



El Colegio de la Frontera Sur

Evaluación de la degradación de hidrocarburos
totales del petróleo por bioestimulación con
abonos orgánicos asociados a especies arbóreas

TESIS

presentada como requisito parcial para optar al grado de
Maestro en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural

por

José Guadalupe Chan Quijano

2015



El Colegio de la Frontera Sur

Villahermosa, Tabasco, 22 de junio de 2015.

Las personas abajo firmantes, integrantes del jurado examinador de:

José Guadalupe Chan Quijano

hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesis titulada:

“Evaluación de la degradación de hidrocarburos totales del petróleo, por bioestimulación con abonos orgánicos asociados a especies arbóreas”

para obtener el grado de **Maestro en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural.**

	Nombre	Firma
Director	M. en C. Aarón Jarquín Sánchez	_____
Asesora	Dra. Susana Ochoa Gaona	_____
Asesor	Dr. Pablo Martínez Zurimendi	_____
Sinodal adicional	Dr. Gilberto Villanueva López	_____
Sinodal adicional	M. en C. Lorena del Carmen Hernández Natarén	_____
Sinodal suplente	Dr. Isidro Pérez Hernández	_____

“...toda política académica refleja posiciones políticas e ideológicas, no hay política académica neutra; afirmar una política y sostener que ella es neutra es una contradicción. La academia que se declara neutra es ingenua porque su pretendida neutralidad es liberal; es el liberalismo el que sostiene que existen sectores de actividad social que son apolíticos – el trabajo. La religión, le educación, etc. – y, por eso, son neutros. (...). Los que se declaran neutros son aquellos que promueven, por ejemplo, una política académica elitista, que orienta el trabajo de la docencia y la investigación sobre la base de una política de élite, excluyente, que converge obviamente con la política más amplia de sectores sociales elitistas y que obedece a una actitud del poder de las clases dominantes.

No es un privilegio de nuestro proyecto pedagógico en marcha, tener carácter ideológico y político explícito. Todo proyecto pedagógico es político y se encuentra empapado de ideología... La discusión fundamental es política. Tiene que ver con que contenidos enseñar, a quién, en favor de qué, de quién, contra qué, contra quién, cómo enseñar.”

Paulo Freire

La educación en la Cuidad, México.

Siglo XXI Editores, S.A. de C.V., 1997.

DEDICATORIA

A MI MADRE REYNILDA QUIJANO PAT

Mi mejor ejemplo de perseverancia.

A LEONARDO NORIEL LÓPEZ JIMÉNEZ

Por estar conmigo cuando más lo necesitaba, darme ánimos y fuerza para levantarme de nuevo.

A LOS AMANTES DE LA NATURALEZA

Porque cada trabajo es un granito para el cuidado de nuestra madre naturaleza.

A MI FAMILIA

Porque cada logro lo compartiré con ustedes.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca no. **288469** otorgada para realizar la Maestría.

A mi comité M.C. Aarón Jarquín Sánchez; Dra. Susana Ochoa Gaona y Dr. Pablo Martínez Zurimendi por su valiosa enseñanza en el transcurso de la maestría, por creer en mí y jalarme las orejas cuando era necesario.

A mis sinodales Dr. Gilberto Villanueva-López, M.C. Lorena del Carmen Hernández Nataren y Dr. Isidro Pérez Hernández.

A CONAFOR-Tabasco por el apoyo otorgado al donarme las plantas para la realización del trabajo de investigación.

A Lorena Reyes Sánchez y Rogelio Ivan Bautista Ramírez del Sistema de Información Bibliotecario de ECOSUR (SIBE) por su siempre ayuda y amabilidad en la búsqueda de información bibliográfica.

A Alejandra Lázaro Vázquez y Melisa Villanueva Poot, por hacer divertido el trabajo y por su amistad cuando más lo necesitaba.

A ECOSUR por permitirme seguir mi vida profesional, así como la infraestructura para la realización del trabajo.

A la señora Edita por permitirnos el acceso a su terreno para la toma de muestras del suelo contaminado.

A Miguel Coba, Uziel Ochoa y Óscar Balcázar por su ayuda en el trabajo de campo y laboratorio.

Y a todos los que directa o indirectamente han participado en este trabajo.

¡A todos ustedes muchas gracias!

ÍNDICE

CAPÍTULO I. Introducción general.....	1
Marco teórico.....	2
Hidrocarburos del petróleo.....	2
Suelo.....	3
Derrames de petróleo en el sureste de México.....	4
Abonos orgánicos.....	5
Antecedentes.....	8
Abonos orgánicos y la degradación de hidrocarburos.....	11
Abonos orgánicos y degradación de hidrocarburos en el sureste de México.....	12
Importancia de <i>Swietenia macrophylla</i> y <i>Tabebuia rosea</i> en la restauración ecológica de suelos contaminados con hidrocarburos.....	15
Descripción de las especies.....	18
<i>Tabebuia rosea</i> (macuilís).....	18
<i>Swietenia macrophylla</i> (Caoba).....	20
Justificación.....	23
Problema de investigación.....	26
Objetivo general.....	26
Objetivos específicos.....	27
Hipótesis.....	27
CAPÍTULO II. Artículo: Degradación de hidrocarburos del petróleo en suelos, por bioestimulación con abonos orgánicos asociados a especies arbóreas.....	28

Resumen.....	29
Introducción.....	30
Materiales y métodos.....	32
Evaluación de la calidad de los abonos orgánicos.....	32
Análisis del suelo.....	33
Diseño del experimento.....	33
Análisis estadísticos.....	34
Resultados y discusión.....	35
Fertilidad de los abonos orgánicos.....	35
Caracterización del suelo contaminado con los tratamientos aplicados.....	36
pH.....	36
Materia orgánica (MO).....	37
Nitrógeno (N).....	38
Fósforo (P).....	39
Capacidad de intercambio catiónico (CIC).....	40
Degradación de hidrocarburos totales del petróleo.....	45
Combinación e interacción de los mejores tratamientos en la degradación.....	46
Conclusiones.....	47
Agradecimientos.....	48
Literatura citada.....	48
Anexo 1.....	57
CAPÍTULO III. Conclusiones generales.....	61
Literatura citada.....	64

ANEXOS

Artículo 1. Directrices para la remediación de suelos contaminados con hidrocarburos.....	75
Carta de aceptación del artículo.....	76
Artículo.....	77
Artículo 2. Especies vegetales útiles para fitorremediar suelos contaminados con hidrocarburos totales del petróleo: un apoyo para la restauración ecológica.....	95
Artículo de divulgación.....	96
Carta de la Revista Agrocienza.....	100

CAPÍTULO I. Introducción general

En nuestro país existen áreas donde se explota petróleo, y a la vez produce derrames contaminando los suelos con hidrocarburos. Estos sitios se localizan principalmente en el sureste de México en los estados de Veracruz, Tabasco, Campeche y Chiapas (Ortínez-Brito *et al.*, 2003; Ochoa-Gaona *et al.*, 2011). Los hidrocarburos son sustancias de composición química muy diversa, insolubles en agua, que resultan muy tóxicos para los organismos vivos cuando entran en contacto con el suelo (Saval, 1995; Pérez *et al.*, 2008). Asimismo, provocan un deterioro creciente de las fuentes de abastecimiento de agua potable, ya sea superficial o subterránea y afectan a la vegetación natural (Schmidt, 2000). También Gallegos-Martínez *et al.* (2000), Chaíneau *et al.* (2003), Rivera-Espinoza y Dendooven (2004) aseguran que en el sureste de México existen extensas áreas contaminadas con hidrocarburos del petróleo que contienen hasta $450,000 \text{ mg kg}^{-1}$ de HTP (hidrocarburos totales del petróleo). Esto afecta las propiedades físicas y químicas de los suelos: las partículas del suelo al aglutinarse generan estructuras más gruesas que cubren la superficie de las partículas en el espacio poroso y afectan la aireación del suelo, haciendo que las bases del suelo se saturen y acidifiquen. Estos factores acarrearán la disminución de la elongación radicular, así como el contenido de clorofila y la fotosíntesis (Vargas-Pérez *et al.*, 2002). Es necesario implementar alternativas para la degradación de hidrocarburos totales de petróleo, así como para su recuperación y restauración.

Marco teórico

Hidrocarburos del petróleo

Los hidrocarburos son los constituyentes más importantes del petróleo, están formados principalmente por carbono e hidrógeno (Freedman, 1989). Phillips (2005) plantea que los hidrocarburos generan degradación de suelos por pérdida nutrientes (*N, P, S, K, Ca, Mg*) de manera directa al infiltrarse en el suelo, o bien por erosión a través de las aguas de escorrentía.

Los límites de máximos permisibles de los hidrocarburos del suelo dependen de los criterios o normas vigentes en México. En marzo de 2005 se publicó la Norma Oficial Mexicana NOM-138-SEMARNAT/SS-2003, que establece los límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos y las especificaciones para su caracterización y remediación. En ésta, se establecen los límites máximos permisibles en función de las fracciones ligera, mediana y pesada (Cuadro 1; Fernández-Linares *et al.*, 2006).

Cuadro 1. Límites máximos permisibles para fracciones de hidrocarburos en suelo (NOM-138-SEMARNAT/SS-2003).

Fracción de hidrocarburos	Uso del suelo predominante ¹ (mg kg ⁻¹ base seca)		
	Agrícola ²	Residencial ²	Industrial ³
Ligera	200	200	500

Media	1,200	1,200	5,000
Pesada	3,000	3,000	6,000

¹Para usos de suelos mixtos, deberá aplicarse la especificación al menor de los valores de usos de suelo involucrados. ²Incluye suelo forestal, recreativo y de conservación. ³Incluye comercial.

Suelo

El suelo constituye un recurso viviente, natural, dinámico y no renovable, cuya condición y funcionamiento es vital para la producción de alimentos y para el mantenimiento de la calidad ambiental local, regional y global desempeñando diversas funciones en la superficie de la Tierra (Doran, 2002). Es un soporte mecánico y provee de nutrientes para el crecimiento de plantas y microorganismos. La matriz del suelo se conforma de cinco componentes principales: minerales, aire, agua, materia orgánica y organismos vivos (Saval, 1995; Doran, 2002; Volke-Sepúlveda y Velasco-Trejo, 2002; Cerón-Rincón y Melgarejo-Muñoz, 2005; Pérez *et al.*, 2008).

El suelo se caracteriza por tener horizontes o capas diferenciadas, resultado de las adiciones, pérdidas, transferencias y transformaciones de energía y materia a través del tiempo y cuyo espesor puede ir desde la superficie terrestre hasta varios metros de profundidad (Volke-Sepúlveda *et al.*, 2005; Sposito, 2008).

Derrames de petróleo en el sureste de México

El desarrollo de la actividad petrolera, ha generado el incremento de residuos que en concentraciones altas pueden tener efectos nocivos para la salud de la población y afectan el equilibrio ambiental, además se han ignorado sus efectos en el contexto social, político y económico (DOF, 2008). La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Medio Ambiente en materia de residuos sólidos establece los aspectos para atender la contaminación del suelo con 11 artículos, destacando los criterios de prevención y control de la contaminación para recuperar o restablecer las condiciones del sitio (LGEEPA, 2000; Ortíz-Brito *et al.*, 2003; Sierra-Villagrana, 2006).

En el 2002 en el estado de Veracruz hubo 41 emergencias ambientales asociadas con el derrame de sustancias, incluyendo hidrocarburos (PROFEPA, 2003). En Tabasco, los municipios que más han presentado contingencias por derrames de petróleo afectando kilómetros de hectáreas desde 1995 hasta el 2001 de forma decreciente han sido Cárdenas, Huimanguillo, Cunduacán y Comalcalco (Ochoa-Gaona *et al.*, 2011). En el 2004, se registraron 54 fugas en ductos de PEMEX, que afectaron a casi 1,000 ha, derramando más de 36,680 barriles de petróleo, según datos de la delegación de la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente. De las 54 fugas, el 41% fueron por corrosión exterior, el 20% por fallas de materiales, el 17% por errores de operación y el 22% por problemas de mantenimiento y descuido (Ramírez, 2005). En el 2005 se reportaron emergencias ambientales asociadas a fugas, derrames y explosiones, en 2009 se afectaron 1.5 ha de

pastizal manchadas por aceites en Cunduacán solo registrado donde hubo la avería, no contabilizando el resto del área, lo cual significa que el derrame pudo haber afectado más hectáreas (Pons-Jiménez, 2010; Marí, 2012). Como resultado, diversas localidades de Tabasco presentan contaminación del suelo con hidrocarburos, generalizando la contaminación de la tierra y los pastizales (Zavala-Cruz *et al.*, 2005). En estudios anteriores como Adams-Schroeder (1999) y Beltrán-Paz (2006) han identificado aproximadamente 7500 ha afectadas, de ellas más del 90% están en pantanos o zonas inundables.

Ramírez (2005) reporta que dos de los lugares más contaminados por hidrocarburos a nivel nacional son la refinería "Lázaro Cárdenas" y el Pantano de Santa Alejandrina, ambos ubicados en el sureste de México (Veracruz y Tabasco).

La contaminación del suelo por hidrocarburos en el estado de Tabasco, ha llegado a abarcar 0.07% del área total del estado (Rivera-Cruz y Trujillo-Narcía, 2004; Ferrera-Cerrato *et al.*, 2006), que junto con las condiciones particulares del suelo contaminado, este se puede ver limitado por las altas concentraciones del hidrocarburo ya sea por las fracciones ligeras, medianas y pasadas.

Abonos orgánicos

Diversos autores como Peña-Turruella *et al.* (2002), Sridhar *et al.* (2006) y Cancino-Marentes (2007) en sus investigaciones con abonos orgánicos han utilizado el guano de murciélago (vermicomposta) ya que proporciona una alta

concentración de nutrientes a las plantas, favoreciendo altos niveles de nitrógeno (10%), que promueve un incremento en el desarrollo en las plantas, contiene 3% de fósforo y ayuda al desarrollo de la raíz y el 1% de potasio proporciona la salud general de la planta. Además contiene elementos traza y microorganismos benéficos, entre ellos algunos llamados bioremediadores, que limpian toxinas por lo que son especiales para tratar suelos que están en transición de prácticas químicas a orgánicas. Al igual, el guano de murciélago se puede utilizar como un fungicida natural y también controla a los nematodos en el suelo.

Para el guano de murciélago (vermicomposta) existe una enfermedad llamada histoplasmosis, esta es causada por un hongo llamado *Histoplasma capsulatum*. Torres *et al.* (2012) mencionan que esta enfermedad es severa y contiene una alta presentación de casos en condiciones tropicales. Por tal razón, Maniscalchi-Badaoui y Lemus-Espinoza (2006) mencionan que los procesos bioquímicos que ocurren dentro de la formación de la composta ayudan a la inhibición de algunas moléculas que conllevan a la inhibición del crecimiento del hongo (*Histoplasma capsulatum*). Por lo tanto, al pasar por un proceso de precomposteo lo hace recomendable para su uso.

Domínguez (2004) y Gómez-Brandón *et al.* (2010) mencionan que los procesos bioquímicos se llevan a cabo por los procesos de bio-oxidación, degradación y estabilización de la materia orgánica desarrollados por la acción conjunta y sinérgica de las lombrices de tierra y los microorganismos. Durante este proceso los sustratos orgánicos se transforman a través de dos fases, una inicial,

denominada fase activa, en la que las lombrices fragmentan y acondicionan el sustrato incrementando el área expuesta a la actividad microbiana, y alterando su actividad biológica de forma importante; las lombrices son, por tanto, agentes cruciales del proceso al actuar como facilitadores clave de las transformaciones de la materia orgánica con efectos directos sobre la tasa de descomposición y la calidad de los productos finales. La segunda fase es una etapa de maduración, caracterizada por el desplazamiento de las lombrices hacia capas nuevas con residuo fresco y por la actuación de poblaciones microbianas más especializadas, responsables de la degradación de polímeros complejos.

Además, Domínguez (2004) y García-Pérez (2011) aseguran que la biomasa microbiana del suelo se equilibra y esto ayuda a la inhibición y reduciendo de ciertas ventajas de determinados patógenos oportunistas.

La Cachaza de caña (composta) de acuerdo con Cifuentes *et al.* (2011) presenta valores relativamente altos de carbono, fósforo, calcio y en menor cantidad de nitrógeno, que lo hace un recurso aprovechable para la fertilidad de los suelos. Por ello Pérez-Méndez *et al.* (2011) mencionan que al usar la cachaza de caña las plantas no presentan restricciones en la absorción de nutrientes, no hay riesgos de afectar la concentración de oxígeno en la rizosfera y no se observan quemaduras en los tejidos de las plantas.

El estiércol de borrego (vermicomposta) mejora las condiciones físico-químicas y biológicas de los suelos, además de proveer nutrimentos al suelo para ser

aprovechadas por las plantas y es rico en carbono, nitrógeno y fósforo; lo que mantiene constante la actividad biológica de la tierra (Ruiz-Figueroa, 2012).

Antecedentes

Como alternativa de limpieza de suelos contaminados con hidrocarburos del petróleo se ha acudido a la utilización de elementos biológicos que contribuyen a la oxidación, degradación, transformación y completa mineralización de estos contaminantes (Ferrera-Cerrato *et al.*, 2006). Para ello Sims (1993) menciona que es necesario conocer bien las características del suelo y el tipo de tóxico que lo contamina. Básicamente, se distinguen cuatro tipos de técnicas: extracción con un fluido, ya sea líquido, vapor o gas; tratamiento químico; tratamiento térmico y tratamiento biológico. En general, las técnicas mencionadas anteriormente se pueden hacer *in situ*, es decir, en el mismo lugar donde se produce la contaminación, o *ex situ*, en un lugar distinto, lo que requiere el transporte y la modificación de las condiciones naturales.

Dentro de las técnicas *in situ*, se distinguen los tratamientos biológicos o biorremediación que se basan en favorecer los procesos microbiológicos que de forma natural se producen en el suelo y que conllevan la degradación del contaminante. El objetivo final es conseguir la transformación de los compuestos químicos nocivos en compuestos inocuos o menos tóxicos, tales como dióxido de carbono, agua, o materia celular (Sims, 1993; Fernández-Linares *et al.*, 2006).

Velasco-Trejo y Volke-Sepúlveda (2003) en su estudio compilan tecnologías de biorremediación, las más comunes son:

- **Bioestimulación:** Implica la adición de oxígeno y/o nutrientes al suelo contaminado con el fin de estimular la actividad de los microorganismos autóctonos y con ello la biodegradación de los contaminantes.
- **Bioaugmentación:** Consiste en la adición de microorganismos vivos que tienen la capacidad de degradar el contaminante en cuestión y así promover su biodegradación o biotransformación.
- **Biolabranza:** El suelo contaminado se mezcla con agentes de volumen y nutrientes y se remueve (labra) periódicamente para favorecer su aireación. Durante la Biolabranza, el suelo contaminado se mezcla con suelo limpio.
- **Bioventeo:** Consiste en estimular la biodegradación aerobia de un contaminante por medio del suministro de aire en el sitio contaminado.
- **Biorreactores:** Es la tecnología más adecuada para casos en que los peligros potenciales de descargas y emisiones sean serios. Permite la combinación controlada y eficiente de procesos químicos, físicos y biológicos, que mejoran y aceleran la biodegradación.
- **Biodegradación en fase sólida:** Este tipo de tecnología generalmente se lleva a cabo *ex situ* e incluye el composteo, las pilas estáticas y las pilas alargadas.

- **Fitorremediación** es una tecnología alternativa *in situ*, no destructiva, de bajo costo para limpiar suelos contaminados con petróleo que se basa en el uso de plantas que tienen la propiedad de acumular metales pesados y disminuir la concentración de hidrocarburos. Ésta técnica, estimula la actividad microbiana en la rizosfera para degradar contaminantes que consiste en la remoción, transferencia, estabilización y neutralización de compuestos orgánicos e inorgánicos, tóxicos en suelos y así poder recuperar los suelos contaminados (Merkl *et al.*, 2004; Sierra-Villagrana, 2006; Ferrera-Cerrato *et al.*, 2007).

La fitorremediación se puede aplicar a contaminantes orgánicos presentes tanto en sustratos sólidos como líquidos o en el aire. Cunningham *et al.* (1995) y Carpena y Bernal (2007) distinguen los siguientes procesos:

- **Fitoextracción:** uso de plantas acumuladoras de elementos tóxicos o compuestos orgánicos para retirarlos del suelo mediante su absorción y concentración en las partes cosechables.
- **Fitoestabilización:** uso de plantas para reducir la biodisponibilidad de los contaminantes en el entorno, mejorando las propiedades físicas y químicas del medio.
- **Fitoimmobilización:** uso de las raíces de las plantas para la fijación o inmovilización de los contaminantes en el suelo. Junto con la anterior son técnicas de contención.

- **Fitovolatilización:** uso de plantas para eliminar los contaminantes del medio mediante su volatilización, y para eliminar contaminantes del aire.
- **Fitodegradación:** uso de plantas y microorganismos asociados para degradar contaminantes orgánicos.
- **Rizofiltración:** uso de raíces para absorber y adsorber contaminantes del agua y de otros efluentes acuosos.

Abonos orgánicos y la degradación de hidrocarburos

Existe una gran diversidad de materiales que son utilizados como fuente de materia orgánica al suelo y que pueden ser aplicados en forma fresca o bien luego de un proceso de preparación, como abonos orgánicos (López, 1994). Dependiendo de la actividad que los produce, estos materiales pueden ser de origen agrícola, ganadero, forestal, industrial y urbano. Por lo general, los abonos orgánicos, son producidos a partir del proceso de compostaje con el afán de mejorar la calidad del suelo (López, 1994; Durán y Henríquez, 2007). Durán y Henríquez (2007) sugieren que el tipo materia prima utilizada para la elaboración de los abonos orgánicos determinará en mucho las características finales del material.

El proceso de composteo se emplea en la agricultura como mejorador de suelos, pero también puede usarse en la remoción de contaminantes, entre ellos algunos hidrocarburos y plaguicidas (Sauri-Riancho y Castillo-Borges, 2002; Velasco-Trejo

y Volke-Sepúlveda, 2003). Como consecuencia de las transformaciones del material y de las diversas sucesiones que se realizan durante el composteo, se genera una alta diversidad microbiana, con poblaciones mayores que la de los suelos fértiles y o los suelos muy perturbados o contaminados (Velasco-Trejo y Volke-Sepúlveda, 2003). Por ello, es de esperar que la adición de composta incremente de forma importante las poblaciones microbianas.

Además, estudios sobre la degradación de hidrocarburos han demostrado que algunos microorganismos son extremadamente versátiles en la catabolización de moléculas recalcitrantes, por lo que son aprovechados para biorremediar y fitorremediar algunos sistemas ambientales contaminados por derrames de petróleo (Carpena y Bernal, 2007).

Por su parte, Aguilar-Benítez *et al.* (2012), aseguran que la aplicación de los abonos orgánicos aumenta la materia orgánica del suelo y mejora algunas de sus características físicas como: la cantidad de agregados hidro-estables, la densidad aparente y la porosidad, que favorecen el flujo de aire y agua y el desarrollo radicular de las plantas.

Abonos orgánicos y degradación de hidrocarburos en el sureste de México

En Tabasco existen 26 empresas encargadas de remediar suelos contaminados y por año tienen una capacidad de 10, 996, 016 toneladas de suelo.

