J. PÉREZ FLORES[3] y Mariano GUTIÉRREZ ROJAS[4]

[1]Programa de Doctorado en Biología Experimental, [2]Departamento de Hidrobiología, [3]Departamento de Ciencias de la Salud, [4]Departamento de Biotecnología, Universidad Autónoma Metropolitana – Iztapalapa. Apdo. Postal 55-535, D.F. 09340, México. Correo electrónico: slm001@yahoo.com

(Recibido octubre 2004, aceptado febrero 2005)

Palabras clave: remediación, fitodegradación, compuestos orgánicos xenobióticos

RESUMEN

Estudios recientes han demostrado que algunas plantas con determinadas características incrementan la biodegradación de una variedad amplia de moléculas orgánicas xenobióticas en suelos contaminados. Sin embargo, se sabe poco acerca de la participación directa o indirecta y de los mecanismos y etapas que ocurre en las plantas para transformar estos compuestos. El objetivo de esta revisión es mostrar a la fitorremediación como una opción tecnológica útil para la limpieza de suelos contaminados. Se hace una revisión de los mecanismos que la planta utiliza, las interacciones que se llevan al cabo en el suelo entre planta, microorganismos y compuestos orgánicos xenobióticos. Estos conocimientos permitirán proponer soluciones a los problemas de la contaminación y la eventual recuperación de suelos.

Key words: remediation, phytodegradation, xenobiotics

ABSTRACT

Several studies have demonstrated that certain particular plants increase biodegradation of a number of exogenous organic molecules in contaminated soils. However, information on mechanisms, stages and the role of plants, direct or even indirect, in transforming such compounds is scarce. The objective of this work is to put on view phytoremediation as a technological helpful alternative for cleaning contaminated soils. General mechanisms and particular stages that plants use, as well as the complex interactions plants-native microorganisms-xenobiotics in the soil are reviewed. This knowledge will allow proposing solutions to problems of contamination and eventually recovering sites and soils.

INTRODUCCIÓN

La generación, la distribución y los derrames accidentales de diferentes moléculas orgánicas xenobióticas (herbicidas, insecticidas, acaricidas e hidrocarburos, entre otros) han ocasionado el deterioro del ambiente acumulándose directa o indirectamente en suelos, agua y aire. En términos generales, se puede decir que la velocidad de acumulación es mayor a la capacidad que tiene el planeta para remover estos compuestos orgánicos xenobióticos (Kvesitadze *et al.* 2001). De aquí surge el interés por colaborar con la naturaleza para revertir el efecto de los contaminantes en los ecosistemas (Sanderman 1992). Uno de los conceptos que requiere atención especial es la biodegradación, que se refiere al proceso natural por el cual las bacterias u otros organismos vivos alteran y convierten moléculas orgánicas en otras sustancias menos tóxicas como ácidos grasos y CO_2. Algunos ejemplos recientes son: (i) la biodegradación del fenantreno por raíces de avena y por comunidades nativas del suelo (Miya y Firestone 2001); (ii) la biodegradación del pireno por *Festuca arundinacea y Panicum virgatum* L., donde se utilizó carbono marcado para observar la transformación, la distribución y el destino final del contaminante.

Por otro lado, la biorremediación se refiere a la transformación química de los contaminantes mediante el uso de microorganismos que satisfacen sus requerimientos nutrimentales y de energía contribuyendo a la desintoxicación del ambiente por mineralización o co-metabolismo (USEPA 1996). La biorremediación es la adición de materiales exógenos a los ambientes contaminados para acelerar el proceso natural de biodegradación (Senan y Abraham 2004). Estos conceptos necesariamente conducen a la noción de una nueva opción biológica viable para colaborar con la naturaleza, en donde es necesario tomar en cuenta otros elementos como el diagnóstico preciso del tipo de contaminante, la dimensión de la contaminación en suelo y aguas subterráneas, así como el futuro uso del lugar contaminado. Con estos elementos es posible evaluar las opciones técnicas de remediación considerando las ventajas y desventajas de las mismas (Harvey *et al.* 2002). Entre las diferentes opciones técnicas de remediación, la fitorremediación ocupa un lugar importante porque es una tecnología emergente basada en la acción combinada de plantas (terrestres o acuáticas) con comunidades microbianas nativas (Wetzel *et al.* 1997).

Técnicas de remediación de suelos contaminados

Las técnicas de remediación, pueden realizarse *in situ* (en el sitio) ó *ex situ* (fuera del sitio contaminado). La utilización de estas técnicas en ocasiones provoca alteraciones posteriores a la remediación que impiden recuperar el uso anterior del suelo. Estas técnicas se clasifican según Elwes (1999) en cuatro categorías: extracción, químicas, físicas y biológicas

Entre las técnicas de extracción las más conocidas son: (i) "Soil Washing" o lavado de suelos, (ii) "Soil Vacuum" o aplicación de vacío a suelos y (iii) "Soil Venting" o ventilación de suelos. El lavado del suelo consiste en una separación o una reducción del volumen del contaminante. El rendimiento depende de la solubilidad de los compuestos contaminantes en la solución de lavado que se utilice. Se aplica *in situ*. La aplicación de vacío se utiliza para eliminar compuestos orgánicos volátiles y mercurio. La técnica de "Soil Venting" es una modificación de la anterior, donde se combina el efecto de extracción con la inyección de aire, en este tipo de técnicas las características físico-químicas del suelo pueden alterar la eficacia de la técnica (USEPA 1995).