Dentro de los contaminantes que mayormente tratan están los HTP (Hidrocarburos Totales de Petróleo) y los HAP (Hidrocarburos Poliaromáticos), lodos aceitosos, lodos de perforación y recortes de perforación (Velasco-Trejo y Volke-Sepúlveda, 2003). Esto porque las características determinantes de los hidrocarburos en el ambiente contienen diferentes densidades, presión de vapor, coeficiente de participación de suelo, polaridad, electronegatividad, hidrofobicidad y solubilidad en agua (Ortínez-Brito *et al.*, 2003).

En el sureste de México las características propias del trópico, como la alta temperatura y la considerable precipitación que son idóneas para la biodegradación de hidrocarburos. Sin embargo, se necesita seguir experimentando y observando para encontrar otros procesos del trópico importantes para la restauración de suelos contaminados por hidrocarburos (Adams-Schroeder *et al.*, 1999). Vangronsveld *et al.* (2009) mencionan que muchas de estas técnicas evaluadas pueden ser de bajo costo, como por ejemplo, los abonos orgánicos o una combinación con la fitorremediación. Entre éstas están muchas posibilidades para aprovechar el gran potencial que presenta la biorremediación de petróleo en el trópico mexicano; sin embargo, también es necesario saber los grupos de suelo en los que las enmiendas funcionan mejor, utilizando las clasificaciones de la FAO (2006) o la *Soil taxonomy* (USDA, 2009). Cada suelo tiene características diferentes, por ejemplo un Gleysol con drenaje impedido, un Vertisol de mal drenaje, un Luvisol con drenaje limitado y Cambisol de buen drenaje reaccionarán de diferente manera a las técnicas de remediación. De la misma manera, la cantidad y tipo de arcillas en cada suelo será diferente y

por lo tanto la participación de las arcillas en la descomposición de los hidrocarburos será también diferente (FAO, 2006).

Velasco-Trejo y Volke-Sepúlveda (2003) mencionan que los abonos orgánicos son una de las formas de reciclaje por excelencia, ya que el proceso de composteo puede emplearse de manera exitosa y económica para la degradación de hidrocarburos en sitios contaminados por derrames de petróleo de hasta 50 años, al igual para remediar suelos contaminados por residuos orgánicos peligrosos como solventes, explosivos y pesticidas.

La calidad de los abonos orgánicos está relacionada con los materiales que utilizan y con el proceso de elaboración; esta variación redundará tanto en el contenido de nutrientes como de microorganismos en los abonos. La microflora continuará la degradación de la materia orgánica volviendo disponibles los nutrientes para la planta. Mientras mayor diversidad tenga la materia orgánica de la que se forma la pila o cama, mayor cantidad de nutrientes tendrán los abonos orgánicos (Félix-Herrán *et al.*, 2008).

Estas se pueden utilizar como alternativas de limpieza de suelos contaminados con hidrocarburos del petróleo ya que son elementos biológicos que contribuyen a la oxidación, degradación, transformación y completa mineralización de estos contaminantes. Los métodos de tratamiento biológico dependen de la capacidad de los organismos para degradar los contaminantes orgánicos a productos inocuos como dióxido de carbono, agua y biomasa. Para asegurar el éxito en el uso de la biorremediación de suelos se debe poner especial atención a las

limitantes que pueden dificultar su aplicabilidad como lo es la disponibilidad de nutrientes, contenido de arcilla, oxigenación, que depende de cada suelo en particular así como la disponibilidad del contaminante para los organismos (Ferrera-Cerrato *et al.*, 2006).

Importancia de *Swietenia macrophylla* y *Tabebuia rosea* en la restauración ecológica de suelos contaminados con hidrocarburos

A pesar de que en la gran mayoría de las superficies contaminadas con hidrocarburos no se logran recuperar lo que antes existía, es aún posible inducir el desarrollo de una vegetación que permita conservar e incrementar la fertilidad del suelo y parte de la diversidad de plantas (Ochoa-Gaona *et al.*, 2011). Para lograr lo anterior es necesario utilizar especies vegetales nativas que tengan la potencialidad de crecer y degradar los hidrocarburos en las zonas afectadas y que con el tiempo, permitan la recuperación de la fertilidad del suelo, un microclima y un ciclo hidrológico similar al hábitat original y el restablecimiento de al menos parte de la flora y fauna nativa que aún sobrevive en algunos sitios (Ochoa-Gaona *et al.*, 2011; Chan-Quijano *et al.*, 2013). Adams-Schroeder *et al.*, (1999) mencionan que es importante que dichas herramientas biotecnológicas al usar las plantas nativas sea necesario considerar las propiedades del trópico, sobre todo las temperaturas elevadas y la alta precipitación, para con ello tener una remediación del sitio.

Al igual existen estudios previos de prospección de especies arbóreas que crecen en suelos contaminados por hidrocarburos (Ochoa-Gaona *et al.*, 2011) y de evaluación de germinación de árboles (Chan-Quijano *et al.* 2012), de las cuales *Tabebuia rosea* y *Swietenia macrophylla* resultan promisorias (Pérez-Hernandez *et al.*, 2013).

Por otra parte Villareal-Quintanilla (2002) y Rodd y Stackhouse (2008) mencionan que las especies arbóreas tienen diferentes tipos de raíces por ejemplo, pivotantes o axonomorfas, ramificadas, fasciculada, etc., en este caso *S. macrophylla* y *T. rosea* tienen raíces pivotantes, es decir que este tipo de raíces tienen la capacidad de introducirse a grandes profundidades durante su crecimiento en el suelo. Este crecimiento de la raíces de *S. macrophylla* y *T. rosea* en la fitorremediación de hidrocarburos va a depender de las interacciones planta-microorganismo en la rizosfera, pero el alcance y la intensidad de degradación que logren tener estará relacionado por la cantidad de microorganismos que se encuentren en la raíz y en el suelo (Joner y Leyval, 2003).

A demás, la degradación de los contaminantes en la zona radicular de las plantas, es un fenómeno, conocido como el efecto de la rizosfera y aún es poco conocida (Maldonado-Chávez *et al.*, 2010). Ferrera-Cerrato (1995) menciona que el efecto rizosfera fue definida por Hiltner, en 1904, como la zona alrededor de las raíces de las plantas, donde generalmente se induce la proliferación de los microorganismos y en la actualidad se reconocen las siguientes zonas: ectorrizosfera (zona

alrededor de la raíz), rizoplano (zona de la superficie de la raíz) y la endorrizosfera (involucra la epidermis y las células corticales de la raíz).

Varela y Estrada-Torres (1999) y Cronk y Fennesy (2001) aseguran que los límites de la rizosfera son indefinidos y dependen de la especie de planta, el grupo del suelo y los niveles de agua; ya que los microorganismos de la rizosfera de *S. macrophylla* y *T. rosea* son considerados una parte integral de la interfase raíz-suelo, debido a que llevan a cabo actividades que modifican tanto la morfología como la fisiología de la raíz, tomado en cuenta los problemas que le causan los hidrocarburos en el suelo.

Es decir, en el efecto rizosférico de *T. rosea* y *S. macrophylla*, las poblaciones microbianas son abundantes, ya que están exudando compuestos orgánicos que los microorganismos utilizan para sostener su metabolismo y a su vez, los microorganismos de la rizosfera actuarán sobre los componentes orgánicos e inorgánicos del suelo incrementando los contenidos de nutrientes para las plantas y así sostener la degradación de los hidrocarburos (Varela y Estrada-Torres, 1999; Joner y Leyval, 2003).

Por lo tanto, González-Mendoza y Zapata-Pérez (2008) realizaron un estudio sobre los exudados radicales de algunas plantas y esto podría apoyar a *S. macrophylla* y *T. rosea* ya que tienen la capacidad de degradar hidrocarburos por el efecto rizosfera. Sin embargo, la investigación reciente ha demostrado que las plantas pueden mejorar la disipación de los contaminantes derivados del petróleo en el medio ambiente inmediato de la raíz (rizosfera). En una fase de prueba el

uso de estas dos especies arbóreas puede aumentar la degradación de los hidrocarburos totales del petróleo.

Descripción de las especies

Tabebuia rosea (macuilís)

Descripción: árbol de 15 a 25 m (hasta 30 m) de altura, con un diámetro de altura de pecho de hasta 1 m; tronco derecho, a veces ligeramente acanalado; ramificación simpódica. Corteza externa fisurada y suberificada de aspecto compacto, con las fisuras longitudinales más o menos superficiales, de color café grisáceo obscuro a amarillento. Hojas digitado-compuestas, opuesto-decusadas, folíolos cinco, los dos inferiores más pequeños, el terminal más grande. Flores en panículas cortas con las ramas cimosas, axilares, de color lila a rosado pálido o púrpura rojizo. Frutos en cápsulas estrechas, con dos suturas laterales, péndulas, pardo oscuras, cubiertas por numerosas escamas, con el cáliz persistente; conteniendo numerosas semillas aladas (Ochoa-Gaona *et al.*, 2008, 2011).

Hábitat: El macuilís crece en sitios planos. Se presentan indiferentemente en suelos de origen calizo, ígneo o aluvial, pero en general con algunos problemas de drenaje. Especialmente en bosques pantanosos o inundables. Se desarrolla bien en suelos como vertisol pélico y vertisol gleyco (Ochoa-Gaona *et al.*, 2008; 2011). Crece mejor en suelos fértiles (arenosos, aluviales) y bien drenados.

Fenología: Árbol caducifolio. Florece de febrero a junio y fructifica desde marzo hasta junio, aunque puede florecer y fructificar tres veces al año (Pennington y Sarukhán, 2005; Ochoa-Gaona *et al.*, 2011).

Función para restauración: Para revegetar o reforestar áreas ganaderas del trópico seco y húmedo de México. Acolchado/cobertura de hojarasca y conservación de suelo/control de la erosión. Presenta buena tolerancia a la inundación temporal y es común que forme bosques de galerías en zonas con esta condición, además de regenerar rápidamente tras el corte de sus ramas. En plantaciones forestales comerciales (Ochoa-Gaona *et al.*, 2008; 2011; Ramírez-Marcial *et al.*, 2012) y quizá para remediar suelos contaminados con hidrocarburos (Chan-Quijano *et al.*, 2013).

Aspectos silvícolas: Es posible propagarlo por estacas y acomodo aéreo. Es una especie de rápida velocidad de germinación la cual se inicia a los siete días y concluye a los 27 días e incluso menor tiempo, obteniéndose un 75% de germinación a los 12 días (Pennington y Sarukhán, 2005; Ochoa-Gaona *et al.*, 2011; Chan-Quijano *et al.*, 2012). En vivero las plantas se pueden producir en bolsas de polietileno agujeradas de 5 x 8 pulgadas, depositando dos a tres semillas por bolsa. Se recomienda usar tierra negra y abono orgánico, mantenerla a media sombra. El tiempo de permanencia en vivero es de cuatro a cinco meses. Puede trasplantarse a envase a los 40-45 días de edad, tiempo en el que alcanza 10 cm de altura; se recomienda fertilización en esta etapa. Requiere cuidado en

vivero durante tres a seis meses. Tolera periodos cortos de sequía y pero no bajas temperaturas (Pennington y Sarukhán, 2005; Ochoa-Gaona *et al.*, 2011).

Uso potencial: Se emplea en la elaboración de instrumentos musicales, su madera se ha usado para la fabricación de chapa, para madera terciada en las caras de vista y para fabricar muebles; es una especie que podría usarse con éxito en plantaciones comerciales con fines forestales (Pennington y Sarukhán, 2005).

Uso local: Materiales para instrumentos de trabajo de campo y para la construcción de casa; leña; cerco vivo; forraje; medicinal; materiales para la construcción de muebles; ornamental; ceremonial-religioso; materiales para instrumentos de pesca; juguetes (Pennington y Sarukhán, 2005; Ochoa-Gaona *et al.*, 2011).

Swietenia macrophylla (Caoba)

Descripción: Árbol de hasta 70 m y diámetro de altura del pecho de hasta 3.5 m; tronco derecho ligeramente acanalado con contrafuertes bien formados de hasta 2 a 3 m de largo, con pocas ramas gruesas ascendentes y torcidas, con la copa abierta y redondeada. Ramas jóvenes pardas grisáceas a moreno rojizas, con muchas cicatrices de hojas caídas, glabras con lenticelas redondeadas y protuberantes. Corteza profunda y ampliamente fisurada con las costillas escamosas en piezas alargadas, pardo grisácea a moreno grisácea. Interna rosada a roja. Hojas compuestas, paripinnadas o a veces imparipinnadas, dispuestas en espiral, foliolos 3-5 pares, muy asimétricos, de color verde amarillento a verde oscuro en el haz y verde pálido en el envés, glabros en ambas

superficies; algo coriáceas, pecíolos pulvinados; estípulas ausentes. Especie monoica; panículas axilares; flores de ambos sexos en la misma inflorescencia, las masculinas más abundantes que las femeninas, con aroma dulce. Los frutos son cápsulas leñosas de 12 a 18 cm de largo, ovoides u oblongos, 4-5 valvados, dehiscentes desde la base (Pennington y Sarukhán, 2005) semillas aladas (Ochoa-Gaona *et al.*, 2008).

Hábitat: Esta especie forestal se desarrolla en una gran variedad de suelos, que varían desde arcillosos superficiales hasta los profundos aluviales (Pennington y Sarukhán, 2005). Se desarrolla de preferencia en suelos de origen calizo o aluvial, que pueden llegar a presentar problemas de drenaje (Pennington y Sarukhán, 2005; Ochoa-Gaona *et al.*, 2008). La caoba puede tolerar suelos con deficiencias en nutrimentos que otras especies no toleran, pero el crecimiento es lento en suelos excesivamente cultivados y con escasa materia orgánica (Mayhew y Newton, 1998).

Fenología: Los árboles de esta especie son caducifolios en las zonas secas de su área de distribución. Florece de abril a junio y los frutos maduran de noviembre a enero (Mayhew y Newton, 1998; Pennington y Sarukhán, 2005; Ochoa-Gaona *et al.*, 2008).

Función para restaurar: Es una especie muy prometedora para revegetar y/o reforestar áreas ganaderas en el trópico húmedo de México. En plantaciones comerciales (Ochoa-Gaona *et al.*, 2008) y quizá para remediar suelos contaminados con hidrocarburos (Chan-Quijano *et al.*, 2013).

Aspectos silvícolas: Las cápsulas contienen entre 45 a 70 semillas. La recolección se realiza en abril. Las semillas de esta especie no se deben almacenar más de un año y deben estar a 4°C. En vivero la semilla germina entre 15 a 30 días en buenas condiciones de humedad y no requiere tratamiento pregerminativo (Mayhew y Newton, 1998; Pennington y Sarukhán, 2005; Ochoa-Gaona *et al.*, 2008). Sin embargo cuando se usa tratamiento pregerminativos para estudios de remediación de suelos contaminados con hidrocarburos las semillas germinan entre 6 a 10 días (Chan-Quijano *et al.*, 2012). Se recomienda la siembra directa en bolsas de polietileno agujeradas de 5 x 8 pulgadas, utilizando dos a tres semillas por bolsa. Requiere cuidado en vivero durante tres meses, tiempo en el que alcanza hasta 30 cm de altura (Pennington y Sarukhán, 2005; Ochoa-Gaona *et al.*, 2008).

Uso potencial: Esta especie es prácticamente la base de la industria forestal de las zonas tropicales de México. Su madera de excelentes cualidades produce chapa y madera aserrada sumamente apreciada para ebanistería y todo tipo de construcciones. Se exporta en grandes cantidades en forma de tablas o de madera terciada (Mayhew y Newton, 1998; Pennington y Sarukhán, 2005).

Uso local: Materiales para instrumentos de trabajo de campo; materiales para construcción de casa; leña; cerco muerto y vivo; materiales para la construcción de muebles; utensilios de cocina; ceremonial-religioso; materiales para instrumentos de pesca y juguetes (Pennington y Sarukhán, 2005).

Justificación

Los suelos contaminados por hidrocarburos totales de petróleo han generado efectos drásticos y severos. Hoy en día los derrames de hidrocarburos y demás sustancias químicas se consideran emergencias ambientales debido a los riesgos que se generan para la salud humana y para los recursos naturales (Zavala-Cruz *et al.*, 1999; Rodríguez-Bazan, 2009). Típicamente, en los suelos impactados se encuentra una capa superior de 15 cm a un metro de profundidad o sedimento impregnado con hidrocarburos, lo que no permite el intercambio normal de gases y esto trae como consecuencia la anoxia de los sedimentos y suelos afectados (Adams-Schroeder, 1999).

Algunos suelos contienen microorganismos nativos de manera natural, los cuales tienen la capacidad de degradar hidrocarburos siendo un proceso natural de degradación. Esto es ventajoso pues previene el daño de los hábitats (Campos-García *et al.*, 2011). Cuando la población de bacterias es casi nula en sitios contaminados, en particular por hidrocarburos poliaromáticos de alto peso molecular (Maila y Cloete, 2004) la inoculación (bioaumentación) resulta una técnica apropiada y factible (Campos-García *et al.*, 2011).

Semple *et al.*, (2001) mencionan que se han realizado investigaciones en laboratorio, piloto y a gran escala, que han demostrado los beneficios de utilizar abonos orgánicos encontrando que son una solución de bajo costo y tecnológicamente efectiva para remediar suelos contaminados por hidrocarburos totales de petróleo, así como solventes, explosivos, pesticidas y metales pesados.

En este contexto, uno de los indicadores que se han comenzado a utilizar son los abonos orgánicos para la biodegradación de los hidrocarburos, en conjunto con la fitorremediación y biorremediación para la degradación de hidrocarburos totales de petróleo. Por otra parte, el uso de las especies de árboles puede ser importante debido al gran potencial de los árboles para la fitorremediación, debido a su larga vida, la biomasa y las raíces profundas que pueden penetrar y remediar las capas más profundas del suelo (Pérez-Hernandez *et al.*, 2013).

El estudio del efecto de la contaminación de suelos en Tabasco, ha sido abordado desde las perspectivas social, ambiental y económica (Adams-Schroeder *et al.*, 1999); pero aún hacen falta estudios en el área de restauración ecológica, edafología, ecología del suelo y la agronomía.

En este sentido, la contaminación de suelos por causa de hidrocarburos demanda soluciones de bajo costo para su recuperación y saneamiento, es por ello que al utilizar especies arbóreas junto con abonos orgánicos se busca la degradación de hidrocarburos, para el beneficio económico, ambiental y social de las áreas afectadas. En este contexto se debe recalcar el valor de desarrollar alternativas para la recuperación de los suelos impactados por derrames de petróleo (Adams-Schroeder *et al.*, 1999; Ancona-Méndez *et al.*, 2006).

Los suelos contaminados por hidrocarburos totales de petróleo han generado efectos drásticos y severos. Hoy en día los derrames de hidrocarburos y demás sustancias químicas se consideran emergencias ambientales debido a los riesgos que se generan para la salud humana y para los recursos naturales (Zavala-Cruz

et al., 1999; Rodríguez-Bazan, 2009). Típicamente, en los suelos impactados se encuentra una capa superior de 15 cm a un metro de profundidad o sedimento impregnado con hidrocarburos, lo que no permite el intercambio normal de gases y esto trae como consecuencia la anoxia de los sedimentos y suelos afectados (Adams-Schroeder, 1999).

Algunos suelos contienen microorganismos nativos de manera natural, los cuales tienen la capacidad de degradar hidrocarburos siendo un proceso natural de degradación. Esto es ventajoso pues previene el daño de los hábitats (Campos-García *et al.* 2011). Cuando la población de bacterias es casi nula en sitios contaminados, en particular por hidrocarburos poliaromáticos de alto peso molecular (Maila y Cloete, 2004) la inoculación (bioaumentación) resulta una técnica apropiada y factible (Campos-García *et al.* 2011).

Semple *et al.* (2001) mencionan que se han realizado investigaciones en laboratorio, piloto y a gran escala, que han demostrado los beneficios de utilizar abonos orgánicos encontrando que son una solución de bajo costo y tecnológicamente efectiva para remediar suelos contaminados por hidrocarburos totales de petróleo, así como solventes, explosivos, pesticidas y metales pesados. En este contexto, uno de los indicadores que se han comenzado a utilizar son los abonos orgánicos para la biodegradación de los hidrocarburos, en conjunto con la fitorremediación y biorremediación para la degradación de hidrocarburos totales de petróleo. Por otra parte, el uso de las especies de árboles puede ser importante debido al gran potencial de los árboles para la fitorremediación, debido a su larga

vida, la biomasa y las raíces profundas que pueden penetrar y remediar las capas más profundas del suelo (Pérez-Hernandez *et al.*, 2013).

Problema de investigación

Para atender la problemática de los suelos contaminados por hidrocarburos, con este trabajo se pretende incidir en la degradación de hidrocarburos totales de petróleo en suelos, por bioestimulación con abonos orgánicos y especies arbóreas, como parte de una estrategia eficaz para acelerar la degradación de hidrocarburos y simultáneamente proponer a una actividad útil para los productores. Las preguntas de investigación son: ¿Qué abono orgánico promueve mayor desarrollo en las especies arbóreas? ¿La adición de abonos orgánicos asociados a especies de árboles incrementa de mejor manera la degradación de hidrocarburos totales de petróleo en los suelos contaminados? ¿Las especies arbóreas evaluadas crecerán de manera adecuada como para recomendarlas como una alternativa productiva?

Objetivo general

- Evaluar la degradación de hidrocarburos totales del petróleo en condiciones de vivero utilizando *Swietenia macrophylla* y *Tabebuia rosea*, vermicomposta (guano de murciélago), composta (cachaza y estiércol de borrego).

Objetivos específicos

1. Evaluar el efecto de los hidrocarburos en la fertilidad del suelo estos son: textura, materia orgánica (MO), pH, nitrógeno (N) y la capacidad de intercambio catiónico (CIC).
2. Evaluar el desarrollo morfométrico de las especies arbóreas sembradas en condiciones de vivero y trasplantadas en suelos contaminados por hidrocarburos totales de petróleo bajo la adición de diferentes tipos de abonos orgánicos.
3. Evaluar la degradación de hidrocarburos del petróleo con el efecto de los abonos orgánicos y las especies arbóreas.

Hipótesis

- El efecto rizosférico de *Swietenia macrophylla* y *Tabebuia rosea* al combinarse con la vermicomposta (guano de murciélago) y composta (estiércol de borrego y cachaza) provocarán un mayor impacto en la degradación de los HTP.
- Los abonos orgánicos con las diferentes dosis (3, 6 y 9 Mg ha⁻¹) aplicadas beneficiarán en el desarrollo de las plántulas de *Swietenia macrophylla* y *Tabebuia rosea* en suelos contaminados por hidrocarburos totales del petróleo.

CAPÍTULO II.

DEGRADACIÓN DE HIDROCARBUROS DEL PETRÓLEO EN SUELOS, POR BIOESTIMULACIÓN CON ABONOS ORGÁNICOS ASOCIADOS A ESPECIES ARBÓREAS

José Guadalupe Chan Quijano, Aarón Jarquín Sánchez, Susana Ochoa Gaona,
Pablo Martínez Zurimendi y Wendi Arévalo Frías

Artículo enviado para su publicación: Chan-Quijano, J.G., Jarquín-Sánchez, A.,
Ochoa-Gaona, S., Martínez-Zurimendi, P. y Arévalo-Frías, W. 2015. Degradación
de hidrocarburos del petróleo en suelos, por bioestimulación con abonos orgánicos
asociados a especies arbóreas

Dirección electrónica de la revista: <http://www.colpos.mx/agrocien/agrociencia.htm>

**DEGRADACIÓN DE HIDROCARBUROS DEL PETRÓLEO EN SUELOS, POR
BIOESTIMULACIÓN CON ABONOS ORGÁNICOS ASOCIADOS A ESPECIES
ARBÓREAS**

José Guadalupe Chan Quijano¹, Aarón Jarquín Sánchez^{1*}, Susana Ochoa-Gaona², Pablo
Martínez Zurimendi^{1,3} y Wendi Arévalo Frías¹

¹ El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Tabasco, México.

² Departamento de Ciencias de la Sustentabilidad. El Colegio de la Frontera Sur, Unidad
Campeche, Campeche, México.

³ Sustainable Forest Management Research Institute. Universidad de Valladolid, Palencia,
España.

* Autor de correspondencia: ajarquin@ecosur.mx

Resumen

La biorremediación mediante plantas y sus microorganismos asociados, constituye una alternativa de bajo costo para disminuir los contenidos de hidrocarburos en el suelo. El objetivo del estudio fue evaluar la degradación de hidrocarburos totales del petróleo (HTP) en suelo contaminado, bajo condiciones de vivero. Se sembraron *Swietenia macrophylla* (caoba) y *Tabebuia rosea* (macuilís) en combinación con vermicomposta de guano de murciélago, y compostas de cachaza y de estiércol de borrego en diferentes dosis (6, 9 y 12 Mg ha⁻¹). La concentración de N, P y K del suelo al final del experimento presentaron diferencias significativas, lo que era de esperar debido a que las cantidades de N, P y K varían dependiendo del tipo de abono orgánico y de su proceso de compostaje. La

concentración inicial de HTP fue de 158, 674 mg kg⁻¹. Al aplicar las dosis de 6 Mg ha⁻¹ con: suelo más guano de murciélago (S+GM) y suelo con macuilís más estiércol de borrego (S+M+EB) se degradaron 84% y 85% de hidrocarburos totales de petróleo (HTP), respectivamente; con dosis de 12 Mg ha⁻¹ en suelo más caoba más estiércol de borrego (S+C+EB) se degradó el 80% de HTP. Al usar *S. macrophylla* y *T. rosea*, se mejoraron los parámetros químicos (pH, N, P, MO, CIC) del suelo y se benefició a la restauración de un suelo contaminado, ya que algunos parámetros se mantuvieron significativamente entre los tratamientos al combinar los abonos orgánicos y las plantas. Al analizar el costo beneficio resulta mejor la dosis de 6 Mg ha⁻¹ con el estiércol de borrego, pues es más fácil de adquirir que el guano de murciélago. También se requiere menor cantidad de fertilizante para una mayor degradación y al aplicar plantas le da un plus al terreno al generar un producto maderable y aprovechable a largo por el productor.

Palabras clave: Biodegradación, suelos contaminados, HTP, especies arbóreas, contaminación, exudados.

Introducción

Los hidrocarburos del petróleo son insolubles en agua y tóxicos para los organismos vivos; en las plantas la toxicidad se manifiesta mediante la necrosis de tejidos del follaje y en la reducción de la biomasa área y de la raíz (Saval, 1995; Chaíneau *et al.*, 1997; Pérez *et al.*, 2008). Asimismo, deterioran las fuentes de abastecimiento de agua potable, ya sea superficial o subterránea (Schmidt, 2000). Gallegos-Martínez *et al.* (2000), Chaíneau *et al.* (2003) y Rivera-Espinoza y Dendooven (2004) mencionan que en el sureste de México existen extensas áreas contaminadas con hidrocarburos del petróleo que contienen concentraciones de hidrocarburos hasta de 450,000 mg kg⁻¹. Esto afecta las propiedades

físicas y químicas de los suelos, ya que las partículas del suelo se aglutinan formando terrones gruesos que disminuyen el espacio poroso, afectando la aireación del suelo y provoca acidificación, cambio en la estructura del suelo y aumento en la relación C/N entre los más importantes. Bajo estas condiciones, la elongación radicular y el contenido de clorofila disminuyen, lo que afecta la actividad fotosintética en las plantas (Pérez-Vargas *et al.*, 2002).

La degradación de hidrocarburos del petróleo en suelos (Dickinson *et al.*, 2009; Ghodake *et al.*, 2009), se realiza por la actividad de las poblaciones microbianas que se encuentran en la rizosfera de las plantas, las cuales liberan exudados debido a las condiciones ambientales (Braddock *et al.*, 1995). Esto, tiene influencia positiva en la estimulación de los microorganismos (Benavidez-López de Mesa, 2005). Así la degradación de hidrocarburos se lleva a cabo por la capacidad que tienen las bacterias de transformar el material orgánico y los elementos minerales en sustancias que las plantas pueden absorber directamente durante el crecimiento de la raíz y el desarrollo de la planta (Gregory, 2006; Ogbo *et al.*, 2009; Frély, 2013). La presencia de los microorganismos contribuye a la oxidación, degradación, transformación y completa mineralización de estos contaminantes (Sauri-Riancho y Castillo-Borges, 2002; Velasco-Trejo y Volke-Sepúlveda, 2003; Ferrera-Cerrato *et al.*, 2006).

Los abonos orgánicos han sido utilizados como alternativa de saneamiento de suelos contaminados con hidrocarburos, ya que además de incluir nutrientes, promueven el crecimiento de bacterias y hongos degradadores de hidrocarburos del petróleo (Velasco-Trejo y Volke-Sepúlveda, 2003). Considerando la problemática ambiental de la actividad petrolera en el sureste de México, el presente estudio evaluó la degradación de

hidrocarburos totales del petróleo en suelo, bajo condiciones de vivero utilizando *Swietenia macrophylla* King (caoba) y *Tabebuia rosea* (Bertol.) DC. (macuilís), en combinación con abonos orgánicos en diferentes dosis, bajo la hipótesis de que el efecto rizosférico de *S. macrophylla* y *T. rosea* al combinarse con la vermicomposta (guano de murciélago) y composta (de estiércol de borrego y de cachaza) provocarán un mayor impacto en la degradación de los HTP.

Materiales y métodos

El experimento se llevó a cabo durante un año (14 de junio de 2013 al 14 de junio de 2014) en las instalaciones de ECOSUR unidad Villahermosa, en condiciones de vivero. El suelo contaminado se recolectó de un derrame ocurrido en Febrero de 2013 (Edita, 2013)^[1] en la Ranchería Buena Vista 2da sección (coordenadas 18°06'05.74'' N, 93°52'59.58'' W), en el municipio de Cárdenas, Tabasco, México. La concentración inicial de HTP fue de 158, 674 mg kg⁻¹. El suelo se secó a la sombra a temperatura ambiente y se tamizó con una malla metálica de 2 mm de abertura, de acuerdo a los criterios que establece la NOM-021-SEMARNAT-2000 (DOF, 2002). Posteriormente a esto, se realizó el análisis de los contenidos de HTP con el método de Soxhlet (US EPA 3540C, 1996).

Evaluación de la calidad de los abonos orgánicos

Los abonos orgánicos empleados fueron: estiércol de borrego, guano de murciélago y cachaza, en dosis de 6, 9 y 12 Mg ha⁻¹ por tratamiento. Para el contenido de la calidad nutrimental de los abonos orgánicos (N, P, K) se llevó a cabo un análisis de contenidos totales de acuerdo a los métodos de Kalra (1998) y Ruíz-Figueroa (2012).

¹ Comentario personal de la señora Edita, propietaria de la zona donde se colectó el suelo. Se reserva el nombre completo ya que no se cuenta con la autorización de la persona, para incluirlo en el texto.

Análisis del suelo

Los análisis de las variables físicas y químicas del suelo se realizaron al inicio y al final del experimento, al final del experimento las muestras de suelo se tomaron por cada maceta. Se evaluaron tratamientos de suelo con y sin compostas, suelo con y sin plantas (caoba y macuilis) y suelo solo, de acuerdo con los métodos indicados por la Soil Science Society of America (Walkley y Black, 1934; Sparks, 2007; Klute, 2010). La textura del suelo se cuantificó por el procedimiento de Bouyoucos, el pH relación 1:2 en H₂O, nitrógeno total con el método semi-microkjeldahl, CIC y el fósforo con el método de Olsen, el análisis de la materia orgánica se realizó mediante la metodología descrita por Walkley y Black (1934). El análisis de los hidrocarburos totales del petróleo mediante la metodología basada en la US EPA 3540C (1996).

Diseño del experimento

Se colocó 2.0 kg de suelo contaminado con hidrocarburos del petróleo en macetas de 2.5 dm³. En ellas, se sembraron plántulas de *S. macrophylla* y *T. rosea*. El experimento fue de tipo factorial a las macetas con solo suelo y con cada una de las especies se les añadió cachaza, guano de murciélago y estiércol de borrego con tres dosis diferentes de 6, 9 y 12 Mg ha⁻¹ respectivamente y se sembraron plantas de *S. macrophylla* y *T. rosea*. También se establecieron tres testigos 1). suelo contaminado sin abono y sin planta; 2). suelo contaminado sin abonos y con *S. macrophylla*; 3). suelo contaminado sin abonos y con *T. rosea*. Se aplicaron cuatro réplicas por cada tratamiento. En total se evaluaron 120 macetas (Cuadro 1).

Cuadro 1. Tratamientos aplicados en el experimento. S = suelo contaminado, GM = guano de Murciélago, EB = estiércol de borrego; CC = cachaza; C = Caoba; M = Macuilís.

Tratamientos	Sin abono	Dosis			Total
		6 Mg ha ⁻¹	9 Mg ha ⁻¹	12 Mg ha ⁻¹	
S	4				4
S+GM		4	4	4	12
S+EB		4	4	4	12
S+CC		4	4	4	12
S+C	4				4
S+C+GM		4	4	4	12
S+C+EB		4	4	4	12
S+C+CC		4	4	4	12
S+M	4				4
S+M+GM		4	4	4	12
S+M+EB		4	4	4	12
S+M+CC		4	4	4	12
Total de muestras					120

Análisis estadísticos

Se realizó análisis de varianza (ANDEVA) para evaluar los efectos de los abonos sobre la degradación de los hidrocarburos totales del petróleo. Asimismo, se realizó una prueba de separación de medias de Tukey (Zar, 2010), para declarar las posibles

significancias estadísticas entre los tratamientos. Los análisis fueron elaborados con el software Statistic versión 7.0 para Windows (StatSoft, Inc. 2007).

Resultados y discusión

Fertilidad de los abonos orgánicos

La concentración N, P, K del experimento entre los diferentes abonos presentó diferencias significativas ($P \leq 0.05$). Lo anterior era de esperarse debido a que las cantidades de N, P y K varían dependiendo del tipo de abono orgánico y de su proceso de compostaje (Ruíz-Figueroa, 2012). Al final del experimento, la cachaza presentó el valor más bajo de N ($0.79\% \pm 0.01$) y el guano de murciélago presentó el valor más alto de P (de $5.32 \pm 0.14 \text{ mg kg}^{-1}$). Los valores del N y P de los tres abonos se consideran intermedios (Del Val, 2011; Ruiz-Figueroa, 2012). Los valores para K de CC ($0.54\% \pm 0.08$) y GM ($0.70\% \pm 0.08$), se consideran bajos mientras que para EB es alto (Del Val 2011; Ruiz-Figueroa, 2012; Cuadro 2). Peña-Turruella *et al.* (2002), Velasco-Trejo y Volke-Sepúlveda (2003), Sridhar *et al.* (2006) y Cifuentes *et al.* (2011) señalan que el rango de valores registrados, es adecuado para mejorar las condiciones físico-químicas y biológicas de los suelos contaminados con hidrocarburos; además de proveer nutrimentos para ser aprovechados por los microorganismos y las plantas.

Cuadro 2. Caracterización de N, P, K de los abonos orgánicos al inicio del experimento. EB = Estiércol de borrego; CC = Cachaza y GM = Guano de murciélago.

¹ Abonos orgánicos	N (%)	P mg kg ⁻¹	K (%)
-------------------------------	-------	-----------------------	-------

EB	1.59 ± 0.01	1.60 ± 0.14	1.95 ± 0.08
CC	0.79 ± 0.01	2.88 ± 0.14	0.54 ± 0.08
GM	1.17 ± 0.01	5.32 ± 0.14	0.70 ± 0.08

Se muestran las medias (\pm ES) para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

Caracterización del suelo contaminado con los tratamientos aplicados

Las características del suelo contaminado por hidrocarburos que se utilizó al inicio y al final del experimento, así como los resultados de cada tratamiento y de degradación fueron los siguientes:

pH

En el suelo contaminado sin abonos y sin plantas, el pH se mantuvo similar ($P \leq 0.05$) con un valor de 5.9 al inicio y final del experimento (Cuadro 3). Con la aplicación de los abonos orgánicos con las diferentes dosis de manera combinada, el pH se incrementó y presentó diferencias significativas ($P \leq 0.05$; Cuadro 4). Esto se pudo deber a que los aportes nutrimentales de los abonos fueron diferentes (Montagnini y Jordan, 2003; Velasco-Trejo y Volke-Sepúlveda, 2003; Adekunle, 2011; Quiroz-Guerrero y Pérez-Vázquez, 2013) y los procesos metabólicos y enzimáticos de los microorganismos transforman y utilizan al hidrocarburo como fuente de carbono y lo integran a los ciclos biogeoquímicos naturales; la degradación aumenta o disminuye dependiendo de la dosis aplicada ya que la biomasa microbiana se correlaciona con las diferentes dosis. Esto concuerda con lo reportado por López-Martínez *et al.* (2001) y Hernández-Melchor *et al.* (2008) en su evaluación del

efecto de los abonos orgánicos sobre propiedades físicas y químicas del suelo. Al combinar las dosis de abonos orgánicos con las especies de plantas, el pH incrementa con diferencias significativas ($P \leq 0.05$). El incremento de 0.3 unidades de pH con los tratamientos abonos y especies vegetales se debe al aumento de nutrimentos por los abonos orgánicos y posiblemente por los exudados de las plantas, lo que beneficia el desarrollo de los microorganismos. El aumento de la materia orgánica a través de los abonos orgánicos acelera la mineralización o descomposición de ácidos orgánicos y por consiguiente el pH aumenta. Esto coincide con lo mencionado por Suter II *et al.* (2000), Mougín (2002), Ondrášek y Čunderlík (2008) y Lewis *et al.* (2013) quienes documentan un aumento de unidades del pH en el estudio de suelos contaminados, por la adaptación que tienen las raíces de *S. macrophylla* y *T. rosea* al suelo contaminado lo que provoca en conjunto con las diferentes dosis de fertilizantes que el pH aumente, provocando el incremento de la actividad microbiana y por ende la relación amonio/nitrato que contienen los abonos puede cambiar el pH cercano a las raíces (Pérez-Hernández *et al.*, 2013; White *et al.*, 2013).

Materia orgánica (MO)

El tipo de abono y la especie de árbol no influyeron en la mineralización de la MO ($F=00.006371$, $P = 0.993650$). Sin embargo, la dosis de abono que se aplicó (6, 9 y 12 Mg ha⁻¹), sí influyó significativamente ($P \leq 0.05$; Cuadro 4), como lo ha reportado Martínez y López (2001) quienes mencionan que la MO tiene variaciones, debido a la degradación de los compuestos orgánicos lábiles, dando lugar a la MO biológicamente estable y a la mineralización del carbono en diferentes cantidades dependiendo de la dosis (Zech *et al.*, 1997). Banks *et al.* (2003) y Ordaz *et al.* (2011) reportan datos similares a este estudio aplicando los mismos abonos orgánicos con diferentes tratamientos en suelos contaminados

con hidrocarburos. Al combinar los diferentes abonos con las dosis empleadas y con *S. macrophylla* y *T. rosea* (Cuadro 3) se encontró diferencias significativas ($P \leq 0.05$; Cuadro 4), esto se debió a que la MO al mineralizarse libera una serie de elementos que permiten a los microorganismos degradar al hidrocarburo. Algo similar reportan Banks *et al.* (2003) y Ordaz *et al.* (2011) quienes mencionan que al promover la actividad enzimática de los microorganismos se facilita la acción de la rizosfera, mejorando la estructura del suelo y logrando aumentar la capacidad de retención de humedad (López-Martínez *et al.*, 2001). Estos efectos se encuentran en menor o mayor dimensión dependiendo de la dosis aplicada, ya que los microorganismos requieren una relación C/N óptima entre 30 y 35, por lo que en dosis diferentes esta relación pudiese ser distinta (Ruíz-Figueroa, 2012). No hay efectos dobles, pero sí se detecta un efecto triple, por las combinaciones del tipo de abono, las dosis aplicadas y las especies de plantas lo que podría ser debido a la capacidad que tiene las raíces de mineralizar los compuestos de los abonos con ayuda de los microorganismos los cuales transforman la materia orgánica y los elementos minerales en sustancias que las plantas pueden aprovechar directamente (Frély, 2013).

Nitrógeno (N)

El tipo y las dosis de abono aplicadas con las especies de plantas no influyó en el contenido de N ($P = 0.168727$ y 0.393587 respectivamente). En cambio la presencia de plantas influye significativamente ($P \leq 0.05$; Cuadro 4) en los tratamientos. Esto se debe a que la mineralización del N es aprovechada de manera diferente, lo cual es debido a la adición de la materia orgánica y por los exudados de las plantas (Gregory, 2006; Oliveros-Bastidas *et al.*, 2009). La disponibilidad de N del suelo contaminado, no es suficiente para la actividad de los microorganismos, mientras que la presencia de las especies arbóreas, crea un

ambiente adecuado para la microbiota. Estos microorganismos inducen la mineralización del N, logrando una relación inversa entre la cantidad y la disponibilidad de N para las plantas (Marschner, 2007). El N tiene diferentes contenidos en el suelo, en las plantas (He *et al.*, 2014) así como en los distintos abonos orgánicos. Al combinar *S. macrophylla* con los diferentes tratamientos se encuentran variaciones que van de 0.14 ± 0.01 a $0.17 \pm 0.01\%$ (Cuadro 3), esto quizá se deba a que la actividad fisiológica de la raíz de la planta presentó un proceso adecuado de intercambio de energía y movilización del N en el suelo (Ferrera-Cerrato y Alarcón, 2013). Para *T. rosea*, el N tuvo variaciones de 0.14 ± 0.01 a $0.16 \pm 0.01\%$ (Cuadro 3). Esto quizá sea debido a que los abonos orgánicos en conjunto con las plantas presentaron una bioestimulación en los microorganismos lo que generó estas variaciones. Sin embargo, para algunos de los tratamientos que presentaron variaciones bajas quizá hubo una pérdida de N en forma de amoníaco, lo que provocó que el N no aumentara (García-Pérez, 2011).

Fósforo (P)

El tipo de abono y la dosis añadida provocan efectos significativos en la concentración del P en el suelo ($P \leq 0.05$), esto debido a que el P está en diferentes concentraciones debido al origen de cada abono. La combinación de estos tratamientos produce un efecto doble, que se incrementa en las combinaciones del S+EB con dosis de 9 y 12 Mg ha⁻¹ (Cuadro 4). Lo que puede explicarse por la solubilización del P por los procesos de los microorganismos en diferentes concentraciones pues cada dosis tiene cierta biomasa microbiana y en porcentajes diferentes (Sims, 2000; Cuadro 3) ya que la solubilización es un proceso que permite hacer disponible a muchos elementos insolubles, como es el caso del P. Los abonos con las diferentes dosis aplicadas muestran diferencias significativas ($P \leq 0.05$; Cuadro 4),

esto puede deberse a las diferentes concentraciones aplicadas (Rosatto-Moda *et al.*, 2014), pues a mayor dosis, mayor actividad microbiana, lo que logra la liberación de ácidos orgánicos que aumentan la disponibilidad de P en el suelo (Gregory, 2006). Las concentraciones de P reportadas en este trabajo (Cuadro 3) resultan beneficiosas para el desarrollo de los microorganismos ya que el P interviene en la formación de compuestos energéticos que son utilizados de forma metabólica por los microorganismos (Madigan *et al.*, 2012; Ruíz-Figueroa, 2012).

Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

Las diferentes dosis (6, 9 y 12 Mg ha⁻¹) presentaron diferencias significativas en el incremento de la CIC ($P \leq 0.05$; Cuadro 4) lo que indica que los movimientos electrostáticos de ésta son diferentes por las cantidades aplicadas (Zamora *et al.*, 2012). Beltrán-Paz y Vela-Correa (2006) reportan datos medios entre 15 a 25 cmol kg⁻¹ de CIC al analizar un suelo con características Gleicas en zonas donde crecen dos tipos de pastos. En el estudio se encontró datos que varían entre los 27 y los 30.2 cmol kg⁻¹ (Cuadro 3), lo que indica que al aplicar los abonos orgánicos mejoran la CIC ya que generan un ambiente adecuado para los microorganismos, quienes influyen en el intercambio de cationes mejorando la estructura del suelo, además el suelo con los abonos obtuvo los nutrientes necesarios para que los microorganismos actuaran eficientemente en los procesos de biorremediación y con ello se mejoró el intercambio de los cationes.

Cuadro 3. Características y degradación de HTP del suelo al final del experimento con *T. rosea* y *S. macrophylla* bajo las diferentes dosis. S = suelo contaminado, GM = guano de Murciélago, EB = estiércol de borrego; CC = cachaza; C = Caoba; M = Macuilís.