Las principales técnicas químicas son la oxidación y la deshalogenación. La oxidación consiste en la adición de agentes oxidantes al medio contaminado para convertirlos en compuestos inocuos comúnmente encontrados en la naturaleza (USEPA 1999). Los compuestos oxidantes que se aplican incluyen al peróxido de hidrógeno, permanganato de potasio, ozono y en menor grado, oxígeno disuelto en medios líquidos. Las aplicaciones más comunes en campo utilizan al reactivo de Fenton, donde el peróxido de hidrógeno se aplica con un catalizador de hierro que crear un radical libre hidroxilo facilita la oxidación de los compuestos orgánicos contaminantes. La deshalogenación consiste en la conversión de contaminantes que contienen halógenos (cloro y flúor) en sustancias menos tóxicas mediante reacciones químicas controladas que retiran o reemplazan los halógenos.

Las técnicas físicas incluyen la fijación y/o el encapsulamiento. En general, su objetivo es almacenar e inmovilizar los contaminantes. El principal problema es evitar que los productos de transformación o lixiviados constituyan una nueva fuente de contaminación. Ejemplos de estos procesos son la vitrificación y la solidificación con cal o cemento y la técnica de tratamiento térmico, que también se aplica para eliminar compuestos orgánicos.

Las técnicas biológicas se desarrollaron hace un par de décadas, sobre todo a escala piloto, aunque en los últimos años se realizan a escala comercial, tanto en el caso de suelos contaminados como en el caso de aguas o efluentes (USEPA 1996, 1997). Para

la aplicación de las técnicas biológicas se deben considerar las condiciones específicas del medio a descontaminar, evaluar las interacciones del suelo con el contaminante, de los microorganismos aplicados con los contaminantes y de los microorganismos aplicados con las poblaciones nativas del suelo (Telysheva *et al*. 2002). A las técnicas biológicas para la remediación de suelos, también se les conoce como técnicas de biorremediación. La biorremediación de suelos contaminados puede realizarse con la ayuda de biolfiltros, biorreactores o por compostaje. También se adicionan nutrimentos para mejorar la tasa de biodegradación natural (bioestimulación) o se adicionan microorganismos más eficientes para la degradación (bioaumentación) (Lagrega 1996). Una de las técnicas biológicas que más atención ha recibido es la fitorremediación que tiene como objetivo degradar, asimilar, metabolizar o desintoxicar metales pesados, compuestos orgánicos y compuestos radioactivos por medio de la acción combinada de plantas y microorganismos con capacidad fisiológica y bioquímica para absorber, retener, degradar o transformar sustancias contaminantes a formas menos tóxicas (Harvey *et al.* 2002).

La aplicación de la fitorremediación tiene limitaciones: la profundidad de penetración de las raíces; la fitotoxicidad en áreas fuertemente contaminadas; los tiempos de proceso pueden ser muy prolongados, con respecto a las demás técnicas de remediación y la biodisponibilidad de los compuestos que siempre limita la captación. Para superar estas limitaciones es indispensable comprender (i) los mecanismos, (ii) las fases que participan en la fitorremediación y (iii) las interacciones planta microorganismo (Cunningham *et al.* 1997).

Mecanismos y fases de la fitorremediación

La desintoxicación de contaminantes por fitorremediación se realiza empleando al menos uno de los siguientes mecanismos: fitoextracción, rizofiltración, fitoestimulación, fitoestabilización, fitovolatilización y fitodegradación.

La fitoextracción o fitoacumulación consiste en la absorción de contaminantes por las raíces; es la capacidad de algunas plantas para acumular contaminantes en sus raíces, tallos o follaje. Este mecanismo ha sido ampliamente estudiado en plantas que acumulan metales (Jian *et al.* 1997) y recientemente con materiales radioactivos (Dushenkov 2003). La rizofiltración se basa en la utilización de plantas crecidas en cultivos hidropónicos, se prefieren raíces de plantas terrestres con alta tasa de crecimiento y área superficial para absorber, concentrar y precipitar contaminantes. En la fitoestimulación o rizodegradación las plantas generan los exudados radiculares que estimulan el crecimiento de los microorganismos nativos capaces de degradar compuestos orgánicos xenobióticos. Por ejemplo, Pivetz *et al.* (1997) ensayaron con éxito el crecimiento de diferentes especies de plantas en presencia de pentaclorofenol e hidrocarburos aromáticos policíclicos. Recientemente, Joner y Leyval (2003) probaron la fitoestimulación mediante la adición de un flavonoide hidroxilado y una flavona sintética no hidroxilada, ambos metabolitos secundarios de álamos (poplares); encontraron que concentraciones superiores a 10 µmol/L impedían la mineralización de benzo(a)pireno marcado en ensayos con lodos provenientes de las raíces. Finalmente, Siciliano *et al.* (2003) investigaron la capacidad de degradación y la composición de las comunidades microbianas durante la fitoestimulación en la raíz de *Festuca arundinacea* expuesta a hidrocarburos del petróleo. Encontraron que la máxima tasa de degradación fue de 38 mg de hidrocarburos/kg mes; este resultado es el doble de lo que se encontró en el testigo, también observaron la alternancia en la composición de las comunidades microbianas.

La fitoestabilización es un mecanismo que utiliza a la planta para desarrollar un sistema denso de raíces que le permite reducir la biodisponibilidad y la movilidad de los contaminantes evitando el transporte a capas subterráneas o a la atmósfera. Dec y Bollang (1994) demostraron que *Raphanus sp.* desarrolla su sistema radicular en un año y que, durante el mismo tiempo, absorbe compuestos fenólicos que remueve hasta en un 90 % de la concentración inicial.