	Tratamientos	Dosis	Parámetros					Degradación de HTP (%)
			pH	MO (%)	P (mg kg ⁻¹)	N (%)	¹ CIC (cmol kg ⁻¹)	
Testigo	Inicio		5.9 ± 0.02	6.0 ± 0.24	18.4 ± 0.047	0.10 ± 0.01	24.5 ± 0.67	
	S		5.9 ± 0.02	8.2 ± 0.11	14.8 ± 0.40	0.10 ± 0.01	30.0 ± 0.95	62 ± 13
Guano de murciélago	S+GM	6 Mg ha ⁻¹	6.13 ± 0.02	8.39 ± 0.24	16.00 ± 0.99	0.15 ± 0.01	29.50 ± 0.67	84 ± 9.3
	S+GM	9 Mg ha ⁻¹	6.13 ± 0.02	8.25 ± 0.24	15.30 ± 0.99	0.15 ± 0.01	29.40 ± 0.67	44 ± 9.3
	S+GM	12 Mg ha ⁻¹	6.19 ± 0.02	9.22 ± 0.24	15.80 ± 0.99	0.16 ± 0.01	27.90 ± 0.67	81 ± 9.3
Estiércol de borrego	S+EB	6 Mg ha ⁻¹	6.18 ± 0.02	8.99 ± 0.24	17.90 ± 0.99	0.15 ± 0.01	29.30 ± 0.67	23 ± 9.3
	S+EB	9 Mg ha ⁻¹	6.17 ± 0.02	8.27 ± 0.24	22.30 ± 0.99	0.14 ± 0.01	29.80 ± 0.67	53 ± 9.3
	S+EB	12 Mg ha ⁻¹	6.21 ± 0.02	8.56 ± 0.24	26.90 ± 0.99	0.16 ± 0.01	27.90 ± 0.67	33 ± 9.3
Cachaza	S+CC	6 Mg ha ⁻¹	6.18 ± 0.02	8.53 ± 0.24	18.10 ± 0.99	0.15 ± 0.01	29.10 ± 0.67	11 ± 9.3

Abonos orgánicos

S+CC	9 Mg ha ⁻¹	6.16 ± 0.02	8.43 ± 0.24	18.20 ± 0.99	0.15 ± 0.01	29.90 ± 0.67	12 ± 9.3
S+CC	12 Mg ha ⁻¹	6.08 ± 0.02	8.94 ± 0.24	18.50 ± 0.99	0.15 ± 0.01	27.80 ± 0.67	79 ± 9.3

Tabebuia rosea

Testigo	S+M	6.15 ± 0.01	8.68 ± 0.11	18.50 ± 0.47	0.15 ± 0.00	28.9 ± 0.32	29 ± 13	
Guano de murciélago	S+M+GM	6 Mg ha ⁻¹	6.11 ± 0.03	8.64 ± 0.34	15.10 ± 1.40	0.15 ± 0.01	28.60 ± 0.95	53 ± 13
	S+M+GM	9 Mg ha ⁻¹	6.12 ± 0.03	7.98 ± 0.34	14.10 ± 1.40	0.16 ± 0.01	29.40 ± 0.95	77 ± 13
	S+M+GM	12 Mg ha ⁻¹	6.20 ± 0.03	9.98 ± 0.34	14.80 ± 1.40	0.15 ± 0.01	27.70 ± 0.95	17 ± 13
	S+M+EB	6 Mg ha ⁻¹	6.14 ± 0.03	9.52 ± 0.34	18.50 ± 1.40	0.14 ± 0.01	29.40 ± 0.95	85 ± 13
Estiércol de borrego	S+M+EB	9 Mg ha ⁻¹	6.14 ± 0.03	8.10 ± 0.34	22.80 ± 1.40	0.15 ± 0.01	30.20 ± 0.95	16 ± 13
	S+M+EB	12 Mg ha ⁻¹	6.29 ± 0.03	8.65 ± 0.34	25.90 ± 1.40	0.15 ± 0.01	27.50 ± 0.95	80 ± 13
	S+M+CC	6 Mg ha ⁻¹	6.15 ± 0.03	8.52 ± 0.34	19.00 ± 1.40	0.14 ± 0.01	29.70 ± 0.95	55 ± 13
Cachaza	S+M+CC	9 Mg ha ⁻¹	6.12 ± 0.03	8.59 ± 0.34	18.40 ± 1.40	0.14 ± 0.01	29.90 ± 0.95	66 ± 13
	S+M+CC	12 Mg ha ⁻¹	6.08 ± 0.03	8.16 ± 0.34	17.60 ± 1.40	0.14 ± 0.01	28.00 ± 0.95	22 ± 13

Swietenia macrophylla

Testigo	S+C	6.17 ± 0.01	8.56 ± 0.11	19.10 ± 0.47	0.16 ± 0.00	29.01 ± 0.32	70 ± 13
---------	-----	-------------	-------------	--------------	-------------	--------------	---------

Guano de murciélago	S+C+GM	6 Mg ha ⁻¹	6.15 ± 0.03	8.14 ± 0.34	16.90 ± 1.40	0.16 ± 0.01	30.40 ± 0.95	64 ± 13
	S+C+GM	9 Mg ha ⁻¹	6.14 ± 0.03	8.52 ± 0.34	16.50 ± 1.40	0.14 ± 0.01	29.40 ± 0.95	58 ± 13
	S+C+GM	12 Mg ha ⁻¹	6.17 ± 0.03	8.46 ± 0.34	16.80 ± 1.40	0.17 ± 0.01	28.20 ± 0.95	72 ± 13
Estiércol de borrego	S+C+EB	6 Mg ha ⁻¹	6.22 ± 0.03	8.45 ± 0.34	17.20 ± 1.40	0.15 ± 0.01	29.30 ± 0.95	46 ± 13
	S+C+EB	9 Mg ha ⁻¹	6.20 ± 0.03	8.45 ± 0.34	21.70 ± 1.40	0.14 ± 0.01	29.50 ± 0.95	75 ± 13
	S+C+EB	12 Mg ha ⁻¹	6.14 ± 0.03	8.48 ± 0.34	27.90 ± 1.40	0.16 ± 0.01	28.40 ± 0.95	80 ± 13
Cachaza	S+C+CC	6 Mg ha ⁻¹	6.21 ± 0.03	8.53 ± 0.34	17.20 ± 1.40	0.16 ± 0.01	28.5 ± 0.95	47 ± 13
	S+C+CC	9 Mg ha ⁻¹	6.21 ± 0.03	8.26 ± 0.34	17.90 ± 1.40	0.16 ± 0.01	29.90 ± 0.95	76 ± 13
	S+C+CC	12 Mg ha ⁻¹	6.09 ± 0.03	9.72 ± 0.34	19.50 ± 1.40	0.15 ± 0.01	27.60 ± 0.95	35 ± 13

¹Capacidad de intercambio catiónico.

± Desviación estándar

Cuadro 4. Probabilidad resultado del ANOVA de los diferentes tratamientos, de abono, dosis de aplicación y utilización de plantas sobre el pH, MO, N, P y CIC de un suelo contaminado con petróleo y su porcentaje de degradación (los detalles de los análisis se presentan en el Anexo 1).

Componentes	Parámetros					Degradación (%)
	pH	MO	N	P	CIC	
Tipo de abono EB, CC, GM (1)	0.044990*	0.993650	0.168727	0.000000****	0.978523	0.257180
Dosis 0, 6, 9 y 12 (2)	0.928618	0.014550*	0.393587	0.001483**	0.004719**	0.050677
Especie S, C y M (3)	0.222913	0.437863	0.013664*	0.364013	0.844122	0.002616**
1*2	0.007862**	0.126399	0.778666	0.000156****	0.975954	0.003030**
1*3	0.363279	0.060601	0.051581	0.292413	0.489599	0.248768
2*3	0.004629**	0.190059	0.094743	0.317108	0.888254	0.004172**
1*2*3	0.260993	0.002209**	0.118064	0.873236	0.779540	0.000380****

* = $P \leq 0.05$; ** = $P \leq 0.01$; *** = $P \leq 0.001$

Degradación de hidrocarburos totales del petróleo

El tratamiento con abonos al suelo con las diferentes dosis presentó diferencias significativas ($P \leq 0.05$; Cuadro 4) en cuanto a la degradación de hidrocarburos. Esto puede deberse a que el contenido nutrimental cambia de acuerdo a la dosis aplicada, activando el desarrollo de los microorganismos y éstos a su vez intervienen en la formación de compuestos energéticos los cuales utilizan como fuente de energía para degradar hidrocarburos. El tratamiento de las especies arbóreas con las dosis de abonos presentaron diferencias significativas ($P \leq 0.05$; Cuadro 4). Rivera-Cruz *et al.* (2004), Kim *et al.* (2004), Zavala-Cruz *et al.* (2005), Mager y Hernández-Valencia (2013) reportan menos del 63% de degradación de hidrocarburos utilizando sólo pastos, en comparación con las especies arbóreas y los abonos utilizados en este estudio que alcanzaron hasta el 80% (Cuadro 3). Peng *et al.* (2009) reportan el 40% de degradación en un suelo sin plantas y el 63% de degradación de HTP en un suelo con un arbusto. La diferencia de porcentajes se debe a que la población de microorganismos aumentó al sembrar el arbusto logrando que la planta liberase exudados que benefician a la proliferación de los microorganismos, lo cual de manera natural no se observó. En cambio, Tam y Wong (2008) y Shahsavari *et al.* (2013) obtuvieron el 72% de degradación de HTP entre 154 y 90 días aplicando arbustos y pastos. Es importante mencionar que los estudios reportan porcentajes de degradación menores del 75% utilizando ya sea abonos o plantas en menos días, en el presente estudio al combinar abonos y plantas en un año de experimento, se pudo observar una degradación de HTP hasta el 80%. Por otra parte, hay diferencias significativas ($P \leq 0.05$) en la degradación de hidrocarburos totales del petróleo entre caoba y macuilís (Cuadro 4). Esto es debido a la capacidad de crecer, adaptarse y desarrollarse de las especies arbóreas en el suelo contaminado con hidrocarburos y a los procesos involucrados en la degradación y mineralización del contaminante.

Combinación e interacción de los mejores tratamientos en la degradación

Seleccionando solo los tratamientos con degradación $\geq 70\%$, se encontró que no hay diferencias significativas entre ellos (prueba de Tukey). La degradación de los hidrocarburos está condicionada por diferentes variables, algunas de estas son el pH, humedad, CIC y nutrientes, si alguna variable no es adecuada la degradación no podrá alcanzar porcentajes altos. De acuerdo con los análisis estadísticos, se observa que la dosis aplicada en 6 Mg ha^{-1} con S+M+EB es la mejor combinación ya que degradó el 85% del petróleo, seguida con S+GM con el 84%. Lo que indica que al aplicar el macuilís con estiércol de borrego se desarrolla la planta y beneficia la proliferación de los microorganismos, esto a su vez degrada al contaminante. Sin embargo al aplicar solo el guano de murciélago por ser rico en N, P y K se obtiene un porcentaje adecuado de nutrientes; lo que provoca que la bioestimulación de los microorganismos aumente y favorezca la degradación de los hidrocarburos (Atlas y Bartha, 2002). Al aplicar abonos orgánicos se incrementa la biomasa microbiana en el suelo contaminado lo que provoca la disminución de la carga total de hidrocarburos, lo que pudo pasar al aplicar S+GM en dosis de 12 Mg ha^{-1} ya que eliminó el 81% de hidrocarburos. Estos resultados coinciden con lo mencionado por Oleszczuk (2006) quien utilizó compostas para determinar la degradación de hidrocarburos en suelos contaminados encontrando degradación de hidrocarburos arriba del 80%; De igual manera, Purvis (2000) utilizando plantas favoreció la degradación de los hidrocarburos por los exudados que la planta produce para crear un ambiente adecuado para los microorganismos y ocurrió un proceso de degradación en ocho meses, lo que quizá ocurrió en nuestro experimento al aplicar la dosis de 12 Mg ha^{-1} con estiércol de borrego en conjunto con macuilís y caoba (S+M+EB y S+C+EB), ya que ambos tratamientos degradaron el 80% de hidrocarburos. Sin embargo, al analizar el costo beneficio resulta mejor la dosis de 6 Mg ha^{-1} con el estiércol de borrego, pues es

más fácil de adquirir que el guano de murciélago. También se observa que con menor cantidad de fertilizante hay una mayor degradación y al aplicar plantas le da un plus al terreno al generar un producto maderable y aprovechable a a largo plazo por el productor. Ya que las interrelaciones que se llevan a cabo entre el sistema radical de las plantas y los diversos factores físicos, químicos y biológicos del suelo contaminado con los abonos expresan una influencia positiva con los microorganismos para favorecer la fitorremediación de los suelos contaminados.

Conclusiones

- Al plantar *S. macrophylla* y *T. rosea*, se mejoran los parámetros químicos (pH, N, P, MO, CIC) del suelo y se beneficia la restauración de un suelo contaminado.
- Los tratamientos 6 Mg ha⁻¹ S+M+EB con 85%, 6 Mg ha⁻¹ S+GM con 84%, 12 M g ha⁻¹ S+GM con 81%, 12 Mg ha⁻¹ S+M+EB con 80% y 12 Mg ha⁻¹ S+C+EB con 80% son los que presentan mayor tasa de degradación de los hidrocarburos totales del petróleo.
- El estiércol de borrego aplicado en dosis de 6 Mg ha⁻¹ favorece la degradación de los hidrocarburos ya que la adición de este abono aumenta las fuentes de N, P, K; en el suelo contaminado, lo que crea un ambiente adecuado para los microorganismos, dando como resultado porcentajes de degradación de hidrocarburos entre el 80% y el 85%.
- La degradación de hidrocarburos con *T. rosea* y *S. macrophylla* con la adición de guano de murciélago en dosis de 12 Mg ha⁻¹ presento valores del 17 y 72%, por lo que se puede considerar dentro de las opciones para la degradación de hidrocarburos.
- Al adicionar al suelo contaminado solo abono de guano de murciélago en dosis de 6 Mg ha⁻¹ se degrada el 84% de HTP; es decir, que al seleccionar cualquiera de los tratamientos se obtendrán tasas de degradación favorables en el suelo contaminado.

Agradecimientos

A ECOSUR-Villahermosa, por facilitar las instalaciones para la realización de todo el trabajo de campo y laboratorio. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca n°. **288469** otorgada para llevar a cabo los estudios de Maestría. A Manuel Mendoza Carranza y Leonardo Noriel López Jiménez por la asesoría en la parte estadística. A Miguel Cobá, Uziel Ochoa y Oscar Balcázar por su apoyo en el trabajo de campo y laboratorio. A CONAFOR-Tabasco por la donación las plántulas para la realización del trabajo de investigación.

Literatura citada

- Adekunle, I. M. 2011. Bioremediation of soils contaminated with Nigerian petroleum products using composted municipal wastes. *Biorem. J.* 15: 230-241.
- Atlas, R. M. y R. Bartha. 2002. *Ecología microbiana y microbiología ambiental*. Pearson Educación. Madrid, España. 665 p.
- Banks, M. K., H. Mallede and K. Rathbone. 2003. Rhizosphere microbial characterization in petroleum-contaminated soil. *Soil Sediment. Contam.* 12: 371-385.
- Beltrán-Paz, O. I. y G. Vela-Correa. 2006. Suelos contaminados con hidrocarburos y su efecto en la formación de agregados del suelo en La Venta, Tabasco. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. México, D.F. 6 p.
- Benavidez-López de Mesa, J. L. 2005. Efecto de la adición de fertilizantes inorgánicos (nitrógeno y fósforo) sobre la degradación de hidrocarburos en suelos contaminados con petróleo en mesocosmos. *Revista de Investigación* 5: 247-258.

- Braddock, J. F., J. E. Lindstrom and E. J. Brown, 1995. Distribution of hydrocarbon-degrading microorganisms in sediments from Prince William Sound, Alaska, following the Exxon Valdez oil spill. *Mar. Pollut. Bull.* 30: 125-132.
- Chaíneau H. C., C. Yepremian, J. F. Vidalie, J. Ducreux and D. Ballerini, 2003. Bioremediation of crude oil-polluted soil: Biodegradation, leaching and toxicity assessments. *Water, Air, Soil Pollut.* 144: 419-440.
- Chaíneau, C. H., J. L. Morel and J. Oudot. 1997. Phytotoxicity and plant uptake of fuel oil hydrocarbons. *J. Environ. Qual.* 26: 1478-1483.
- Cifuentes, R., R. de León y C. Porres. 2011. Producción de abono orgánico a partir de cachaza y tallos de caña de azúcar recuperados de las carreteras. *Revista UVG* 23: 8-17.
- Del Val, A. 2011. *El libro del Reciclaje: manual para la recuperación y aprovechamiento de las basuras.* Editorial Integral y Edita RBA. Barcelona. España. 250 p.
- Dickinson, N. M., A. J. M. Baker, A. Doronila, S. Laidlaw and R. D. Reeves, 2009. Phytoremediation of inorganics: realism and synergies. *Int. J. Phytorem.* 11: 97-114.
- DOF, 2002. Norma Oficial Mexicana (NOM-021-SEMARNAT-2000): que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. *Diario Oficial de la Federación.* 31 de diciembre de 2002.
- Ferrera-Cerrato, R., N. G. Rojas-Avelizapa, H. M. Poggi-Varaldo, A. Alarcón y R. O. Cañizares-Villanueva. 2006. Procesos de biorremediación de suelo y agua contaminados por hidrocarburos del petróleo y otros compuestos. *Rev. Latinoam. Microbiol.* 48:179-187.

- Ferrera-Cerrato, R. y A. Alarcón. 2013. Microorganismos rizosféricos durante la fitorremediación de hidrocarburos del petróleo en suelos. *In: Alarcón A., y R. Ferrera-Cerrato (Eds.). Biorremediación de suelos y aguas contaminadas con compuestos orgánicos e inorgánicos.* Editorial Trillas. México, D.F. pp: 15-30.
- Frély, R. 2013. Plantas beneficiosas y descontaminantes: para salud y el medio ambiente. Ediciones Obelisco. Barcelona, España. 229 p.
- Gallegos-Martínez, M., A. Gómez-Santos, L. González-Cruz, M. A. Montes de Oca-García, L. Yáñez-Trujillo, J. A. Zermeño-Eguía Lis and M. Gutiérrez-Rojas. 2000. Diagnostic and resulting approaches to restore petroleum-contaminated soil in a Mexican tropical swamp. *Water Sci. Technol.* 42: 377-384.
- García-Pérez, R. E. 2011. La lombriz de tierra como una biotecnología en agricultura. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Estado de México. 169 p.
- Ghodake, G. S., A. A. Talke, J. P. Jadhav and S.P. Govindwar, 2009. Potential of *Brassica juncea* in order to treat textile-effluent-contaminated sites. *Int. J. Phytorem.* 11: 297-312.
- Gregory, P. J. 2006. Plant roots: growth, activity and interaction with soils. Blackwell Publishing. Oxford, UK. 309 p.
- He, M., F. A. Dijkstra, K. Zhang, X. Li, H. Tan, Y. Gao and G. Li. 2014. Leaf nitrogen and phosphorus of temperate desert plants in response to climate and soil nutrient availability. *Sci. Rep.* 4: 6932.
- Hernández-Melchor, G. I., S. Salgado-García, D. Palma-López, L. C. Lagunes-Espinoza, M. Castelán-Estrada y O. Ruiz-Rosado. 2008. Vinaza y composta de cachaza como fuente de

- nutrientes en caña de azúcar en un Gleysol mólico de Chiapas, México. *Interciencia* 33: 855-860.
- Kalra, Y. P. 1998. Handbook of reference methods for plant analysis. Taylor and Francis Group, LLC. Washington, D.C. 285 p.
- Kim, Y. B., K. Y. Park, Y. Chung, K. C. Oh and B. B. Buchanan. 2004. Phytoremediation of anthracene contaminated soils by different plant species. *J. Plant Biol.* 47: 174-178.
- Klute, A. 2010. Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical and Mineralogical Methods (Sssa Book Series No 5). American Society of Agronomy-Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA. 1173 p.
- Lewis, J., U. Qvarfort and J. Sjöström. 2013. *Betula pendula*: a promising candidate for phytoremediation of TCE in northern climates. *Int. J. Phytorem.* 17: 9–15.
- López-Martínez, J. D., A. Díaz-Estrada, E. Martínez-Rubin y R. D. Valdez-Cepeda. 2001. Abonos orgánicos y su efecto en propiedades físicas y químicas del suelo y rendimiento en maíz. *Terra Latinoamericana* 19: 293-299.
- Madigan, M. T., J. M. Martinko, D. A. Stahl and D. P. Clark. 2012. Brock Biology of microorganism. Benjamin Cummings 13th ed. 1022 p.
- Mager, D. e I. Hernández-Valencia. 2013. Actividad microbiana durante la fitorremediación de un suelo contaminado con un crudo liviano. *Rev. Fac. Agron. LUZ* 30: 53-72.
- Marschner, P. 2007. Plant-microbe interactions in the rhizosphere and nutrient cycling. *In*: Marschner, P. and Z. Rengel (eds). Nutrient cycling in terrestrial ecosystems. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. Leipzig, Germany. pp: 159-182.

- Martínez, V. E. y F. López. 2001. Efecto de hidrocarburos en las propiedades físicas y químicas de suelo arcilloso. *Terra Latinoamericana* 19: 9-17.
- Montagnini, F. y C. F. Jordan. 2003. Reciclaje de nutrientes. *In: Guariguata, M. R. y G. H. Kattan (comps.). Ecología y conservación de bosques neotropicales. Libro Universitario Regional. Cartago, Costa Rica. pp. 167-191*
- Mougin, C. 2002. Bioremediation and phytoremediation of industrial PAH-pollution soils. *Polycyclic Aromat. Compd.* 22: 1011-1043.
- Ogbo, E. M., M. Zibigha and G. Odogu, 2009. The effect of crude oil on growth of the weed (*Paspalum scrobiculatum* L.)-phytoremediation potential of the plant. *Afr. J. Environ. Sci. Technol.* 3: 229-233.
- Oleszczuk, P. 2006. Influence of different bulking agents on the disappearance of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) during sewage sludge composting. *Water, Air, Soil Pollut.* 175: 15–32.
- Oliveros-Bastidas, A. J., F. A. Macías, C. Carrera-Fernández, D. Marín y J. M. E. Molinillo. 2009. Exudados de la raíz y su relevancia actual en las interacciones alelopáticas. *Quím. Nova* 32: 298-213.
- Ondrášek, L. and J. Čunderlík. 2008. Effects of organic and mineral fertilizers on biological properties of soil under seminatural grassland. *Plant Soil Environ.* 54: 329–335.
- Ordaz, J. A., A. Martínez-Toledo, F. R. Ramos-Morales, L. F. Sánchez-Díaz, A. J. Martínez, J. A. Tenorio-López y M. C. Cuevas-Díaz. 2011. Biorremediación de un suelo contaminado

con petróleo mediante el empleo de bagazo de caña con diferentes tamaños de partícula. *Multiciencias* 11: 136-145.

Peng, S., Q. Zhou, Z. Cai and Z. Zhang. 2009. Phytoremediation of petroleum contaminated soils by *Mirabilis jalapa* L. in a greenhouse plot experiment. *J. Hazard. Mater.* 168: 1490-1496.

Peña-Turruella, E., M. Carrión-Ramírez, F. Martínez, A. Rodríguez-Nodales y N. Companioni-Concepción. 2002. Manual para la producción de abonos orgánicos en la agricultura urbana. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo e INIFAT. La Habana, Cuba. 63 p.

Pérez, E., P. Garrido y M. Laca, 2008. Indicadores microbiológicos como marcadores de la contaminación y recuperación de suelos contaminados con queroseno. *Ecosistemas* 17: 133-138.

Pérez-Hernández, I., S. Ochoa-Gaona, R. H. Adams Schroeder, M. C. Rivera-Cruz and V. Geissen, 2013. Tolerance of four tropical tree species to heavy petroleum contamination. *Water, Air, Soil Pollut.* 224:1637.

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

Purvis, W. 2000. Plant power against pollution. *Nature* 407: 298-299.

Quiroz-Guerrero, I. y A. Pérez-Vázquez. 2013. Vinanza y compost de cachaza: efecto en la calidad del suelo cultivado con caña de azúcar. *Rev. Mex. Cienc. Agríc.* 5: 1069-1075.

Rivera-Cruz, M. C., R. Ferrera-Cerrato, P. Sánchez-García, V. Volke-Haller, L. Fernández-Linares y R. Rodríguez-Vázquez. 2004. Descontaminación de suelos con petróleo crudo

mediante microorganismos autóctonos y pasto alemán [*Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchc.]. *Agrociencia* 38: 1-12.

Rivera-Espinoza, Y. and L. Dendooven, 2004. Dynamics of carbon, nitrogen and hydrocarbons in diesel-contaminated soil amended with biosolids and maize. *Chemosphere* 54: 379-386.

Rosatto-Moda, L., R. de Mello-Prado, L. Castellanos-González, A. Reyes-Hernández, G. Caione y C. N. Silva-Campos. 2014. Solubilization of phosphorus sources associated with an organic compound enriched with biofertilizer. *Agrociencia* 48: 489-500.

Ruíz-Figueroa, J. F. 2012. Ingeniería del compostaje. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Estado de México. 236 p.

Sauri-Riancho, M. R. y E. R. Castillo-Borges. 2002. Utilización de la composta en procesos para la remoción de contaminantes. *Ingeniería* 6: 55-60.

Saval, B. S. 1995. Acciones para la remediación de suelos en México. *In: Memoria del Segundo Minisimposio Internacional sobre Contaminantes del Agua y Suelo*. Instituto de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. pp. 168-173.

Schmidt, W. 2000. Suelos contaminados con hidrocarburos: la biorremediación como una solución ecológicamente compatible [en línea]. Disponible en: <http://www.gtz.org.mx>. [2010, 2 de Marzo].

Shahsavari, E., E. M. Adetutu, P. A. Anderson and A.S. Ball. 2013. Tolerance of selected plant species to petrogenic hydrocarbons and effect of plant rhizosphere on the microbial removal of hydrocarbons in contaminated soil. *Water, Air, Soil Pollut.* 224:1495.

- Sims, J. T. 2000. The role of soil testing in environmental risk assessment for phosphorus. *In*: Sharpley A. N. (ed). Agriculture and phosphorus management: the Chesapeake bay. Lewis Publishers. United States of America. pp. 57-78
- Sparks, D. L. 2007. Methods of Soil Analysis, Part 3. Chemical Methods. Soil Sci. Soc. Am. Book Series 5. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA. 1309 p.
- Sridhar, K. R., K. M. Ashwini, S. Seena and K. S. Sreepada. 2006. Manure qualities of guano of insectivorous cave bat *Hipposideros speoris*. Trop. Subtrop. Agroecosyst. 6: 103 – 110.
- Suter II, G. W., R. A. Efraymson, B. E. Sample and D. S. Jones. (2000). Ecological risk assessment for contaminated sites. Lewis Publishers. United States of America. 423 p.
- Tam, N. F. Y. and Y. S. Wong. 2008. Effectiveness of bacterial inoculum and mangrove plants on remediation of sediment contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons. Mar. Pollut. Bull. 57: 716–26.
- US EPA 3540C. 1996. Soxhlet extraction organics. SW-846 Test methods for evaluating solid waste physical/chemical methods. United States Environmental Protection Agency [en línea]. Disponible en: <http://goo.gl/l8SUa9> [2014, 24 de Agosto].
- Velasco-Trejo, J. A. y T. L. Volke-Sepúlveda, 2003. El composteo: una alternativa tecnológica para la biorremediación de suelos en México. Gaceta Ecológica 66: 41-53.
- Walkey A. and I. A. Black. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37: 29-38.

- White, P. J., T. S. George, P. J. Gregory, A. G. Bengough, P. D. Hallett and B. M. Mckenzie. 2013. Matching roots to their environment. *Ann. Bot.-London* 112: 207–222.
- Zamora, A., J. Ramos y M. Arias. 2012. Efecto de la contaminación por hidrocarburos sobre algunas propiedades químicas y microbiológicas de un suelo de sabana. *Bioagro* 24: 5-12.
- Zar, J. H. 2010. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Inc. New Jersey, United States of America. 931 p.
- Zavala-Cruz, J., F. Gavi-Reyes, R. H. Adams-Schroeder, R. Ferrera-Cerrato, D. J. Palma-López, H. Vaquera-Huerta y J. M. Domínguez-Ezquivel. 2005. Derrames de petróleo en suelos y adaptación de pastos tropicales en el activo cinco presidentes, Tabasco, México. *Terra Latinoamericana* 23: 293-302.
- Zech, W., N. Senesi, G. Guggenberger, K. Kaiser, J. Lehmann, T. M. Miano, A. Miltner and G. Schroth. 1997. Factors controlling hummification and mineralization of soil organic matter in the tropics. *Geoderma* 79: 117-161.

Anexo 1. Probabilidad resultado de la ANOVA de los diferentes tratamientos, de abono, dosis de aplicación y utilización de plantas sobre el pH, MO, N, P, CIC y de la degradación de hidrocarburos de un suelo contaminado con petróleo.

Ph							
Componente	Effect (F/R)	df	MS^b Effects	df^c Error	MS^d Error	F	P
Tipo de abono EB, CC, GM (1)	Fixed	2	0.013680	54	0.004162	3.286461	0.044990*
Dosis 0, 6, 9 y 12 (2)	Fixed	2	0.000309	54	0.004162	0.074160	0.928618
Especie S, C y M (3)	Fixed	1	0.006328	54	0.004162	1.520313	0.222913
1*2	Fixed	4	0.016073	54	0.004162	3.861552	0.007862**
1*3	Fixed	2	0.004295	54	0.004162	1.031810	0.363279
2*3	Fixed	2	0.024757	54	0.004162	5.947863	0.004629**
1*2*3	Fixed	4	0.005649	54	0.004162	1.357145	0.260993
MO							
Tipo de abono EB, CC, GM (1)	Fixed	2	0.002917	54	0.457904	0.006371	0.993650

Dosis 0, 6, 9 y 12 (2)	Fixed	2	2.097000	54	0.457904	4.579562	0.014550*
Especie S, C y M (3)	Fixed	1	0.279733	54	0.457904	0.610898	0.437863
1*2	Fixed	4	0.863089	54	0.457904	1.884869	0.126399
1*3	Fixed	2	1.352721	54	0.457904	2.954158	0.060601
2*3	Fixed	2	0.784179	54	0.457904	1.712540	0.190059
1*2*3	Fixed	4	2.194862	54	0.457904	4.793278	0.002209**

N

Tipo de abono EB, CC, GM (1)	Fixed	2	0.000388	54	0.000211	1.839419	0.168727
Dosis 0, 6, 9 y 12 (2)	Fixed	2	0.000200	54	0.000211	0.948741	0.393587
Especie S, C y M (3)	Fixed	1	0.001372	54	0.000211	6.499334	0.013664*
1*2	Fixed	4	0.000093	54	0.000211	0.440646	0.778666
1*3	Fixed	2	0.000662	54	0.000211	3.133488	0.051581
2*3	Fixed	2	0.000520	54	0.000211	2.462488	0.094743
1*2*3	Fixed	4	0.000408	54	0.000211	1.933633	0.118064

P

Tipo de abono EB, CC y GM (1)	Fixed	2	270.9973	54	7.871917	34.42584	0.000000***
-------------------------------	-------	---	----------	----	----------	----------	-------------

Dosis 0, 6, 9 y 12 (2)	Fixed	2	57.9870	54	7.871917	7.36631	0.001483**
Especie S, C y M (3)	Fixed	1	6.5974	54	7.871917	0.83809	0.364013
1*2	Fixed	4	53.9093	54	7.871917	6.84831	0.000156***
1*3	Fixed	2	9.9030	54	7.871917	1.25802	0.292413
2*3	Fixed	2	9.2360	54	7.871917	1.17329	0.317108
1*2*3	Fixed	4	2.4027	54	7.871917	0.30522	0.873236
CIC							
Tipo de abono EB, CC y GM (1)	Fixed	2	0.07854	54	3.615855	0.021720	0.978523
Dosis 0, 6, 9 y 12 (2)	Fixed	2	21.42179	54	3.615855	5.924405	0.004719**
Especie S, C y M (3)	Fixed	1	0.14114	54	3.615855	0.039035	0.844122
1*2	Fixed	4	0.42285	54	3.615855	0.116944	0.975954
1*3	Fixed	2	2.61679	54	3.615855	0.723698	0.489599
2*3	Fixed	2	0.42941	54	3.615855	0.118758	0.888254
1*2*3	Fixed	4	1.58892	54	3.615855	0.439431	0.779540
Degradación							
Degradación tipo de abono EB, CC y GM (1)	Fixed	2	972.904	54	698.5695	1.392708	0.257180

Degradación dosis 0, 6, 9 y 12 (2)	Fixed	2	2202.739	54	698.5695	3.153213	0.050677
Degradación especie S, C y M (3)	Fixed	1	6957.854	54	698.5695	9.960145	0.002616**
1*2	Fixed	4	3184.514	54	698.5695	4.558622	0.003030**
1*3	Fixed	2	997.348	54	698.5695	1.427701	0.248768
2*3	Fixed	2	4243.824	54	698.5695	6.075020	0.004172**
1*2*3	Fixed	4	4288.914	54	698.5695	6.139566	0.000380***

^aGrados de libertad del efecto

^bCuadrado media del efecto

^cError grados de libertad

^dCuadrado media del error

* = $P \leq 0.05$; ** = $P \leq 0.01$; *** = $P \leq 0.001$

CAPÍTULO III. CONCLUSIONES GENERALES

- Al plantar *S. macrophylla* y *T. rosea*, se mejoran los parámetros químicos (pH, N, P, MO, CIC) del suelo y se contribuye a la restauración de un suelo contaminado.
- Los tratamientos con mayor degradación de HTP son: en dosis de 6 Mg ha⁻¹ de abono orgánico, S+M+EB con 85% y S+GM con 84%. En dosis de 12 Mg ha⁻¹ de abono orgánico son S+C+EB con 80% son los que presentan mayor porcentaje de degradación.
- El estiércol de borrego aplicado en dosis de 6 Mg ha⁻¹ favorece la degradación de los hidrocarburos ya que la adición de este abono aumenta las fuentes de N, P, K; en el suelo contaminado, lo que crea un ambiente adecuado para los microorganismos, dando como resultado porcentajes de degradación de hidrocarburos entre el 80% y el 85%.
- La degradación de hidrocarburos con *S. macrophylla* y *T. rosea* con la adición de guano de murciélago en dosis de 12 Mg ha⁻¹ presenta valores arriba del 80%, por lo que es buena opción para la degradación de hidrocarburos.
- Al adicionar solo abono de guano de murciélago (6 Mg ha⁻¹) se degrada el 84% de HTP; es decir, que al seleccionar cualquiera de los tratamientos se obtendrán tasas favorables de degradación de HTP.
- Lo principal que se debe conocer de un área contaminada por hidrocarburos son las características del sitio y las del contaminante, esto se debe conocer a través de los muestreos en campo y de los análisis del suelo y del contaminante en el laboratorio, para posterior a ello seleccionar la biotecnología de remediación más adecuada.

- También, se ha logrado caracterizar (describir) de acuerdo a las normas mexicanas e internacionales algunas biotecnologías para conservar y restaurar los suelos contaminados por hidrocarburos del petróleo de manera sustentable.
- Las biotecnologías existentes para la remediación de suelos afectados por los derrames de petróleo ofrecen varios métodos que no son destructivos y son de bajos costos. La biorremediación y su monitoreo son técnicas distintas.
- Se necesitan campañas de difusión y concientización sobre las consecuencias de un suelo contaminado. Para ello se requiere reforzar los sistemas de educación ambiental hacia los suelos contaminados para lograr una mayor sensibilización con respecto al uso y aprovechamiento del recurso suelo y en último término una mejora en la restauración de las áreas afectadas.
- En la actualidad, se desarrollan métodos para valorar la diversidad botánica de los ambientes contaminados, es por ello que las especies reportadas podrán ser utilizadas para medidas de fitorremediación de suelos contaminados por hidrocarburos, así como la restauración ecológica en los ecosistemas naturales.
- Aun son necesarios los estudios sobre las especies vegetales que pueden crecer en agua y en suelos contaminados, ya que la aplicación de la fitorremediación está limitada entre otros factores por las características físicas y químicas del suelo o del agua.
- Es necesaria la información sobre las concentraciones de elementos (porcentaje de hidrocarburos que absorben) que puedan acumular algunas especies y cuáles serían sus mecanismos de adaptación (ya que estos datos siguen siendo escasos).
- Es importante probar con especies arbóreas las técnicas de remediación de suelos contaminados, ya que son de larga vida, tienen más biomasa a comparación de otras

especies y las raíces pueden penetrar a grandes profundidades en los suelos a comparación de los pastos. Aparte contribuyen con beneficios socioambientales y socioeconómicos (cuando se trabaja con especies maderables), al igual el efecto rizosfera favorece a la bioestimulación de los microorganismos.

LITERATURA CITADA

- Adams-Schroeder, R.H. 1999. *Recuperación con mangle blanco (Laguncularia racemosa) de áreas impactadas por hidrocarburos y su manejo como agrosilvo-ecosistema en la zona costera de Huimanguillo y Cárdenas, Tabasco.* (SNIB-CONABIO No. M076) Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Informe final del proyecto. México, D.F.
- Adams-Schroeder, R.H., V.I. Domínguez-Rodríguez y L. García-Hernández. 1999. Potencial de la biorremediación de suelo y agua impactados por petróleo en el trópico mexicano. *TERRA Latinoamericana*, 17(2), p. 159-174.
- Aguilar-Benítez, G., C.B. Peña-Valdivia, J.R. García-Nava, P. Ramírez-Vallejo, S.G. Benedicto-Valdés y J.D. Molina-Galán. 2012. Rendimiento de frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) en relación con la concentración de vermicompost y déficit de humedad en el sustrato. *Agrociencia*, 46 (1), p. 37-50.
- Ancona-Méndez, L., V. Pech-Martínez y A. Flores-Novelo. 2006. Perfil del mercado de la vermicomposta como abono para jardín en la ciudad de Mérida, Yucatán, México. *Revista Mexicana de Agronegocios*, 19 (10), p. 1-15.
- Beltrán-Paz, O.I., 2006. *Caracterización de suelos contaminados por hidrocarburos y su impacto en las raíces de la vegetación del CPG "La Venta", Tabasco, México.* Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco.
- Campos-García, S., Y. Canedo-López, N. Elvira-Antonio, J. Herrera-Navarrete, L.J. Pérez-Reda, Z. Reyes-García, A. Ruíz-Marín, M.Y. Sabido- Pérez, J.C. Zavala-Loría. 2011. Estudio de materia orgánica y nutrientes de suelos contaminados con hidrocarburos a tratamientos diferentes. *UNACAR Tecnociencia*, 5 (1), p. 48-55.

- Cancino-Marentes, J.A. 2007. Efecto del guano de murciélago sobre el rendimiento y características agronómicas del frijol ejotero (*Phaseous vulgaris* L.) CV. Strike en Xalisco Nayarit. Tesis de Ingeniería. Universidad Autónoma de Nayarit. Xalisco, Nayarit. 51 p.
- Carpaena, R.O. y M.P. Bernal. 2007. Claves de la fitorremediación: fitotecnologías para la recuperación de suelos. *Ecosistemas*, 16 (2), p. 1-3.
- Cerón-Rincón, L.E. y L.M. Malgarejo-Muñoz. 2005. Enzimas del suelo: indicadores de salud y calidad. *Acta Biológica Colombiana*, 10 (1), p. 5-18.
- Chaíneau, H.C., C. Yepremian, J.F. Vidalie, J. Ducreux y D. Ballerini. 2003. Biorremediation of crude oil-polluted soil: Biodegradation, leaching and toxicity assessments. *Water, Air and Soil Pollution*, 144 (1), p. 419-440.
- Chan-Quijano, J.G. 2012. Germinación y sobrevivencia de especies arbóreas que crecen en suelos contaminados por hidrocarburos. *Teoría y Praxis*, 12, p. 102-119.
- Chan-Quijano, J.G., A. Jarquín-Sánchez, S. Ochoa-Gaona, F. Bautista-Zúñiga, P. Martínez-Zurimendi y M.Y. López-Chávez. 2013. Especies vegetales útiles para fitorremediar suelos contaminados con hidrocarburos totales del petróleo: un apoyo para la restauración ecológica. *Boletín de la Red Iberoamericana y del Caribe de Restauración Ecológica*, 7 (3), p. 11-14.
- Cifuentes, R., R. de León y C. Porres. 2011. Producción de abono orgánico a partir de cachaza y tallos de caña de azúcar recuperados de las carreteras. *Revista de Universidad del Valle de Guatemala*, 23, p. 8-17.
- Cronk, J.K. y M.S. Fennessy. 2001. *Wetland Plants: Biology and Ecology*. Boca Raton, Florida. Lewia Publisher 482 p.

- Cunningham, S. D., Berti, W. R., Huang, J. W. (1995). Phytoremediation of contaminated soils and sediments, *In*: H. D. Skipper y R. F. Turco, Eds. *Bioremediation: Science and Applications*. Madison, USA. Soil Science Society of America, American Society of Agronomy, and Crop Science Society of America, pp.145-156.
- DOF, 2008. *NOM-138-SEMARNAT/SS-2003. Límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos y las especificaciones para su caracterización y remediación*, [en línea]. Disponible en: <http://www.dof.gob.mx> [2010, 2 de julio].
- Domínguez, J. 2004. State of the art and new perspectives in vermicomposting research. *In*: C. A. Edwards, Ed. *Earthworm ecology*. CRC Press. Boca Raton, pp. 401-425.
- Doran, J.W. 2002. Soil health and global sustainability translating science into practice. *Agriculture Ecosystems Environment*, 88 (1), p. 119-127.
- Durán, L. y C. Henríquez. 2007. Caracterización química, física y microbiológica de vermicompostes producidos a partir de cinco sustratos orgánicos. *Agronomía Costarricense*, 31 (1), p. 41-51.
- FAO. 2006. *World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication*. Rome, Italy. Food and Agriculture Organization of The United Nations. 127 p.
- Félix-Herrán, J.A., R.R. Sañudo-Torres, G.E. Rojo-Martínez, R. Martínez-Ruiz y V. Olalde-Portugal. 2008. Importancia de los abonos orgánicos. *Ra Ximhai*, 4 (1), p. 57-67.

- Fernández-Linares, L.C., N.G. Rojas-Avelizapa, T.G. Roldán-Carrillo, M.E. Ramírez-Islas, H.G. Zegarra-Martínez, R. Uribe-Hernández, R.J. Reyes-Ávila, D. Flores-Hernández y J.M. Arce-Ortega. 2006. *Manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de sitios contaminados*. México, D.F.: Instituto Mexicano del Petróleo, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Natural e Instituto Nacional de Ecología. 179 p.
- Ferrera-Cerrato, R. 1995. Efecto de rizosfera. pp. 36-52. In: R. Ferrera-Cerrato y J. Pérez M. (eds.). *Agromicrobiología. Elemento útil en la agricultura*. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México.
- Ferrera-Cerrato, R., A. Alarcón, M.R. Mendoza-López, W. Sangabriel, D. Trejo-Aguilar, J.S. Cruz-Sánchez, C. López-Ortiz y J. Delgadillo-Martínez. 2007. Fitorremediación de un suelo contaminado con combustóleo utilizando *Phaseolus coccineus* y fertilización orgánica e inorgánica. *Agrociencia*, 41 (8), p. 817-826.
- Ferrera-Cerrato, R., N.G. Rojas-Avelizapa, H.M. Poggi-Varaldo, A. Alarcón y R. O. Cañizares-Villanueva. 2006. Procesos de biorremediación de suelo y agua contaminados por hidrocarburos del petróleo y otros compuestos. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 48 (2), p. 179-187.
- Freedman, B. 1989. *Environmental ecology: the impacts of pollution and other stresses on ecosystem structure and function*. San Diego California, USA.: Academic Press, Inc. 424 p.
- Gallegos-Martínez, M., A. Gómez-Santos, L. González-Cruz, M.A. Montes de Oca-García, L. Yáñez-Trujillo, J.A. Zermeño-Eguía Lis y M. Gutiérrez-Rojas. 2000.

- Diagnostic and resulting approaches to restore petroleum-contaminated soil in a Mexican tropical swamp. *Water Science Technology*, 42 (5-6), p. 377-384.
- García-Pérez, R.E. 2011. *La lombriz de tierra como una biotecnología en agricultura*. Chapingo, Estado de México: Universidad Autónoma Chapingo. 169 p.
- Gómez-Brandón, M., C. Lazcano, M. Lores y J. Domínguez. 2010. Papel de las lombrices de tierra en la degradación del bagazo de uva: efectos sobre las características químicas y la microflora en las primeras etapas del proceso. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.) Número Especial*, 2, p. 397-408.
- González-Mendoza, D. y O. Zapata-Pérez. 2008. Mecanismos a tolerancia a elementos potencialmente tóxicos en plantas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 82, p. 53-61.
- Joner E.J. y C. Leyval. 2003. Phytoremediation of organic pollutants using mycorrhizal plants: a new aspect of rhizosphere interactions. *Agronomie*, 23, p. 495–502
- LGEEPA. 2000. Reglamento de la ley general del equilibrio ecológico y la protección al ambiente en materia de evaluación del impacto ambiental. Diario Oficial de la Federación, *Última Reforma DOF 26-04-2012*.
- López, A. 1994. El biocompostaje de los residuos agroindustriales y el mejoramiento de la agricultura. *Biocenosis*, 11 (1), p. 21-25.
- Maila, M.P. y T.E. Cloete. 2004. Bioremediation of petroleum hydrocarbons through landfarming: are simplicity and cost-effectiveness the only advantages? *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 3 (4), p. 349-360.
- Maldonado-Chávez, E., M.C. Rivera-Cruz, F. Izquierdo-Reyes y D.J. Palma-López. 2010. Efectos de rizosfera, microorganismos y fertilización en la remediación y

fitorremediación de suelos con petróleos crudo nuevo e intemperizado. *Universidad y Ciencia*, 26 (2), p. 121-136.

Maniscalchi-Badaoui, M.T. y D. Lemus-Espinoza. 2006. Mecanismos de evasión de *Histoplasma capsulatum* en los fagocitos. *Revista de la Sociedad Venezolana de Microbiología*, 26 (1), p. 274-286.

Marí, C. 2012. *Cunduacán sufre fuertes daños por derrame de Pemex*, [en línea]. Disponible en: <http://noticias.terra.com.mx/cambio-climatico/cunduacan-sufre-fuertes-danos-por-derrame-de-pemex.html> [2013, 9 de diciembre].

Mayhew, J.E. y A.C. Newton. 1998. *The Silviculture of Mahogany*. Wallingford, UK. CABI Publishing. 226 p.

Merkl, N., R. Schultze-Kraft y C. Infante. 2004. Phytoremediation of petroleum contaminated soils in the tropics - pre-selection of plant species from Eastern Venezuela. *Journal of Applied Botany and Food Quality*, 78 (3), p. 185-192.

Ochoa-Gaona, S., G. Villanueva-López, I. Hernández-Margalli e I. Pérez-Hernández. 2008. *Manual de semillas de especies forestales de las montañas de Tenosique, Tabasco*. Tapachula, Chiapas, México.: El Colegio de la Frontera Sur. 95 p.

Ochoa-Gaona, S., I. Pérez-Hernández, J.A. Frías-Hernández, A. Jarquín-Sánchez y A. Méndez-Valencia. 2011. *Estudio prospectivo de especies arbóreas promisorias para la fitorremediación de suelos contaminados por hidrocarburos*. Villahermosa, Tabasco, México.: Secretaria de Recursos Naturales y Protección Ambiental y El Colegio de la Frontera Sur. 144 p.

Ortínez-Brito, O., I. Ize-Lema y A. Gavilán-García. 2003. La restauración de suelos contaminados con hidrocarburos en México. *Gaceta Ecológica*, 69, p. 83-92.