La fitodegradación consiste en la transformación de los contaminantes orgánicos en moléculas más simples. En determinadas ocasiones, los productos de la degradación le sirven a la planta para acelerar su crecimiento, en otros casos los contaminantes son biotransformados. Por ejemplo, Marjories *et al.* (2001), Newman *et al*. (1999) y Kassel *et al.* (2002), encontraron que el álamo fitodegradó moléculas como el éter metil terbutílico y el tricloroetileno presentes en acuíferos.

La fitovolatilización se produce a medida que las plantas en crecimiento absorben agua junto con los contaminantes orgánicos solubles. Algunos de los contaminantes pueden llegar hasta las hojas y evaporarse o volatilizarse a la atmósfera. Los álamos, volatilizan el 90 % del tricloroetileno que absorben (Núñez *et al*. 2004). Por ejemplo, las raíces de *Populus deltoides* fueron expuestas a una solución de tricloroetileno (70 mg/L) durante 26 días y el 90 % del tricloroetileno fue volatilizado a través de las hojas (Orchard *et al.* 2000).

Con la misma planta se ha demostrado que hay volatilización del éter metil terbutílico expuesto en las raíces y encontrado en las hojas (Aitchison *et al.* 2000, Hong *et al*. 2001, Kelley *et al.* 2001, Rubin y Ramaswami 2001).

Estas biotransformaciones que ocurren generalmente en la naturaleza se les denominan atenuación natural. Se ha observado que los niveles de contaminantes se reducen más rápidamente en suelos con plantas. Por ejemplo, April y Sims (1990) demostraron que la biodegradación de varios contaminantes se intensificó debido al crecimiento de pastos en los suelos contaminados con hidrocarburos. En otros estudios (Anderson y Coats 1994), encontraron que la rizósfera contenía una población muy diversificada de microorganismos, dos o tres veces más abundantes que lo observado en los suelos cercanos sin hierbas.

Una planta fitorremediadora realiza cualquiera de los mecanismos anteriores siguiendo tres fases: Absorción, excreción y desintoxicación de contaminantes.

- La absorción de contaminantes se realiza a través de las raíces y las hojas mediante los estomas y la cutícula de la epidermis (Watt y Evans 1999). Esta absorción ocurre en la rizodermis de las raíces jóvenes, que absorben los compuestos por ósmosis dependiendo de factores externos como la temperatura y el pH del suelo. Otros factores importantes que inciden en la penetración del contaminante son su peso molecular e hidrofobicidad que determinan que estas moléculas atraviesen las membranas celulares de la planta. Después de cruzar la membrana, los contaminantes son distribuidos a través de toda la planta (Harvey *et al.* 2002).
- Los contaminantes que se absorben por las raíces, se excretan vía hojas (fitovolatilización). Cuando las concentraciones de los contaminantes son elevadas, solo pequeñas fracciones (menos del 5 %) se excretan sin cambios en su estructura química.
- La deintoxicación de los compuestos orgánicos se lleva a cabo por la vía de la mineralización hasta dióxido de carbono.

Interacciones planta microorganismo en suelos contaminados

La comunidad de la rizósfera está constituida por una microbiota (bacterias, hongos y algas) y por la micro y la mesofauna (protozoos, nematodos, insectos y ácaros). La micro y la mesofauna, contribuyen significativamente, en procesos de descomposición con el catabolismo de sustancias nocivas en la rizósfera. La rizósfera provee un microambiente complejo y dinámico, donde las bacterias y hongos en asociación con las raíces, forman comunidades únicas que responden a exudados radiculares. Estas asociaciones pueden causar un beneficio o una enfermedad a la planta y tienen considerable potencial para la desintoxicación.

Entre las interacciones benéficas destacan las que sostienen las plantas con bacterias que sintetizan factores de crecimiento útiles para la planta, como las hormonas, las simbiosis con fijadoras de N_2 y las establecidas con hongos (Walton *et al*. 1994). Un caso particular muy importante es el que se refiere a la micorriza, que es la interacción mutualista entre plantas y hongos. Esta interacción facilita la absorción de nutrimentos en la raíz al aumentar el volumen de absorción de la planta.

Las dimensiones físicas y la actividad microbiana en la rizósfera dependen de factores específicos del sitio y de la planta, como por ejemplo los referidos a las especies, edad, vigor de las plantas y el tipo de suelo.

En la **figura 1** se muestra un modelo conceptual de las interacciones que existen entre el suelo, la planta (los mecanismos de fitorremediación) y los microorganismos para la biodegradación de las moléculas orgánicas xenobióticas. En el modelo, la planta inicia la desintoxicación con la absorción de los contaminantes a través de las raíces, dependiendo de la especie, la edad de la planta y la composición de los microorganismos de la rizósfera, esta absorción responde a diferentes factores tales como la temperatura, el pH del ambiente nutricional y el tipo de suelo. Otros factores que también influyen en la absorción de los contaminantes dependen de la naturaleza de los compuestos orgánicos xenobióticos (el peso molecular y la hidrofobicidad de las moléculas) (Anderson *et al.* 1993). En todo estudio serio de fitorremediación de suelos contaminados deben considerarse todos estos factores.

Para comprender las complejas interacciones que ocurren entre la planta, el suelo y los compuestos orgánicos xenobióticos, se puede suponer un caso hipotético en donde una planta dotada con buena capacidad para fitoacumular crece en un suelo arcilloso y en otro caso, en un suelo arenoso. Si en ambos se derramara un compuesto orgánico xenobiótico de peso molecular alto, la capacidad de la planta para fitoacumular disminuiría o, inclusive se anularía, por las dificultades de las moléculas orgánicas xenobióticas para transportarse a través del suelo arcilloso, con relación al suelo arenoso. Si estas características pudieran representarse de manera gráfica, posiblemente el resultado sería el de

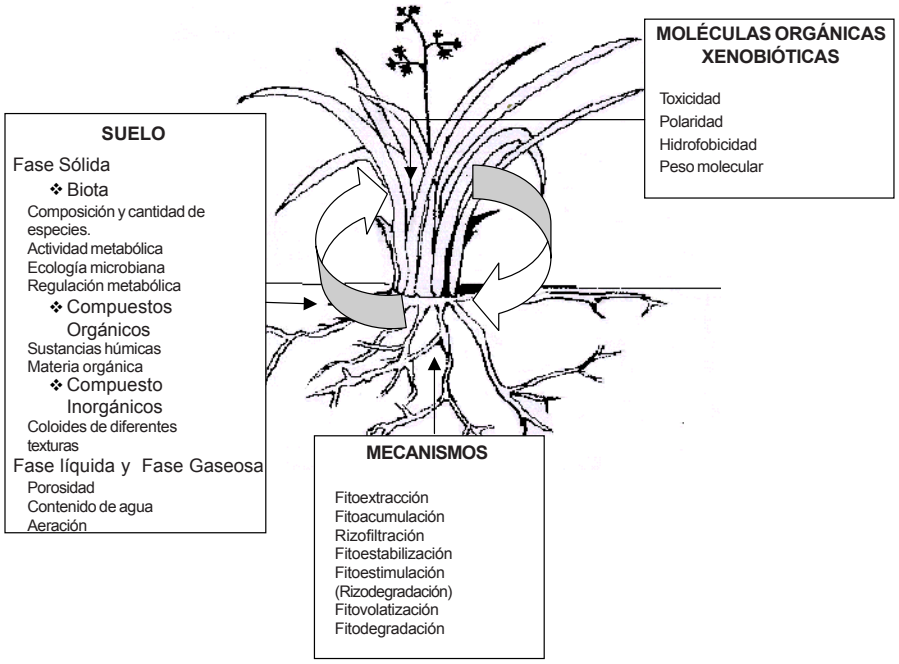

Fig. 1. Modelo conceptual de las interacciones de suelo, planta (mecanismos) y microorganismos para la biodegradación de las moléculas orgánicas xenobióticas, (modificado de Crowley *et al.* 1997)

la **figura 2**, en donde a medida que aumenta el peso molecular (**Fig. 2a**) o baja la polaridad (**Fig. 2b**) del compuesto orgánico xenobiótico, la capacidad para fitoacumular, disminuiría de manera distinta según el suelo en el que se transporta. La reducción en la fitoacumulación en el suelo no poroso sería sensiblemente mayor. De manera análoga pueden suponerse otras características de los suelos (contenido de materia orgánica, capacidad de intercambio iónico) y de los compuestos orgánicos xenobióticos (por ejemplo la hidrofobicidad) o de los microorganismos (biodegradadores o no de los contaminantes) que afectarían la capacidad fitorremediadora de una planta. La pregunta que surgiría ahora es ¿Cuál es el destino de la molécula contaminante? La respuesta se podría encontrar a través de un análisis de las diferentes etapas con las que se transforma un compuesto orgánico xenobiótico en la naturaleza.

Etapas de la transformacíon de las moléculas orgánicas xenobióticas

Como es bien sabido las plantas y los animales están expuestos a diversos compuestos orgánicos xenobióticos potencialmente tóxicos (Anderson y Coats 1995). En animales el sitio donde se metabolizan las moléculas orgánicas xenobióticas es el hígado, contaminantes no polares y lipofílicos se transforman en moléculas más solubles que se excretan por la orina. En la década de los años 30 Williams (1959), estudió los mecanismos de desintoxicación y escribió un libro llamado *Metabolismo de desintoxicación de drogas, substancias tóxicas y otros compuestos orgánicos*. La aportación más importante que se propone en esta obra es que los compuestos exógenos se metabolizan en dos distintas etapas: la primera incluye la oxidación, reducción e hidrólisis y la segunda se conoce como la etapa de conjugación. Años después diferentes autores proponen tres etapas para el metabolismo de los compuestos orgánicos xenobióticos en animales. En la etapa I las enzimas oxidan, reducen o hidrolizan el sustrato, introduciendo un grupo reactivo que puede conducir a una subsecuente conjugación que se lleva al cabo en la etapa II. En la etapa III se excretan los compuestos hidrofílicos vía orina y heces. La habilidad de las plantas para absorber los contaminantes está determinada por su mismo potencial de desintoxicación (Kvesitadze *et al.* 2001). En plantas se reconocen también tres etapas: la etapa I de transformación, la etapa II de conjugación y en la etapa III, a diferencia de los animales, las reacciones se efectúan en compartimentos internos y almacenamiento en las vacuolas (Sanderman 1992, Schäffer