- Pennington, T.D. y J. Sarukhán. 2005. Árboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies. México, D.F. Universidad Nacional Autónoma de México-Fondo de Cultura Económica, México. 523 p.
- Peña-Turruella, E., M. Carrión-Ramírez, F. Martínez, A. Rodríguez-Nodales y N. Companioni-Concepción. 2002. *Manual para la producción de abonos orgánicos en la agricultura urbana*. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo e INIFAT. La Habana, Cuba. 63 p.
- Pérez, E., P. Garrido y M. Laca. 2008. Indicadores microbiológicos como marcadores de la contaminación y recuperación de suelos contaminados con queroseno. *Ecosistemas*, 17 (3), p. 133-138.
- Pérez-Hernández, I., S. Ochoa-Gaona, R.H. Adams-Schroeder, M.C. Rivera-Cruz y V. Geissen. 2013. Tolerance of four tropical tree species to heavy petroleum contamination. *Water Air Soil Pollution*, 224, p. 1637.
- Pérez-Méndez, M.A., R. Sánchez-Hernández, D.J. Palma-López y S. Salgado-García. 2011. Caracterización química del compostaje de residuos de caña de azúcar en el sureste de México. *Interciencia*, 36 (1), p. 45-52.
- Phillips, S.W. 2005. *Química conceptos y aplicaciones*. México, D.F.: Mc Graw Hill Interamericana Editores. 168 p.
- Pons-Jiménez, M. 2010. *Extracción de hidrocarburos y compuestos derivados del petróleo en suelos agrícolas de la cuenca baja del Río Tonalá*. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados.
- PROFEPA. 2003. *Reporte de emergencias ambientales en México 2002*, [en línea]. Disponible en: <http://www.profepa.gob.mx/profepa> [2010, 03 de marzo].

- Ramírez, J.M. 2005. *Peligro en ductos de PEMEX*, [en línea]. Disponible en: <http://www.esmas.com/noticierostelevisa/mexico/422438.html> [2009, 19 de julio].
- Ramírez-Marcial, N., A. Luna-Gómez, H.E. Castañeda-Ocaña, M. Martínez-Icó, S.C. Holz, A. Camacho-Cruz y M. González-Espinoza. 2012. Guía de propagación de árboles nativos para la recuperación de bosques. San Cristóbal de las Casas, Chiapas. El Colegio de la Frontera Sur. 87 p.
- Rivera-Cruz, M.C. y A. Trujillo-Narcía. 2004. Estudio de toxicidad vegetal en suelos contaminados con petróleos nuevo e intemperizado. *Interciencia*, 29 (7), p. 369-376.
- Rivera-Espinoza, Y. e I. Dendooven. 2004. Dynamics of carbon, nitrogen and hydrocarbons in diesel-contaminated soil amended with biosolids and maize. *Chemosphere*, 54 (3), p. 379-386.
- Rodd, T. y J. Stackhouse. 2008. Árboles: guía ilustrada. Monterrey, Nuevo León. Ediciones Folio y Weldon Owen Inc. 304 p.
- Rodríguez-Bazan, J.M. 2009. Mitigation and bioremediation of contaminated ground by the spill of fuel diesel 2 in the Quebrada del Toro, Camaná, 2009. *Revista Ciencia y Desarrollo*, 10, p. 37-51.
- Ruíz-Figueroa, J.F. 2012. *Ingeniería del compostaje*. Chapingo, Estado de México. Universidad Autónoma Chapingo. p. 236.
- Sauri-Riancho, M. R. y E. R. Castillo-Borges. 2002. Utilización de la composta en procesos para la remoción de contaminantes. *Ingeniería*, 6 (3), p. 55-60.

- Saval, B.S. 1995. *Acciones para la remediación de suelos en México*. In: Segundo Minisimposio Internacional sobre Contaminantes del Agua y Suelo. Instituto de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Schmidt, W. 2000. Suelos contaminados con hidrocarburos: la biorremediación como una solución ecológicamente compatible, [en línea]. Disponible en: http://www.gtz.org.mx/sitios-contam/articulos/biorremed_Mex2.pdf [2010, 02 de marzo].
- SEMARNAT. 2006. *La gestión ambiental en México*. México, D.F. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 463 p.
- Semple, K.T., B.J. Reid y T.R. Fermor. 2001. Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants. *Environmental Pollution*, 112 (2), p. 264-283.
- Sierra-Villagrana, R. 2006. *Fitorremediación de un suelo contaminado con plomo por actividad industrial*. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro.
- Sims, R.C. 1993. Site characterization requirements. In: Bioremediation of hazardous waste sites, ed. *Practical approaches to implementation*. Washington, D.C. U.S. Environmental Protection Agency. pp. 1-3.
- Sposito, G. 2008. *The chemistry of soils*. Oxford, New York: Oxford University Press. 321 p.
- Sridhar, K.R., K.M. Ashwini, S. Seena y K.S. Sreepada (2006). Manure qualities of guano of insectivorous cave bat *Hipposideros speoris*. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 6 (2), p. 103-110.

- Torres, M.Y., E.D. Rodríguez-Rodríguez, S.V. Quintero, R. Rodríguez-Moreno, V. Castellanos-Torres, L.Y. Álvarez, P.A. Carvajal, A. Fernández, F. González, L. Gutiérrez, C. Pérez, N. Ramírez, L. Sánchez y D. Zafra 2012. Detección de *Histoplasma capsulatum* en guano de murciélagos caseros en Bucaramanga, Santander. *Spei Domus*, 8 (17), p. 7-13.
- USDA. 2009. *Rural Development*. Retrieved from: United States Department of Agriculture, *USDA* [en línea]. Disponible en: <http://www.rurdev.usda.gov/Home.html>. [2013, 18 de noviembre].
- Vangronsveld, J., R. Herzing, N. Weyens, J. Boulet, K. Adriaensen, A. Rutteens, T. Thewys, A. Vassilev, E. Meers, E. Nehnevajova, D. van der Lelie y M. Mench. 2009. Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environmental Sciences Pollution Restoration*, 16 (7), p. 765-794.
- Varela, L. y A. Estrada-Torres. 1999. El papel de los microorganismos de la rizosfera y de la micorriza en la absorción de nutrientes minerales y agua. pp. 137-150. In: Orellana, R., J.A. Escamilla y A. Larqué S. (eds.). *Ecofisiología vegetal y conservación de recursos genéticos*. Centro de Investigación Científica de Yucatán. Mérida, Yucatán, México
- Vargas-Pérez, J., G. García-Esquivel y F. Esperanza-García. 2002. Papel ecológico de la flora rizosférica en fitorremediación. *Biotecnología y Bioingeniería*, 21, p. 297-300.
- Velasco-Trejo, J.A. y T.L. Volke-Sepúlveda. 2003. El composteo: una alternativa tecnológica para la biorremediación de suelos en México. *Gaceta Ecológica*, 66, p. 41-53.

- Villareal-Quinatanilla J.A. 2002. Introducción a la botánica forestal. México, D.F. Editorial Trillas. 141 p.
- Volke-Sepúlveda, T. y J.A. Velasco-Trejo. 2002. *Tecnologías de remediación para suelos contaminados*. México, D.F.: Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). 64 p.
- Volke-Sepúlveda, T., J.A. Velasco-Trejo y D.A. de la Rosa-Pérez. 2005. *Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación*. México, D.F.: Instituto Nacional de Ecología y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 121 p.
- Zavala-Cruz, J., D.J. Palma-López y R.H. Adams-Schroeder. 1999. *Geomorfología y suelos de los campos petroleros Sánchez Magallanes y La Venta, Tabasco*. H. Cárdenas, Tabasco. Colegio de Postgraduados y Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 29 p.
- Zavala-Cruz, J., F. Gavi-Reyes, R. H. Adams-Schroeder, R. Ferrera-Cerrato, D. J. Palma-López, H. Vaquera-Huerta y J. M. Domínguez-Ezquivel. 2005. Derrames de petróleo en suelos y adaptación de pastos tropicales en el Activo Cinco Presidentes, Tabasco, México. *TERRA Latinoamericana*, 23 (3), p. 293-302.

ANEXOS

DIRECTRICES PARA LA REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS

José Guadalupe Chan-Quijano, Aarón Jarquín-Sánchez, Susana Ochoa-Gaona, Pablo Martínez-Zurimendi, Leonardo Noriel López-Jiménez y Alejandra Lázaro-Vázquez

Artículo aceptado para su publicación: Chan-Quijano, J.G., Jarquín-Sánchez, A., Ochoa-Gaona, S., Martínez-Zurimendi, P., López-Jiménez, L.N. y Lázaro-Vázquez, A. 2015. Directrices para la remediación d suelos contaminados con hidrocarburos. Teoría y Praxis 17: En prensa.

Dirección electrónica de la revista: <http://www.teoriaypraxis.uqroo.mx/>

Carta de aceptación del artículo



Cozumel, Quintana Roo, 20 de agosto de 2014
DDS/TyP/033/2014

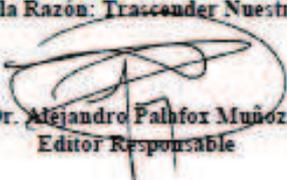
José Guadalupe Chan Quijano
Aaron Jarquín Sánchez
Susana Ochoa Gaona
Pablo Martínez Zurimendi
Alejandra Lázaro Vázquez
El Colegio de la Frontera Sur
Leonardo Noriel López Jiménez
Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas
Presente

Por este conducto me permito enviarles un saludo y al mismo tiempo notificarles que el artículo: *Directrices para la remediación de suelos contaminados con hidrocarburos*, ha sido aceptado para su publicación en la revista *Teoría y Praxis*, No. 17, Junio 2015, de la División de Desarrollo Sustentable de la Universidad de Quintana Roo.

Teoría y Praxis se encuentra indizada en *Dialnet* y *e-Revistas* (España), *Actualidad Iberoamericana* (Chile), *CIRET* (Francia), *Directory of Open Access Journal* (DOAJ), *Latindex*, *Periódica* y *Clase* (México).

Sin otro particular por el momento, le reitero mis más altas consideraciones.

Atentamente
"Fructificar la Razón: Trascender Nuestra Cultura"



Dr. Alejandro Pathfox Muñoz
Editor Responsable

c.c.p. Archivo

DIRECTRICES PARA LA REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS

GUIDELINES FOR THE REMEDIATION OF CONTAMINATED SOIL WITH OIL

^{1*}José Guadalupe Chan-Quijano, ^{1*}Aarón Jarquín-Sánchez, ²Susana Ochoa-Gaona, ¹Pablo Martínez-Zurimendi, ³Leonardo Noriel López-Jiménez, y ¹Alejandra Lázaro-Vázquez

¹El Colegio de la Frontera Sur, Villahermosa, Tabasco, México. ²El Colegio de la Frontera Sur, Campeche, Campeche, México. ³Parque Nacional Arrecifes de Xcalak, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. *E-mail: jchan@ecosur.edu.mx; ajarquin@ecosur.mx

Resumen

Las directrices para la remediación de suelos son recomendaciones generales para la utilización de biotecnologías que han demostrado su capacidad para el saneamiento y la recuperación de suelos contaminados con hidrocarburos totales de petróleo (HTP). Con apoyo en revisión bibliográfica, se explican los mecanismos biológicos, ecológicos, económicos y sociales que sustentan la capacidad remediadora de diversas técnicas para poder seleccionar los métodos a utilizar de acuerdo al nivel de afectación. En este trabajo, se presentan los datos requeridos para fijar las directrices y seleccionar los mecanismos de remediación de los suelos contaminados con HTP.

Palabras clave: gestión de suelos contaminados, fitorremediación, biotecnologías, recomendaciones, hidrocarburos.

Abstract

This guidelines for soil remediation include general recommendations for the use of biotechnologies that have demonstrated their ability to sanitation and contaminated recovery of total petroleum hydrocarbons (TPH) soil. On base in bibliographic revision, we explain the biological, ecological, economic and social mechanisms that sustain its remedial level to select the best technology to be used according to the ability level of involvement. The data required to establish guidelines and mechanisms for selecting remediation of soils contaminated with TPH are presented in this paper.

Keywords: management of contaminated soils, phytoremediation, biotechnology, recommendations, hydrocarbons.

Introducción

El desarrollo económico y social de un país, llevan implícito el uso de energía basado hasta ahora en derivados del petróleo. Sin embargo, las biotecnologías que permiten la extracción, conducción y transformación del petróleo, han producido la contaminación del suelo por accidentes de derrames de tanques de almacenamiento, recortes de perforación, pozos, baterías de separación, complejos procesadores de gas, centrales de almacenamiento y bombeo, ruptura o daños de oleoductos, red de ductos y presas

para el confinamiento de desechos sólidos y líquidos procedentes de la perforación y mantenimiento de los pozos petroleros (Chiou *et al.*, 1998: 264-269; Rivera-Cruz, 2004: 44-55; Chan-Quijano *et al.*, 2012: 102-119).

Cuando los seres humanos nos demos cuenta realmente que estamos afectando los servicios ambientales y el equilibrio dinámico de los ecosistemas, comenzaremos a buscar alternativas más sofisticadas para la remediación de las áreas afectadas, sobre todo por la contaminación por derrames de hidrocarburos en los suelos, estos derrames son uno de los factores de reducción de la sostenibilidad del ambiente (Abraham, 2004: 89-105). Esto se debe profundizar en el corto plazo para la restauración de suelos afectados.

Las experiencias de remediación de suelos en México muestran que la decisión de aplicar la biotecnología más adecuada requiere del conocimiento previo del suelo a remediar y de los niveles de concentración y tipo de contaminantes (IPIECA, 1991: 15; CCME, 2001: 8). Sin embargo, aún existe un vacío en el conocimiento del cómo se comportan estas biotecnologías en las diferentes zonas del país en las que las permeabilidades son bajas, los grupos del suelo y las condiciones climáticas son diferentes.

El suelo es un recurso natural de renovación muy lenta, contiene nutrientes, minerales, compuestos orgánicos, organismos vivos y tiene la capacidad de soportar el crecimiento de las plantas (Plaster, 2000). La contaminación del suelo por hidrocarburos es una gran problemática ya que no solo afecta el uso sustentable del suelo y el desarrollo urbano, sino que también afecta la salud de la población y en la mayoría de los casos los recursos naturales como el agua. Por ello, en México, al igual que en muchos países, es importante prevenir la contaminación del suelo, y su recuperación es una prioridad (González-Chávez 2005: 29-37).

En México, la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), establece que quien contamine el suelo debe restaurarlo, pero no plantea ninguna disposición con carácter normativo, ni define quién y cómo habrá de regularse esta materia (Carmona-Díaz, 2012: 36-37; DOF, 2012: 27). Sin embargo, Carabias-Lillo (1999: 17-25) menciona que el problema de la contaminación de los suelos por derrames de petróleo, no siempre está ésta relacionado con su marco conceptual, con sus herramientas metodológicas o con el tipo de hipótesis que plantean y, tampoco en las acciones específicas que se derivan.

En este sentido las técnicas para la remediación de suelos contaminados ofrecen orientación práctica para la restauración de los sitios afectados y sus particularidades. Por lo anterior, el presente trabajo pretende analizar con ayuda de la literatura publicada, las directrices y mecanismos de remediación de los suelos contaminados con hidrocarburos del petróleo, así como las recomendaciones para poder seleccionar de acuerdo al nivel de afectación la tecnología adecuada para su posible aplicación.

Los tres ejes de la sustentabilidad para la remediación de suelos contaminados por hidrocarburos

Las directrices se presentan con base en la selección de las recomendaciones apropiadas con respecto a las intervenciones que correspondan al nivel de contaminación. Fundamentalmente, estas directrices ayudan a asegurar que la remediación de los suelos contaminados sea ambientalmente eficaz, metodológicamente y económicamente eficiente y socialmente aceptada (Dirección General de Parques Nacionales y Agencia de Parques de Canadá, 2008: 97).

Los tres ejes de la sustentabilidad (Tabla 1) identifican de forma integrada y priorizada los problemas que enfrentan una institución o empresa y su entorno en los campos ambientales, sociales y económicos, considerando que las acciones a realizar sean compatibles con la filosofía del desarrollo sustentable (IMP, 2010: 38).

Tabla 1. Los tres ejes de la sustentabilidad.	
Sustentabilidad ecológica	Los ecosistemas deben mantener, a través del tiempo, las características fundamentales para su supervivencia en cuanto a componentes e interacciones.
Sustentabilidad económica	Implica que el sistema bajo uso produce una rentabilidad razonable y estable a través del tiempo, lo cual hace atractivo continuar con dicho manejo.
Sustentabilidad social	Aspira a que la forma de manejo y de organización social permita un grado aceptable de satisfacción de las necesidades de la población que usa el recurso. El manejo sustentable puede, por lo tanto, significar distintas cosas en momentos históricos de un país.

Fuente: Etchevers (1999: 239-261).

En los últimos años se ha observado un importante deterioro en el ambiente reflejado en extensas áreas de suelos contaminados por hidrocarburos, principalmente en los estados del sureste del país (Veracruz, Chiapas, Tabasco y Campeche; Ochoa-Gaona *et al.*, 2011: 144). En este sentido, Ibáñez-Pérez (2012: 102-126) menciona que es necesario crear modelos de sustentabilidad que incluyan nuevos criterios espaciales, culturales, sociales y políticos de las áreas afectadas. Con la integración de indicadores de sustentabilidad más acordes a la realidad de la contaminación, se obtendría información más fehaciente sobre el estado de las tres dimensiones del desarrollo sustentable, lo que permitiría fundamentar mejores medidas en materia de políticas encaminadas a mejorar la remediación de los suelos contaminados desde el punto de vista de la sustentabilidad.

Por ello, Saval (1999: 511-526) desde una perspectiva de sustentabilidad, establece criterios para la elección de una técnica de remediación, los cuales competen no sólo a las técnicas de remediación en sí, sino de las características del sitio, entre ellos:

- Comprender la función que desempeña el suelo afectado en el sitio específico.
- Conocer perfectamente el problema de contaminación con información reciente.
- Identificar las características de una técnica de remediación.
- Conocer las ventajas, desventajas y limitaciones de las técnicas de remediación disponibles.
- Definir claramente el uso que se le dará al suelo después de su remediación, de acuerdo a la legislación ambiental de México (agrícola, forestal, recreativo, residencial, de conservación, comercial o industrial).

Proceso de diagnóstico y planeación

Esta parte del estudio incluye una detallada revisión de literatura científica con carácter exploratorio y descriptivo, que se cubre en tres fases de diagnóstico.

Fase I. Recopilación de información sobre las técnicas empleadas para la remediación de suelos contaminados por hidrocarburos.

Fase II. Explicación de las directrices para la remediación de los suelos en las áreas contaminadas.

Fase III. Explicación de los tres ejes de la sustentabilidad para el entendimiento de los suelos contaminados.

Orientaciones y criterios para seleccionar la técnica adecuada y como aplicarla

La contaminación de los suelos suele ser un problema global, por lo tanto se han encontrado biotecnologías para la remediación de estos sitios impactados (Moosavi y Seghatoleslami, 2013: 5-11). De tal forma que se tienen técnicas de retención, extracción, separación y destrucción (Tabla 2).

Tabla 2. Clasificación de técnicas de remediación con base en su efecto sobre los contaminantes.	
Retención	Confinamiento en celdas, barreras impermeables, fijación.
Extracción o separación	Filtración por carbón activado, lavado con agentes tensoactivos, extracción de producto libre, extracción de vapores.
Destrucción	Biorremediación, fitorremediación, incineración.

Fuente: Saval (1999: 511-526).

Saval (1999: 511-526) explica que la clasificación más común de la perspectiva del riesgo y para el saneamiento de la zona contaminada debe basarse en el principio del funcionamiento de la clasificación (Tabla 3), teniendo en cuenta las propiedades físico-químicas y térmicas de los suelos.

Tabla 3. Clasificación de técnicas de remediación de acuerdo al principio de su funcionamiento.	
Biológicas	Biorremediación, fitorremediación.
Físico-químicas	Solidificación, estabilización, extracción de vapores.
Térmicas	Desorción por inyección de vapor, incineración.

Fuente: Saval (1999: 511-526).

En la práctica, ambas clasificaciones son válidas e incluso complementarias, ya que generalmente necesitan combinarse (Saval, 1999: 511-526). Dentro del área de remediación de suelos, se maneja también otro concepto que es la atenuación natural. Saval (1999: 511-526) indica que esta atenuación se refiere al trabajo que la naturaleza hace por sí misma, sin la intervención del ser humano, para degradar los contaminantes a través de los ciclos biogeoquímicos que llevan a cabo los microorganismos nativos del suelo. También se conoce como biorremediación intrínseca. Sin embargo, el tiempo que necesita la naturaleza para recuperarse puede variar de unos pocos días a más de 10 años.

Técnicas biológicas empleadas para la remediación de suelos contaminados por hidrocarburos

De las técnicas existentes, los tratamientos biológicos o biorremediación se basan en favorecer los procesos microbiológicos que de forma natural se producen en el suelo y que conllevan la degradación del contaminante. El objetivo final es conseguir la mineralización de los contaminantes, esto es, transformar los compuestos químicos nocivos en compuestos inocuos o menos tóxicos, tales como dióxido de carbono, agua, o materia celular (Tabla 4; Sims, 1993: 1-3; Fernández-Linares *et al.*, 2006: 179).

Tabla 4. Biotecnologías utilizadas en la remediación de suelos contaminados.	
Bioestimulación	Implica la adición de oxígeno y/o nutrientes al suelo contaminado con el fin de estimular la actividad de los microorganismos autóctonos y con ello favorecer la biodegradación de los contaminantes.
Bioaumentación	Consiste en la adición de microorganismos vivos que tienen la capacidad de degradar el contaminante en cuestión y así promover su biodegradación o biotransformación.
Biolabranza	Consiste en airear el suelo contaminado por cúmulos y agregar agua y fertilizantes; los microorganismos que se encuentran en

	este suelo ya están adaptados a él, y al recibir oxígeno a través del aire, agua y fertilizantes en cantidades precisas y con el ambiente y temperatura adecuados los microorganismos degradarán el hidrocarburo.
Bioventeo	Consiste en estimular la biodegradación aerobia de un contaminante por medio del suministro de aire en el sitio contaminado, a través de pozos de inyección o extracción en la zona no saturada por el derrame, y si es necesario se le añaden nutrientes.
Biorreactores	Es la tecnología más adecuada por la optimización del uso de los microorganismos. Permite la combinación controlada y eficiente de procesos químicos, físicos y biológicos, que mejoran y aceleran la biodegradación. Uno de los reactores más utilizados para biorremediar suelos es el biorreactor de lodos, en el cual el suelo contaminado se mezcla constantemente con un líquido y, la degradación se lleva a cabo en la fase acuosa por microorganismos en suspensión o inmovilizados en la fase sólida.
Biodegradación en fase sólida	Este tipo de tecnología generalmente se lleva a cabo <i>ex situ</i> e incluye el composteo, las pilas estáticas y las pilas alargadas. Es decir, el material contaminado se mezcla con abonos orgánicos (paja, aserrín, estiércol, desechos agrícolas), ya que por sus características mejoran el balance de nutrientes, así como para asegurar una mejor aireación y la generación del calor durante el proceso. Las pilas estáticas (biopilas) son una forma de composteo en el cual se añaden al sistema agua y nutrientes, y se coloca en áreas de tratamiento (que incluyen alguna forma de aireación y sistemas para coleccionar lixiviados). Las pilas de suelo generalmente se cubren con plástico para controlar los lixiviados, la evaporación y la volatilización de contaminantes, además de favorecer su calentamiento.
Fitorremediación	Es una tecnología <i>in situ</i> , no destructiva, de bajo costo para limpiar suelos contaminados con petróleo que se basa en el uso de plantas que tienen la propiedad de acumular metales pesados y disminuir la concentración de hidrocarburos. Ésta técnica, estimula la actividad microbiana en la rizosfera para degradar contaminantes consiguiendo la remoción, transferencia, estabilización y neutralización de compuestos orgánicos e inorgánicos tóxicos en suelos.

Fuente: Velasco-Trejo y Volke-Sepúlveda (2003: 41-53); Merkl *et al.* (2004: 185-192); Sierra-Villagrana (2006: 48); Ferrera-Cerrato *et al.* (2007: 817-826).