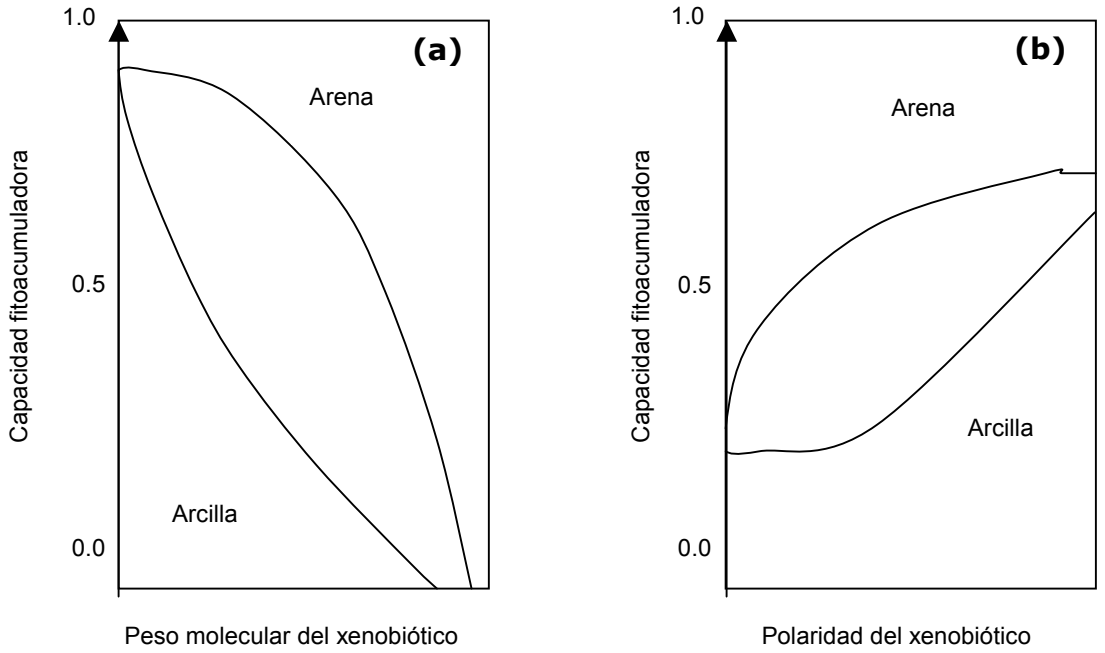

Fig. 2. Representación gráfica del comportamiento teórico del efecto del peso molecular (a) y la polaridad (b) de un compuesto orgánico xenobiótico en la capacidad fitoacumuladora de una planta en dos diferentes tipos de suelo

et al. 2002). A continuación se detallan las etapas de transformación de moléculas orgánicas xenobióticas en plantas.

Etapa I. En esta etapa se realizan reacciones de oxidación, reducción e hidrólisis, donde las moléculas orgánicas xenobióticas pierden parte de su estructura. En estas transformaciones se forman metabolitos polares e hidrosolubles. Para hacer este trabajo las células cuentan con dos sistemas enzimáticos, que tienen la función de introducir en el contaminante un átomo de oxígeno proveniente del oxígeno molecular (oxigenasas de función mixta). Estos dos sistemas son las aminooxigenasas y los citocromos P450 (CYTP450). Ambos sistemas se encuentran localizados en el retículo endoplásmico. Entre las reacciones, la principal es la hidroxilación catalizada por monooxigenasas o subfamilias de CYTP450. También se efectúan reacciones de desaminación, desulfuración, epoxidación, peroxigenación y reducción. Los CYTP450 están formados por dos proteínas diferentes, una tiene función de reductasa y la otra es una hemoproteína con actividad de oxigenasa (Khatisashvili *et al.* 1997, Varazashvili *et al.* 2001b).

En función de la localización de la transformación, las reacciones de oxidación se dividen en: (i) microsómicas, (ii) citosólicas y (iii) mitocóndricas. En la **figura 3** se presenta una síntesis, con ejemplos, de las reacciones que ocurren en la fracción microsomal y en la citosólica. La importancia de la oxidación de las moléculas orgánicas xenobióticas se debe a que pueden ocurrir reacciones de oxidación consecutivas o simultáneas. Una de las enzimas más descritas para la oxidación de los contaminantes es el CYTP450 (Kvesitadze *et al.* 2001, Yang *et al.* 2001).

En general, las enzimas que participan en esta etapa requieren de grupos no polares en la molécula del contaminante. En procariotos, el citocromo P450 se ha detectado en formas solubles, mientras que en eucariotos se encuentra incorporado a la membrana celular (Pflugmancher y Sanderman 1998). Las plantas también contienen formas solubles de la misma enzima intracelular, promoviendo la desintoxicación.

Para agilizar la oxidación de las moléculas orgánicas xenobióticas en plantas, se han realizado estudios de modificación transgénica en vegetales como el centeno y el maíz (Chapple 1998) y se ha demostrado que las enzimas pueden ser inducibles por algunos contaminantes herbicidas, nitroaromáticos, compuestos aromáticos, fenólicos, hidrocarburos aromáticos policíclicos y dioxinas. (Robineau *et al.* 1998, Werck *et al.* 2000). También se ha observado en tomate que algunos compuestos fenólicos son transformados por las enzimas de esta etapa (peroxidasas) (Adler *et al.* 1994). Por ser la inicial, esta etapa es el fundamento del proceso de fitorremediación. Es decir,

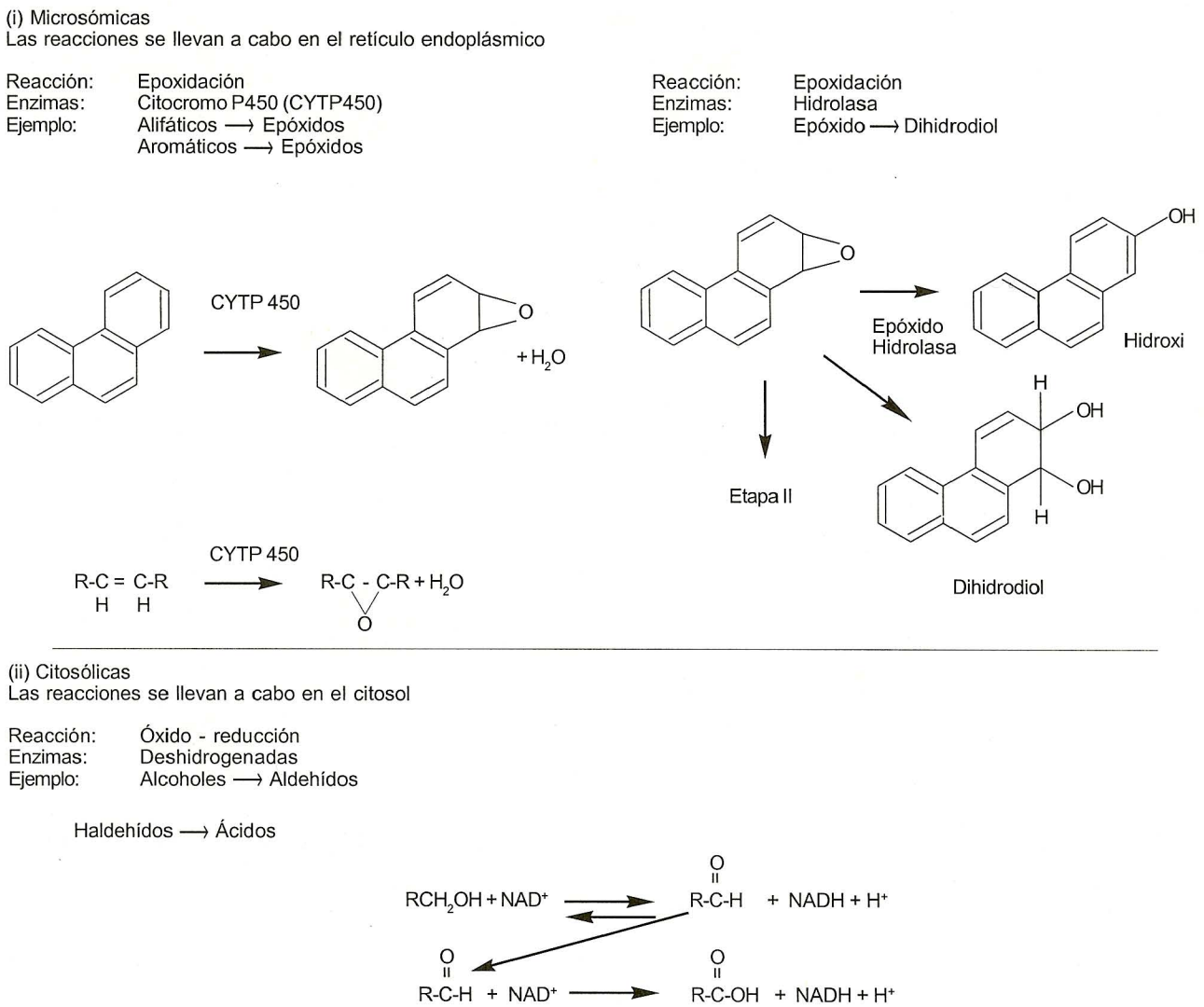

Fig. 3. Ejemplos de transformaciones en diferentes compartimentos celulares de la planta

que una planta que sintetiza, en respuesta algún compuesto orgánico xenobiótico, al menos una de las enzimas de esta etapa puede considerarse como potencialmente fitorremediadora.

Etapa II. La conjugación actúa en los mecanismos de desintoxicación uniendo carbohidratos, aminoácidos, péptidos y proteínas a un contaminante. Estas enzimas se conocen como transferasas. Como resultado de esta transformación, la toxicidad del contaminante disminuye porque generalmente incrementa la hidrofílicocidad de las moléculas generando una mayor movilidad de los contaminantes, promoviendo su depósito en vacuolas. La conjugación se considera como el acto terminal de la fitoacumulación y puede ser un estadio intermedio en la transformación incompleta de los contaminantes. Los contaminantes conjugados acumulados en vacuolas son fácilmente sometidos a oxidaciones posteriores. Un ejemplo de conjugación en *Howea forsteriana* y *Spathiphyllum wallisiiv,* es el caso de la enzima uridildifosfato glucuronosil transferasa (dependiente de UDP) que une a la glucosa-1-fosfato con benceno y n- hexano (Schäffer *et al.* 2002).

Etapa III. En esta etapa las moléculas de los contaminantes que incrementaron su polaridad, quedan encapsuladas en las vacuolas.

La adaptación implica en algunos casos la inducción de enzimas desintoxicadoras. Algunos ejemplos de estas enzimas son: alcohol deshidrogenasas, aldehído deshidrogenasas, carbonil reductasas, glutatión peroxidasa, aldehído oxidasa, quinona reductasa, fenoloxidasa, peroxidasas, lacasa,

monoxigenasas dependiente de CYTP450 amino N-metiltransferasa, alcohol sulfotransferasa, entre otras (Jakoby y Ziegler 1990, Varazashvili *et al*. 2001a, Günter y Martinoia 2002, Harvey *et al*. 2002).