La fitorremediación forma parte de la biorremediación esta se puede aplicar a contaminantes orgánicos presentes tanto en sustratos sólidos como líquidos o en el aire, es así que utiliza sus propias fitotecnologías (Tabla 5).

Tabla 5. Fitotecnologías utilizadas en la fitorremediación de suelos contaminados.	
Fitoextracción	Uso de plantas acumuladoras de elementos tóxicos o compuestos orgánicos para retirarlos del suelo mediante su absorción y concentración en las partes cosechables.
Fitoestabilización	Uso de plantas para reducir la biodisponibilidad de los contaminantes en el entorno, mejorando las propiedades físicas y químicas del medio.
Fitoimmobilización	Uso de las raíces de las plantas para la fijación o inmovilización de los contaminantes en el suelo. Junto con la anterior son técnicas de contención.
Fitovolatilización	Uso de plantas para eliminar los contaminantes del medio mediante su volatilización, y para eliminar contaminantes del aire.
Fitodegradación	Uso de plantas y microorganismos asociados para degradar contaminantes orgánicos.
Rizofiltración	Uso de raíces para absorber y absorber contaminantes del agua y de otros efluentes acuosos.

Fuente: Fernández-Linares *et al.* (2006: 179); Carpena y Bernal (2007: 1-3); Moosavi y Seghatoleslami, (2013: 5-11).

Por lo tanto, la fitorremediación consiste en utilizar plantas principalmente en la interacción del efecto rizosfera, el suelo y los microorganismos (Frély, 2013: 229). En una caracterización de 12 sitios contaminados por hidrocarburos realizado por Ochoa-Gaona *et al.* (2011:144) reportan 45 especies nativas pertenecientes a 23 familias botánicas que crecen y se desarrollan en áreas contaminadas con petróleo en el estado de Tabasco (Tabla 6).

Tabla 6. Listado de especies arbóreas en los 12 sitios inventariados (1 000 m ² por sitio).		
No	Especie	Familia
1	<i>Acacia cornígera</i>	Fabaceae
2	<i>Acoelorrhaphe wrightii</i>	Arecaceae
3	<i>Andira galeottiana</i>	Fabaceae
4	<i>Andira inermis</i>	Fabaceae
5	<i>Annona reticulata</i>	Annonaceae
6	<i>Bursera simaruba</i>	Burseraceae
7	<i>Byrsonima crassifolia</i>	Malpighiaceae

8	<i>Casearia sylvestris</i>	Salicaceae
9	<i>Cecropia obtusifolia</i>	Urticaceae
10	<i>Citharexylum hexangulare</i>	Verbenaceae
11	<i>Citrus aurantium</i>	Rutaceae
12	<i>Citrus limón</i>	Rutaceae
13	<i>Citrus sinensis</i>	Rutaceae
14	<i>Coccoloba barbadensis</i>	Polygonaceae
15	<i>Cocos nucifera</i>	Arecaceae
16	<i>Combretum fruticosum</i>	Combretaceae
17	<i>Crataeva tapia</i>	Capparaceae
18	<i>Cupania dentata</i>	Sapindaceae
19	<i>Davilla kunthii</i>	Dilleniaceae
20	<i>Eugenia capulí</i>	Myrtaceae
21	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Malvaceae
22	<i>Inga inicuil</i>	Fabaceae
23	<i>Inga laurina</i>	Fabaceae
24	<i>Lonchocarpus hondurensis</i>	Fabaceae
25	<i>Mangifera indica</i>	Anacardiaceae
26	<i>Miconia albicans</i>	Fabaceae
27	<i>Miconia argétea</i>	Melastomataceae
28	<i>Miconia mexicana</i>	Melastomataceae
29	<i>Mimosa albida</i>	Fabaceae
30	<i>Mimosa pigra</i>	Fabaceae
31	<i>Myrica cerífera</i>	Myricaceae
32	<i>Pachira aquatica</i>	Malvaceae
33	<i>Parmentiera aculeata</i>	Bignoniaceae
34	<i>Pithecellobium lanceolatum</i>	Fabaceae
35	<i>Posoqueria latifolia</i>	Rubiaceae
36	<i>Psidium guajava</i>	Myrtaceae
37	<i>Randia aculeata</i>	Rubiaceae
38	<i>Sabal mexicana</i>	Arecaceae
39	<i>Scheelea liebmannii</i>	Arecaceae
40	<i>Solanum erianthum</i>	Solanaceae
41	<i>Solanum hirtum</i>	Solanaceae
42	<i>Spondias mombin</i>	Anacardiaceae
43	<i>Tabebuia rosea</i>	Bignoniaceae
44	<i>Tabernaemontana alba</i>	Apocynaceae
45	<i>Thevetia ahouai</i>	Apocynaceae

Fuente: Ochoa-Gaona *et al.* (2011: 144).

Sin embargo, se reportan 129 especies de plantas, pertenecientes a 47 familias botánicas que están siendo utilizadas para degradar hidrocarburos del petróleo (Chan-Quijano *et al.*, 2013:11-14). Para mayor información en cuanto a la remediación de suelos por plantas, se puede consultar a Adams-Schroeder y Castillo-Acost (2000: 30-34); Rivera-Cruz y Trujillo-Narcía (2004: 369-376); Chan-Quijano *et al.* (2012: 102-119), Rivera-Cruz *et al.* (2012: 30-39) y Pérez-Hernández *et al.* (2013: 1637).

La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA por sus siglas en inglés; 1997: 27) propone siete criterios a considerar para la evaluación de las alternativas de remediación utilizadas para la mejora del ambiente afectado, estas son:

1. Protección a la salud humana y del ambiente.
2. Compatibilidad con las leyes ambientales y aceptación por las autoridades ambientales.
3. Efectividad y permanencia de la remediación a corto y largo plazo.
4. Reducción de toxicidad, movilidad o volumen del contaminante por medio del tratamiento.
5. Implementación.
6. Bajo costo.
7. Aceptación y visto bueno de la comunidad.

Estos criterios implican por una parte entender de cada técnica los criterios establecidos y por otra parte analizar los comparativos de las opciones para determinar el desempeño de cada alternativa y así poder identificar la óptima para poder hacer uso de ella (IPIECA, 1991: 15; EPA, 1997: 27).

El Instituto Mexicano del Petróleo (IMP; 2010: 38) en su diagnóstico para la remediación de suelos contaminados explica que la realización de una restauración ambiental presenta cuatro componentes principales:

- **Identificación:** consiste en seleccionar, identificar, inventariar y priorizar las áreas que presenten contaminación por hidrocarburos con la finalidad de conocer a fondo el problema y afrontarlo en función de un programa basado en dichas acciones (evaluación preliminar del área contaminada).
- **Investigación:** comprende al menos tres etapas a seguir que son: planeación de las actividades de investigación y el diagnóstico del sitio, evaluación de las alternativas de remediación y selección de la tecnología óptima para la restauración del sitio evaluado. La fase investigación es la parte medular ya que debe proporcionar el desarrollo de cada uno de los trabajos aplicados para un proceso de remediación para que cada etapa quede planeada a detalle para poder obtener resultados satisfactorios.
- **Limpieza del sitio:** contempla las acciones ligadas al desarrollo de los trabajos de restauración a realizar con base en la tecnología que haya sido seleccionada para llevar a cabo estos trabajos. Al menos se pueden considerar el diseño del proceso de remediación, acciones de limpieza, operación y mantenimiento así como la

verificación de las acciones de limpieza. Durante esta fase se deberá tener un estricto seguimiento de cada etapa del proceso propuesto por la compañía remediadora con la finalidad de evitar desviaciones que incidan de manera significativa en el proceso de remediación.

- **Restauración del sitio con plantas:** antes de la restauración se debe realizar una previa verificación de los objetivos alcanzados, con la participación de las autoridades ambientales y con ello poder implementar plantas nativas en el área afectada. Dentro de la fase de investigación se realiza la caracterización (tipo y concentración) del contaminante presente en el sitio afectado mediante el diseño de un plan de muestreo óptimo con base en el contaminante y en las características geofísicas del sitio (Saval, 1999: 511-526; IMP, 2010: 38). De esta caracterización, se puede conocer la magnitud del daño causado por la contaminación, el riesgo que se deriva por efecto de la misma y las necesidades de remediación.

De igual manera, D'Luna-Fuentes *et al.* (1999: 309-336) mencionan que la aplicación de los sistemas de información geográfica sirven de apoyo para el registro de la disponibilidad y deterioro del suelo afectado por hidrocarburos. Estas herramientas son de gran ayuda para la evaluación de la remediación de los suelos contaminados por hidrocarburos.

Clasificación de las técnicas empleadas en el procedimiento de evaluación de riesgos por la contaminación por hidrocarburos

El riesgo es el daño-pérdida esperable a consecuencia de la acción de una amenaza sobre un bien, sea la vida humana, los bienes económicos o el entorno natural (Hewitt, 1997: 36). Álvarez-Gordillo (2011: 121) explica que para plantear los procesos de gestión del riesgo, no es suficiente analizar y conocer los efectos del desastre (derrames de petróleo), esto debe estar coordinado por las acciones de las empresas responsables y las leyes que regulan las zonas impactadas.

Las zonas afectadas deben ser estudiadas desde el punto de vista de riesgo y de las consecuencias que éstas ocasionan no solamente ambiental y económico, también se necesitan realizar estudios con un enfoque social. Frausto-Martínez (2008: 15-23) establece tres fases del análisis de riesgo, las cuales son:

- a) Análisis de factores de riesgo, el cual consiste en el estudio de la peligrosidad, de la exposición y la vulnerabilidad que pudiesen estar afectados los habitantes de las zonas afectadas por contaminación por hidrocarburos.
- b) Evaluación del riesgo; se debe calcular o estimar las pérdidas ambientales esperables y comparación de los criterios de fertilidad de los suelos afectados.
- c) Análisis y medidas de mitigación del riesgo de la contaminación.

El IMP (2010: 38) en el procedimiento de evaluación de riesgos, en los muestreos y las determinaciones analíticas comprenden de:

1. La identificación del problema.
2. La evaluación de la exposición.
3. La evaluación de la toxicidad.
4. La caracterización o cuantificación del riesgo.
5. Normatividad vigente.

Directrices para la remediación de suelos contaminados

Las directrices deben permitir la evaluación de riesgos en función de las condiciones locales, y teniendo en cuenta el impacto de los suelos contaminados, y por consiguiente, la aplicación de estas directrices debe facilitar la comparación a nivel internacional de las evaluaciones de los riesgos e impactos ambientales en la contaminación de los suelos (IPIECA, 1991: 15; CAC/GL, 2013: 7). Es así que al aplicar estas directrices se requiere la asistencia y entrenamiento especializado para que al aplicar cualquiera de las biotecnologías seleccionada puedan ser aplicadas con éxito.

La Dirección General de Parques Nacionales y Agencia de Parques de Canadá (2008: 97) asegura que se debería tomar en cuenta el enfoque holístico, la función y la dinámica para la remediación de los suelos contaminados por hidrocarburos mediante la integración de los procesos sociales y culturales en la toma de decisiones. La utilidad de estas directrices corresponde estrictamente a la medida en que ayude a recuperar áreas afectadas por los derrames de petróleo. En el Tabla 6, se describe cómo pueden ser utilizados las directrices en el principio del contexto de la contaminación por hidrocarburos en suelos.

Tabla 7. Directrices para la remediación de suelos contaminados por hidrocarburos.

Identificación de la fuente de contaminación	Implica ubicar dónde se encuentran la fuente que está originando la contaminación; así como conocer cuál es la historia de las fugas y derrames de los accidentes.
Selección de contaminantes y parámetros a considerar	Los parámetros que suelen recomendarse como indicadores de la contaminación del suelo por hidrocarburos son los hidrocarburos totales (TPHs), los compuestos orgánicos volátiles (VOCs), los BTEX's (benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos) y los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs).
Caracterización del suelo y del subsuelo de los sitios contaminados	Este es un paso crucial pues dependiendo de los resultados se podrá diseñar el esquema de muestreo de los contaminantes y determinar que tecnología puede aplicarse. Entre los principales parámetros a considerar se encuentran: la estratigrafía del sitio, la permeabilidad y porosidad de suelo, la profundidad y el grupo de suelo. Este tipo de datos, junto con los de las propiedades físicas y químicas de los

	contaminantes (solubilidad en agua, presión de vapor, constante de la ley de Henry y coeficiente de partición octanol/agua), permiten evaluar la toxicidad de exposición de posibles receptores, ya sea seres humanos, flora o fauna.
Estrategia de muestreo	Depende la relevancia y pertinencia de los datos sobre los niveles de contaminantes y la extensión contaminada por los derrames de petróleo. En particular, es preciso definir el tipo de muestreo para el suelo en áreas del trópico; primero se debe ubicar los puntos de muestreo y la cantidad de los puntos. Al igual la metodología de evaluación de riesgos debe ser centrado en la determinación de la exposición del suelo y su posible afectación a los acuíferos y a la liberación de vapores. Bautista-Zúñiga (1999:99) menciona cinco puntos para tener una buena estrategia para relacionar el alcance de los resultados para áreas contaminadas: a juicio, al azar, estratificado, sistemático y compuesto (para más información se puede consultar a Bautista-Zúñiga, 1999: 99).
Definición de niveles de limpieza	La ausencia en México de criterios ecológicos y de normatividad en materia de suelos contaminados, dificultan la decisión sobre qué tanto debe de limpiarse un sitio contaminado. La evaluación de los riesgos asociados a los niveles detectados de contaminantes, puede suplir esta deficiencia al indicar la probabilidad de que ocurran efectos adversos; sin embargo, también en este caso se enfrentan dificultades ya que no se han establecidos los criterios de riesgo a seguir en función de los usos presentes y futuros de los suelos restaurados. Asimismo, se suele desconocer el hecho de que la geología de nuestro país no es necesariamente similar a la de los sitios de otros países cuyos niveles de limpieza se toman como referencia.
Tecnologías aplicables a la restauración	En este apartado se debe seleccionar la tecnología más adecuada para el tratamiento del sitio contaminado con hidrocarburos.

Fuente: CCME (2001: 8); GNU (2009: 16).

Gestión de suelos contaminados por hidrocarburos

En la figura 1 se muestra el diagrama general para la gestión de suelos contaminados considerando criterios específicos de limpieza basados en la evaluación de riesgos.

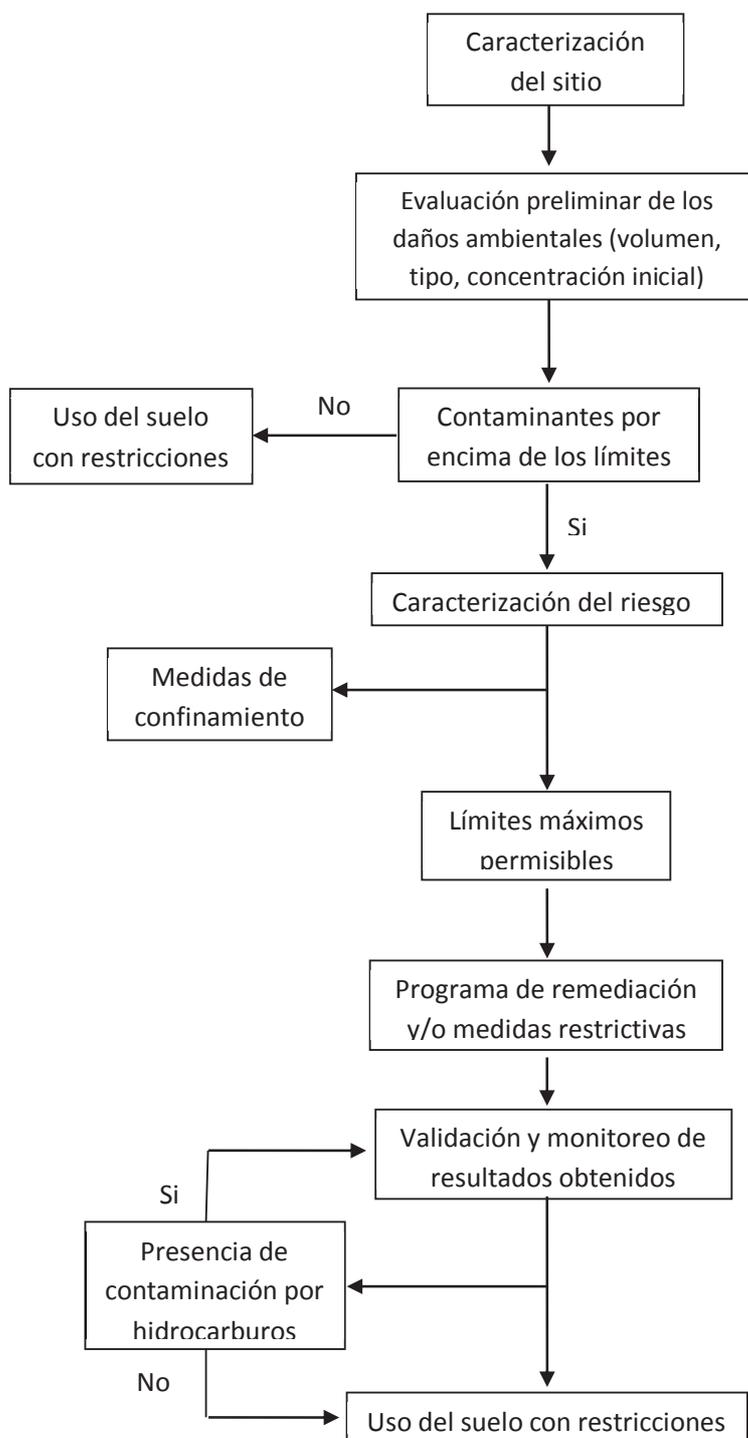


Figura 1. Gestión de suelos contaminados (Elaboración propia a partir de Saval, 1999: 511-526; CCME, 2001: 8).

Bremer-Bremer (1999: 141-160) comenta que más vale prevenir que remediar, ya que es mucho más costoso en tiempo, dinero y esfuerzo limpiar el área afectada, que prevenir las afectaciones del entorno natural, al menos a mediano y largo plazo. Los costos de prevención pueden ser presupuestados de las ganancias que los originaron, mientras que los costos de remediación pueden difícilmente preverse y presupuestarse de esas ganancias, sin tomar en cuenta los efectos negativos en el entorno y en la salud de los afectados.

En los programas de evaluación de los suelos contaminados por hidrocarburos totales del petróleo también hay que considerar tres fases principales, de acuerdo a Motuzova (1994a: 46-52; 1994b: 20-30) y Oleschko (1999: 279-307), estas son:

- Diagnóstico de la calidad del sistema.
- Pronóstico de su desarrollo en el tiempo y en el espacio.
- Diseño de las prácticas de control y de mejoramiento.

Las dos primeras fases de análisis se complican, por lo tanto Bremer-Bremer (1999: 141-160) recomienda que debido a la alta variabilidad en el espacio y la dinámica en el tiempo en dichos sistemas, se deben emplear técnicas no destructivas para el análisis de su estructura original.

La LGEEPA (DOF, 2012: 27) plantea que una de las principales fuentes de contaminación de los suelos la constituye la disposición inadecuada de los residuos y se establece que la responsabilidad de quien contamine deberá restaurar y remediar el área afectada, razón por la cual es preciso reglamentar y normar las disposiciones de la ley en la materia. Por tal razón, la Ley Federal de Responsabilidad Ambiental (DOF, 2013) avala lo anterior la ley plasmada en su artículo 10, y señala que *“toda persona física o moral que con su acción u omisión ocasione directa o indirectamente un daño al ambiente, será responsable y estará obligada a la reparación de los daños, o bien, cuando la reparación no sea posible a la compensación ambiental que proceda, en los términos de la presente ley.”*

Propuesta coordinada

Lo principal que se debe conocer de un área contaminada por hidrocarburos son las características del sitio y las del contaminante, esto a través de los muestreos y de los análisis, para posterior a ello utilizar la biotecnología de remediación más adecuada.

También, se ha logrado caracterizar (describir) de acuerdo a las normas mexicanas e internacionales algunas biotecnologías para conservar y restaurar los suelos contaminados por hidrocarburos del petróleo de manera sustentable.

Las biotecnologías existentes para la remediación de suelos afectados por los derrames de petróleo ofrecen varios métodos que no son destructivos y son de bajos costos. La biorremediación y su monitoreo son técnicas distintas.

Se necesitan campañas de difusión y concientización sobre las consecuencias de un suelo contaminado. Para ello se requiere reforzar los sistemas de educación ambiental hacia los suelos contaminados para lograr una mayor sensibilización con respecto al uso y aprovechamiento del recurso suelo y en último término una mejora en la restauración de las áreas afectadas.

Es necesario tener en claro que se tiene que realizar la caracterización del sitio y, del problema pues la estrategia de remediación puede ser específica para el grupo del suelo, así como la afectación para con ello remediar con una buena efectividad.

Literatura citada

- Abraham, E. (2004). La restauración ambiental: una nueva rama de la economía. *Economía Informa*, 328, 89-105.
- Adams-Schroeder, R.H. y O. Castillo-Acost (2000). Fitorremediación y fitomitigación para restauración de instalaciones petroleras. *Kuxulkab'*, 5 (11), 30-34.
- Álvarez-Gordillo, G.C. (2011). Educación y gestión del riesgo de desastre: procesos educativos en la Cuenca Alta Grijalva (1^{er} edición). México, D.F.: El Colegio de la Frontera Sur y Fondo Regional de Ciencia y Tecnología.
- Bautista-Zúñiga, F. (1999). Introducción al estudio de la contaminación del suelo por metales pesados. Mérida, Yucatán, México.: Universidad Autónoma de Yucatán.
- Bremer-Bremer, M.H. (1999). "Responsabilidad del sector privado en el cuidado y manejo sustentable del recurso suelo", en C. Siebe, H.C. Rodarte, G. Toledo, J. Etchevers y K. Oleschko (eds.). *Conservación y restauración de suelos*. México, D.F.: Programa Universitario de Medio Ambiente, Universidad Nacional Autónoma de México, 141-160.
- CAC/GL. (2013). Directrices sobre la aplicación de la evaluación de riesgos en los piensos. *Principios y Directrices para la Aplicación de la Evaluación de Riesgos Microbiológicos*, [en línea]. Unión Europea: Comisión del Codex Alimentarius: Manual de Procedimientos. Disponible en: www.codexalimentarius.org/input/download/standards/.../CXG_080s.pdf [2014, 23 de agosto].
- Carabias-Lillo, J. (1999). "Políticas para evitar el deterioro de los suelos en México", en: C. Siebe, H.C. Rodarte, G. Toledo, J. Etchevers y K. Oleschko (eds.). *Conservación y restauración de suelos*. México, D.F.: Programa Universitario de Medio Ambiente, Universidad Nacional Autónoma de México, 17-25.
- Carmona-Díaz, G. (2012). "Nuevo derrame de petróleo en el manglar del río Coatzacoalcos, Veracruz, México", en: L.E. Amador-del Ángel, A. Zaldívar-Jiménez, E. del C. Guevara-Carrió, E. Endañú-Huerta, R. Pérez-Ceballos y R. Brito-Pérez (eds.). *Memorias del Segundo Congreso Mexicano de Ecosistemas de Manglar*. Ciudad del Carmen, Campeche: Universidad Autónoma del Carmen, 36-37.
- Carpenter, R.O. y M.P. Bernal. (2007). Claves de la fitorremediación: fitotecnologías para la recuperación de suelos. *Ecosistemas*, 16 (2), 1-3.
- CCME. (2001). Canada-wide standards for petroleum hydrocarbons (PHC) in soil (1^{re} edición). Canada: Environmental Harmonization of the Canadian Council of Ministers of the Environment.