CONCLUSIONES

La fitorremediación es una tecnología viable, eficiente y útil para la limpieza de suelos contaminados. Su efectividad ha sido demostrada con todo tipo de contaminantes xenobióticos que van desde las moléculas inorgánicas hasta las orgánicas. La fitorremediación incluye interacciones complejas en donde participan la planta, el suelo y los contaminantes. Las interacciones entre los diferentes actores son múltiples y no son claras. Es posible identificar los efectos positivos de la presencia de las plantas, pero no se conocen los mecanismos de la fitorremediación, tampoco el desempeño y la ponderación de las etapas en donde los contaminantes son absorbidos y transformados hasta su destino final. Con esta revisión queda claro que hace falta mucho trabajo por realizar. Se distinguen tres líneas de investigación futuras que incluyen las interacciones de los participantes en los mecanismos, las etapas y las fases de la fitorremediación. Estos conocimientos permitirán proponer soluciones a los problemas de la contaminación y la eventual recuperación de suelos.

AGRADECIMIENTOS

El apoyo financiero de la Dirección General de Protección Ambiental y Salud Ocupacional de PEMEX Refinación. También agradecemos el apoyo financiero a CONACYT, otorgado a Sugey López Martínez con la beca número 16260, durante sus estudios de doctorado y al postgrado en Biología Experimental, que actualmente se encuentra en el programa del PIFOP-CONACYT clave C/PFPN-2002-35-32.

REFERENCIAS

Adler P., Rajeev, A., El Ghaouth D., Glenn M. y Solar J. (1994). Bioremediation of phenolic compounds from water with plant root surface peroxidases. J. Environ. Qual. 23, 1113-1117.

Aitchison E., Kelley S., Alvarez P. y Schnoor J. (2000). Phytroremediation of 1,4-dioxane by hybrid poplar trees. Water Environ. Res. 72, 313-321.

Anderson T., Guthrie E. y Walton B. (1993). Bioremediation in the rhizosphere. Environ. Sci. Technol. 27, 2630-2636.

Anderson T. y Coats J. (1994). Bioremediation through rhizosphere technology. En: ACS Symposium Series. Am. Chem. Soc. Washington D.C. Vol. 563, pp 204-215.

Anderson T. y Coats J. (1995). Screening rhizosphere soil samples for the ability to mineralize elevated concentrations of atrazine and metolachlor. J. Environ. Sci. Heal. 30, 473-484.

April W. y Sims R. (1990). Evaluation of the use of prairie grasses for stimulating polycyclic aromatic hydrocarbon treatment in soil. Chemosphere 20, 253-265.

Chapple C. (1998). Molecular-genetic analysis of plant cytochrome P450-dependent monooxigenases. Plant Mol. Biol. 49,311-43.

Crowley E., Alvey S. y Gilbert E. (1997). Rhizosphere ecology of xenobiotic-degrading microorganims. En *Phytoremediation of soil and water contamination*. Capítulo 2, 306 p.

Cunningham S., Shann J., Crowley D., y Anderson T. (1997). Phytoremediation of contaminated soil and water. En: *Phytoremediation of Soil and Water Contaminants* (E. L. Kruger, T. A. Anderson y J. R. Coats, Eds.) Am. Chem. Soc, Washington DC pp. 2-17.

Dec J. y Bollang J. (1994). Use of plant material for the decontamination of water polluted with phenols. Biotechnol. Bioeng. 44, 1132-1139.

Dushenkov S. (2003). Trends in phytoremediation of radionuclides, Plant and Soil. 249, 167 - 175

Elwes J. (1999). *Principios de Biorrecuperación*, Mac Graw Hill, México, 275 p.

Günter N. y Martinoia E. (2002). Closter roots an underground adaptation for survival in extreme environments. Trends Plant Sci. 4, 162-167.

Harvey P., Campanela B., Castro P., Harms H., Lichtfouse E., Schäffner A., Smrcek S., y Werck D. (2002). Phytoremediation of polyaromatic hydrocarbons, anilines and phenols. Environ. Sci. Pollut. Res. Int. 9**,** 29-47.

Hong M., Farmayan W., Dortch I. y Chiang C. (2001). Phytoremediation of MTBE from a groundwater plume. Environ. Sci. Technol. 35, 1231-1239.

Jakoby W. y Ziegler D. (1990). The enzymes of detoxication. J. Biol. Chem. 34, 20715-20718.

Jian wei W., Chen J., William R. y Cunningham R. (1997). Phytoremediation of lead-contaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction. Environ. Sci. Technol. 31, 800-805.

Joner E. y Leyval C. (2003). Rhizosphere gradients of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) dissipation in two industrial soils and the impact of arbuscular mycorrhiza. Environ. Sci. Technol. 37, 2371-2375.

Kassel G., Ghoshal D. y Goyal A. (2002) Phytoremediation of trichloroethylene using hybrid poplar. Physiol. Mol. Biol. Plants. 8, 3-10.

Kelley S., Aitchison E., Deshpande M., Schnoor J. y Alvarez P. (2001). Biodegradation of 1,4-dioxane in planted and unplanted soil: effect of bioaugmentation with *Amycolata* sp. CB1190. Water Res. 35, 3791-3800.

Khatisashvili G., Gordeziani M., Kvesitadze G. y Korte F. (1997). Plant monoxygenases: participation in xenobiotic oxidation. Ecotoxicol. Environ. Saf. 36, 118-122.

Kvesitadze G., Gordeziani M., Khatisashvili G. Sadunishvili y Ramsden J. (2001). Some aspects of the enzymatic basic of phytoremediation. J. Biol. Phys. Chem. 1, 49-57.

Lagrega M. (1996). *Gestión de residuos tóxicos tratamiento, eliminación y recuperación de suelos*. Mc Graw Hill, México, 182 pp.

Marjories S., Hong F, W., Farmayan J, I. y Chen Y. C. (2001). Phytoremediation of MTBE from a Grounwater plume. Environ. Sci. Technol. 35, 1231-1233.

Miya K. y Firestone K. (2001). Bioremediation and biodegradation. J. Environ. Qual. 30, 1911-1918.

Newman L., Wang X., Muiznieks I., Ekuan G., Ruszaj M., Cortellucci R., Domroes D., Karscig G., Newman T., Crampton R., Hashmonay R., Yost M., Heilman P., Duffy J., Gordon M. y Strand S. (1999). Remediation of trichloroethylene in an artificial aquifer with trees: A controlled field study . Environ. Sci. Technol. 33, 2257-2265.

Núñez L., Meas Y., Ortega B. y Olguín J. (2004). Fitorremediación fundamentos y aplicaciones. Ciencia. 69-82

Orchard J., Doucette J., Chard K. y Bugbee B. (2000). Uptake of trichloroethylene by hybrid poplar trees grown hydroponically in flow-through plant growth chambers. Environ. Toxicol. Chem. 19, 895-903.

Pflugmancher S. y Sanderman H. (1998). Cytocrome P450 monoxigenases for fatty acids and xenobiotic in marine macroalgae. Plant Physiol. 117, 123-128.

Pivetz B., Cochran R. y Huling S. (1997). Abstract: Phytoremediation of PCP and PAH- contaminanted soil. Poster 54. In 12th Annual Conference on Hazardous Waste Research Abstracts Book, May 19-22, Kansas City, Mo. pp 145.

Robineau T., Batard Y., Nedelkina S., Cabello-Hurtado F., LeRet M., Sorokine O., Didierjean L. y Werk-Reichhart D. (1998). The chemical inducible plant Cytochrome CYP76B1 actively metabolizes phenylureas and others xenobiotics. Plant Physiol. 118, 1049-1056.

Rubin E. y Ramaswami A. (2001). The potential for phytoremediation of MTBE. Water Res. 35, 1348-1353.

Sanderman H. (1992). Plant metabolism of xenobiotics. Trends Plant. Sci. 1, 82-84.

Schäffer A., Messener F., Langebartels C. y Sanderman H. (2002). Genes and enzymes for in- plant phytoremediation of air waste and soils. Acta Biotechnol. 22, 141-152.

Senan R. y Abraham T. (2004). Bioremediation of textile azo dyes by aerobic bacterial consortium. Biodegradation. 4, 275-280

Siciliano S., Germida J., Banks K. y Creer C. (2003). Changes in microbial community composition and function during a polyaromatic hydrocarbon. Appl. Environ. Microbiol. 69, 483-489.

Telysheva G., Dizhbite T., Lebedeva G., Rossinskaja G., Jurkjane V., Treikale O., Yiesturs U. y Daugavietis M. (2002). Lignin- based products stimulating soil phytoremediation. Acta Biotechnol. 22, 167-173.

USEPA. (1995). Soil vapor extraction (SVE) enhancement technology resource guide: air sparging, bioventing, fracturing, thermal enhancement. EPA 542-B-95-003.

USEPA. (1996). Bioremediation of hazardous waste site: practical approaches to implementation. EPA 625-K-96-00.

USEPA. (1997). Aerobic biodagradation of BETEX in acuifers material. Environmental Research Brief. EPA 600-S-97-033.

USEPA. (1999). The hazardous waste clean-up Information (CLU-IN) World Wide Web Site EPA-542-F-99-002.

Varazashvili T., Khatisashvili G., Kurashvili M., Pruidze M., Ananiashvili T., Zaalishvili G. y Gordeziani M. (2001a). Nitrobenzene oxidizing enzymes in plant cells. J. Biol. Phy. Chem. 1, 85–88.

Varazashvili T., Zaalishvili G., Kurashvili M., Pruidze M. y Gordeziani M. (2001b). Participation of the plant monoxoxygenase system in adaptation to environmental stress. J. Biol. Phy. Chem. 1, 38–42.

Walton B., Hoylman A., Pérez M. y Anderson T. (1994). Rhizosphere microbial communities as a plant defense against toxic substances in soils. ACS Symposium Am. Chem. Soc. Series 563, Washington, DC.

Watt M. y Evans J. (1999). Proteoid roots physiology and development. Plant Physiol. 121, 317-323.

Werck D., Hehn A. y Didierjean L. (2000). Cytochrome P450 for engineering herbicide tolerance. Trends Plant Sci. 5, 116-123.

Wetzel S., Banks M. y Schwab A. (1997). Rhizosphere effects on the degradation of pyrene and anthracene in soil. En: Phytoremediation of soil and water contaminants. (E.L. Kruger, T.A. Anderson, and J.R. Coats, Eds.), ACS Am. Chem. Soc. Symposium Series 664. Washington, DC.

Williams R. (1959). Detoxification mechanisms, New York,

N.Y. Drug Metabolism Reviews. 14, 559-607.
Yang X., Margolies D., Zhu K. y Buschman L. (2001). Host plant- induced changes in detoxification enzymes and susceptibility to pesticide in the two spotted spider mite (Acari: Tetranychidae). Entomol. Soc. of America. 94, 381-387.