- Chan-Quijano, J.G., A. Jarquín-Sánchez, S. Ochoa-Gaona, F. Bautista-Zúñiga, P. Martínez-Zurimendi y M.Y. López-Chávez (2013). Especies vegetales útiles para fitorremediar suelos contaminados con hidrocarburos totales del petróleo: un apoyo para la restauración ecológica. *Boletín de la Red Iberoamericana y del Caribe de Restauración Ecológica* 7, 3, 11-14.
- Chan-Quijano, J.G., S. Ochoa-Gaona, I. Pérez-Hernández, M.A. Gutiérrez-Aguirre y J. Saragos-Méndez (2012). Germinación y sobrevivencia de especies arbóreas que crecen en suelos contaminados por hidrocarburos. *Teoría y Praxis* 12, 102-119.
- Chiou, C.T., S.E. McGroddy y D.E. Kile. (1998). Partition Characteristics of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons on Soils and Sediments. *Environmental Science Technology*, 32, 264-269.
- D'Luna-Fuentes, A., A. Vargas-Mena y Amezcua y G. Negrete-Fernández. (1999). "El ordenamiento territorial y los sistemas de información geográfica como base para el inventario de los recursos naturales", en C. Siebe, H.C. Rodarte, G. Toledo, J. Etchevers y K. Oleschko (eds.). *Conservación y restauración de suelos*. México, D.F.: Programa Universitario de Medio Ambiente, Universidad Nacional Autónoma de México, 309-336.
- Dirección General de Parques Nacionales y Agencia de Parques de Canadá. (2008). Principios y directrices para la restauración ecológica en las áreas protegidas naturales de Canadá (1^{er} edición). Canadá.: El Consejo Canadiense de Parques y Parques Canadá.
- DOF. (2012). Reglamento de la ley general del equilibrio ecológico y la protección al ambiente en materia de evaluación del impacto ambiental. *Diario Oficial de la Federación, Última Reforma DOF 26-04-2012*.
- DOF. (2013). Ley federal de responsabilidad ambiental y se reforman, adiciona y derogan diversas disposiciones de la ley general del equilibrio ecológico y la protección al ambiente, de la ley general de vida silvestre, de la ley general para la prevención y gestión integral de los residuos, de la ley general de desarrollo forestal sustentable, de la ley de aguas nacionales, del código penal federal, de la ley de navegación y comercio marítimos y de la ley general de bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación, Última Reforma DOF-7-06-2013*.
- EPA. (1997). Rules of Thumb for Superfund Remedy Selection. Superfund, Document, *EPA-540-R-97-013*.
- Etchevers, J.D. (1999). "Indicadores de la calidad del suelo", en C. Siebe, H.C. Rodarte, G. Toledo, J. Etchevers y K. Oleschko (eds.). *Conservación y restauración de suelos*. México, D.F.: Programa Universitario de Medio Ambiente, Universidad Nacional Autónoma de México, 239-261.
- Fernández-Linares, L.C., N.G. Rojas-Avelizapa, T.G. Roldán-Carrillo, M.E. Ramírez-Islas, H.G. Zegarra-Martínez, R. Uribe-Hernández, R.J. Reyes-Ávila, D. Flores-Hernández y J.M. Arce-Ortega. (2006). Manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de sitios contaminados (1^{er} edición). México, D.F.: Instituto Mexicano del Petróleo, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Natural e Instituto Nacional de Ecología.
- Ferrera-Cerrato, R., A. Alarcón, M.R. Mendoza-López, W. Sangabriel, D. Trejo-Aguilar, J.S. Cruz-Sánchez, C. López-Ortiz y J. Delgadillo-Martínez. (2007). Fitorremediación

- de un suelo contaminado con combustóleo utilizando *Phaseolus coccineus* y fertilización orgánica e inorgánica. *Agrociencia*, 41 (8), 817-826.
- Frausto-Martínez, O. (2008). "Línea de investigación en turismo y desastres naturales: introducción al estudio de las amenazas, riesgos y desastres naturales", en A. Palafox-Muñoz y O. Frausto-Martínez (coord.). *Turismo: desastres naturales, sociedad y medio ambiente*. México, D.F.: Universidad de Quintana Roo y Plaza y Valdés, 15-23.
- Frély, R. (2013). *Plantas beneficiosas y descontaminantes: para la salud y el medio ambiente* (1^{er} edición). Barcelona, España.: Ediciones Obelisco.
- GNU. (2009). *Environmental guideline for contaminated site remediation* (1^{er} edición). Canada: Department of Environment's Environmental Protection Division and approved by the Minister of Environment and Government of Nunavut.
- González-Chávez, M. del C.A. (2005). Recuperación de suelos contaminados con metales pesados utilizando plantas y microorganismos rizosféricos. *TERRA Latinoamericana*, 23 (1), 29-37.
- Hewitt, K. (1997). *Geographical study of disaster* (1^{er} edición). New York, U.S.A.: Allen and Unwing.
- Ibáñez-Pérez, R.M. (2012). Indicadores de sustentabilidad: utilidad y limitaciones. *Teoría y Praxis*, 11, 102-126.
- IMP. (2010). *Dirección de seguridad y medio ambiente* (1^{er} edición). México, D.F.: Instituto Mexicano del Petróleo, Gerencia de Comunicación Social y Relaciones Públicas.
- IPIECA. (1991). *Directrices sobre las consecuencias biológicas de la contaminación por hidrocarburos* (1^{er} edición). Londres, Reino Unido: International Petroleum Industry Environmental Conservation Association.
- Merkel, N., R. Schultze-Kraft y C. Infante. (2004). Phytoremediation of petroleum contaminated soils in the tropics - pre-selection of plant species from Eastern Venezuela. *Journal of Applied Botany and Food Quality*, 78 (3), 185-192.
- Moosavi, G.S. y M.J. Seghatoleslami (2013). Phytoremediation: a review. *Advance in Agriculture and Biology*, 1 (1), 5-11.
- Motuzova, G.V. (1994a). Buffering of soils to external chemical inputs. *Eurasian Soil Science*, 26 (9), 20-30.
- Motuzova, G.V. (1994b). Nature of soil buffer capacity to external chemical impacts. *Pochvovedenie*, 49 (3), 46-52.
- Ochoa-Gaona, S., I. Pérez-Hernández, J.A. Frías-Hernández, A. Jarquín-Sánchez y A. Méndez-Valencia. (2011). *Estudio prospectivo de especies arbóreas promisorias para la fitorremediación de suelos contaminados por hidrocarburos* (1^{er} edición). Villahermosa, Tabasco, México: Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental y El Colegio de la Frontera Sur.
- Oleschko, K. (1999). "Paradoja tecnológica en la ciencia del suelo nacional: nuevos métodos y técnicas de análisis no destructivos de los sistemas naturales", en C. Siebe, H.C. Rodarte, G. Toledo, J. Etchevers y K. Oleschko (eds.). *Conservación y restauración de suelos*. México, D.F.: Programa Universitario de Medio Ambiente, Universidad Nacional Autónoma de México, 279-307.

- Pérez-Hernández, I. S. Ochoa-Gaona, R. H. Adams Schroeder, M. C. Rivera-Cruz y V. Geissen (2013). Tolerance of four tropical tree species to heavy petroleum contamination. *Water Air and Soil Pollution*, 224, 1637.
- Plaster, E.J. (2000). *La ciencia del suelo y su manejo* (1^{er} edición). Madrid, España: Editorial Paraninfo.
- Rivera-Cruz, M.C. y A. Trujillo-Narcía (2004). Estudio de toxicidad vegetal en suelos con petróleos nuevo e intemperizado. *Interciencia*, 29 (7), 369-376.
- Rivera-Cruz, M.C., E. Maldonado-Chávez y A. Trujillo-Narcía (2012). Effects of crude oil on the growth of *Brachiaria mutica* and *Leucaena leucocephala* and on soil and plant macronutrients. *Tropical and Subtropical Agroecosystem*, 15 (sup 2), 30-39.
- Rivera-Cruz, M.C. (2004). Biotecnología para descontaminar suelos con hidrocarburos del petróleo crudo. *TECNOCENCIA Universitaria*, 3 (9), 44-55.
- Saval, S. (1999). "Éxitos y fracasos de la remediación de suelos en sitios contaminados con hidrocarburos", en C. Siebe, H.C. Rodarte, G. Toledo, J. Etchevers y K. Oleschko (eds.). *Conservación y restauración de suelos*. México, D.F.: Programa Universitario de Medio Ambiente, Universidad Nacional Autónoma de México, 511-526.
- Sierra-Villagrana, R. (2006). "Fitorremediación de un suelo contaminado con plomo por actividad industrial". Tesis de Licenciatura. Coahuila: Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro.
- Sims, R.C. (1993). "Site characterization requirements", in *Bioremediation of hazardous waste sites* (ed.). *Practical approaches to implementation*. Washington, D.C. U.S.: Environmental Protection Agency, 1-3.
- Velasco-Trejo, J.A. y T.L. Volke-Sepúlveda. (2003). El composteo: una alternativa tecnológica para la biorremediación de suelos en México. *Gaceta Ecológica*, 66, 41-53.

ESPECIES VEGETALES ÚTILES PARA FITORREMIAR SUELOS
CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS TOTALES DEL PETRÓLEO: UN APOYO
PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

José Guadalupe Chan-Quijano, Aarón Jarquín-Sánchez, Susana Ochoa-Gaona,
Francisco Bautista-Zúñiga, Pablo Martínez-Zurimendi y Mariana Yadira López-Chávez

Artículo publicado: Chan-Quijano José Guadalupe, Jarquín-Sánchez Aarón, Ochoa-Gaona Susana, Bautista-Zúñiga Francisco, Martínez-Zurimendi Pablo y López-Chávez Mariana Yadira. 2013. Especies vegetales útiles para fitorremediar suelos contaminados con hidrocarburos totales del petróleo: un apoyo para la restauración ecológica

Dirección electrónica de la revista: <http://www.riacre.org/site/>

ESPECIES VEGETALES ÚTILES PARA FITORREMIEDIAR SUELOS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS TOTALES DEL PETRÓLEO: UN APOYO PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

^{1*}José Guadalupe Chan-Quijano, ^{1*}Aarón Jarquín-Sánchez, ²Susana Ochoa-Gaona, ³Francisco Bautista-Zúñiga, ¹Pablo Martínez-Zurimendi y ⁴Mariana Yadira López-Chávez

¹El Colegio de la Frontera Sur, Villahermosa, Tabasco, México. ²El Colegio de la Frontera Sur, Campeche, Campeche, México. ³Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, UNAM, Morelia, México. ⁴El Colegio de la Frontera Sur, Tapachula, Chiapas, México. *E-mail: jchan@ecosur.edu.mx; ajarquin@ecosur.mx

En México, las actividades industriales han provocado serios daños al medio ambiente afectando casi a la totalidad de los ecosistemas (Fernández-Linares *et al.*, 2006). Por ello, es necesario buscar la manera eficaz de preservar el medio ambiente y restaurar los daños causados (Guzmán-Morales *et al.*, 2007).

Una forma para ayudar en la recuperación de los ecosistemas contaminados, es mediante el uso de la biorremediación y la fitorremediación. Estas alternativas emplean organismos vivos (plantas, hongos, bacterias, entre otros), para remover (extraer), degradar (biodegradar) y/o transformar (biotransformar) compuestos orgánicos tóxicos en productos metabólicos menos tóxicos o inocuos (Van Deuren *et al.* 1997; Velasco-Trejo y Volke-Sepúlveda, 2003). Las tecnologías para la fitorremediación de suelos contaminados por hidrocarburos son procesos relativamente sencillos de implementar y desarrollar, pero requieren del conocimiento de los factores biológicos, ecológicos, físicos y químicos involucrados. Para esto, es necesaria la incorporación de equipos multidisciplinarios de trabajo integrados por microbiólogos, manejadores de recursos naturales, biotecnólogos, químicos, edafólogos, ingenieros, entre otros. En el marco del desarrollo sustentable, el proceso de la fitorremediación presenta importantes perspectivas para resolver muchos de los problemas de contaminación de los suelos en México (Velasco-Trejo y Volke-Sepúlveda, 2003).

Si no se toman acciones en las próximas décadas el problema de contaminación de los suelos será cada vez más grave. Por otro lado, el resolver problemas de contaminación en México, ya es una necesidad importante para el país. Es por ello que se presenta esta revisión con el objetivo de dar a conocer la diversidad de familias botánicas existentes que son promisorias para el saneamiento y restauración de suelos contaminados del petróleo.

Materiales y métodos

Se realizó una revisión bibliográfica extensa sobre estudios en suelos contaminados por hidrocarburos en México, así como su saneamiento y restauración ecológica para su recuperación de estos ecosistemas: Ederra (1997), Rivera-Cruz *et al.* (2002), Adam y

Duncan (2003), Manions *et al.* (2003), Velasco-Trejo y Volke-Sepúlveda (2003), Guerrero-Zúñiga *et al.* (2005), Rivera-Cruz *et al.* (2005), Zavala-Cruz *et al.* (2005), Cortón y Viale (2006), Ferrera-Cerrato *et al.* (2006), García-López *et al.* (2006), Rivera-Cruz *et al.* (2006), Sangabriel *et al.* (2006), Olguín *et al.* (2007), Guzmán-Morales *et al.* (2007), López-Martínez (2008), Adams *et al.* (2008), Casado-Izquierdo *et al.* (2008), Cruz-Landero (2010), Maldonado-Chávez *et al.* (2010), Rivera-Casado *et al.* (2010), Vázquez-Luna *et al.* (2010), Ochoa-Gaona *et al.* (2011), Chan-Quijano *et al.* (2012), Labra-Cardón *et al.* (2012), Pérez-Hernández *et al.* (2013).

Resultados

De acuerdo a la revisión se encontraron 129 especies de plantas, pertenecientes a 47 familias botánicas (Figura 1) que crecen y se desarrollan en suelos contaminados con hidrocarburos. Las especies evaluadas apoyan a la degradación de hidrocarburos, ya que la fitorremediación se sustenta en el uso de plantas superiores y de microorganismos que viven en la zona radical de las plantas (Schnoor *et al.*, 1995; Rivera-Cruz *et al.*, 2005), lugar donde se desarrolla una actividad microbiológica intensa entre la microflora de la rizosfera y las plantas. Las familias con mayor número de especies reportadas son Poaceae (24 especies), Leguminosae (21 especies) y Cyperaceae (8 especies). Cabe destacar que la mayor parte de las especies son plantas herbáceas.

Dentro de las especies utilizadas como cultivos (maderables o frutales, ya sean comerciales o en huertos para uso familiar) destacan *Annona reticulata*, *Byrsonima crassifolia*, *Cedrela odorata*, *Cicer arietinum*, *Citrus aurantium*, *Citrus limon*, *Clitoria ternatea*, *Cocos nucifera*, *Crataeva tapia*, *Dolichos lablab*, *Galega orientalis*, *Glycine max*, *Gossypium herbaceum*, *Hordeum vulgare*, *Inga inicuil*, *Inga laurina*, *Nicotina tabacum*, *Phaseolus vulgaris*, *Pisum sativum*, *Psidium guajava*, *Sorghum vulgare*, *Swietenia macrophylla*, *Tabebuia rosea*, *Triticum aestivum* y *Zea mays*. Aunque la capacidad de estas especies de acumular hidrocarburos en sus tejidos no se ha evaluado, pero si fomenta la degradación con la estimulación de los microorganismos.

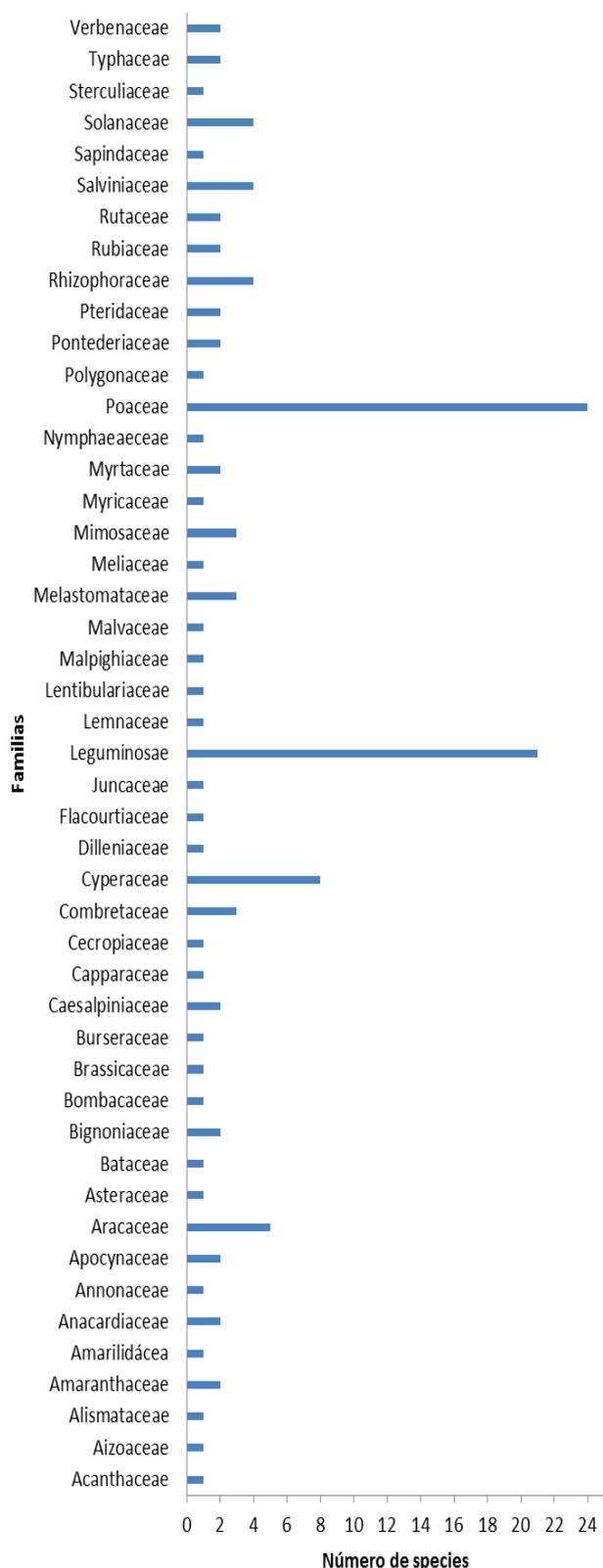


Figura 1. Familia botánica y el número de especies reportadas como biodegradadoras.

Discusión

Antes de considerar el uso de una tecnología de remediación para un sitio en particular, es indispensable contar con información del sitio y llevar a cabo su caracterización, así como la del contaminante a tratar. Posteriormente, la tecnología puede elegirse con base en sus costos y en la disponibilidad de materiales y equipo para realizar el tratamiento (Volke-Sepúlveda y Velasco-Trejo, 2002). Por lo tanto, las especies vegetales que se presentan en este trabajo son útiles para actividades de fitorremediación y biorremediación. Con esto, además de ofrecer una alternativa productiva a las comunidades rurales de las zonas contaminadas, se favorece la restauración de áreas contaminadas por hidrocarburos y algunos metales pesados, y con ello indirectamente se favorece la conservación de parte de la flora y fauna regional.

Plantas que se desarrollan en áreas contaminadas por hidrocarburos

Dentro de las técnicas de restauración de suelos afectados por la contaminación, se han utilizado plantas herbáceas, mayormente gramíneas, buscando tratar de incidir en el funcionamiento de los ecosistemas. La investigación con especies vegetales leñosas nativas ha sido muy escasa, por ello es necesaria la búsqueda de aquellas con capacidad para crecer en zonas profundamente alteradas con hidrocarburos y que, con el tiempo, permitan la recuperación de la fertilidad del suelo, que favorezcan un microclima y un ciclo hidrológico similares a los originales, el restablecimiento de al menos parte de la flora y fauna nativa que aún sobrevive en algunos sitios (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999), y la generación de productos con valor económico que mejore la calidad de vida de los productores.

Ederra (1997) y Manions *et al.* (2003) han considerado que el escobillo (*Eugenia capuli*) es una planta que forma comunidades casi puras en suelos con derrames de petróleo viejos de hasta 10 años. Específicamente, varias especies de plantas que poseen un sistema de raíces fibrosas que provee una gran superficie para los microorganismos de la rizósfera, se han probado para fitorremediar y biorremediar agua y suelos contaminados de los cuales destacan *Sorghum vulgare*, *Andropogon gerardi*, *Panicum virgatum*, *Lolium perenne*, *Echinochloa polystachya*, *Paspalum fasciculatum*, *Eichhornia crassipes*, *etc.*

En este sentido, García-López *et al.* (2006) realizaron un estudio en una zona contaminada con derrames de petróleo (Cinco Presidentes, Rodador y La Venta,

Tabasco) e identificaron 87 especies vegetales, 33 de las cuales se encontraron sobre sitios contaminados, el resto en áreas aleaños; algunas, en su mayoría arbustos y árboles, presentaron daños visibles, como clorosis y necrosis, en zonas de afectación reciente. Las plantas que reportan son pioneras en suelos contaminados con hidrocarburos y pudieran ayudar en la fitorremediación de los mismos.

Por otra parte, en una investigación realizada por Ochoa-Gaona *et al.* (2011), se realizó un inventario florístico en zonas contaminadas por hidrocarburos que habían sido impactadas por derrames de petróleo entre los años 1960 y 2005 en Cárdenas y Huimanguillo (Tabasco). En estas áreas se identificaron 646 individuos pertenecientes a 23 familias botánicas y 45 especies, la mayor parte de ellas árboles, arbustos y algunas especies de palmas. Dado que estas especies se encuentran establecidas en estos sitios, se considera que tienen tolerancia a los hidrocarburos.

Es así que Pérez-Hernández *et al.* (2013) mencionan que las especies arbóreas van a tener una respuesta diferente a los suelos contaminados con hidrocarburos, ya que realizaron estudios con *Swietenia macrophylla*, *Cedrela odorata*, *Haematoxylon campechianum* y *Tabebuia rosea*. Notaron que la germinación de las semillas de estas especies no se ve afectada. Pero la altura y la biomasa de las cuatro especies evaluadas se redujeron en el suelo contaminado con el petróleo crudo (pesado). Por otro lado, *S. macrophylla* y *H. campechianum* tuvieron una tasa de supervivencia igual en el suelo con o sin petróleo, sin embargo, sufrieron efectos significativos en lo que respecta a la acumulación de biomasa y la altura de la planta. En el análisis de las plántulas de *C. odorata* y *T. rosea* observó una tendencia de menor supervivencia en los suelos contaminados a comparación. Pérez-Hernández *et al.* (2013) recomiendan a *S. macrophylla* para degradar hidrocarburos en suelos contaminados ya que resultó ser la especie más tolerante a las concentraciones, y el tipo de petróleo probado.

Conclusiones

- En la actualidad, se desarrollan métodos para valorar la diversidad botánica de los ambientes contaminados, es por ello que las especies reportadas en la literatura podrán ser utilizadas para medidas de fitorremediación de suelos contaminados por hidrocarburos, así como la restauración ecológica en los ecosistemas naturales.

- Aun son necesarios los estudios sobre las especies vegetales que pueden crecer en el agua y en suelos contaminados, ya que la aplicación de la fitorremediación está limitada entre otros factores por las características físicas y químicas del suelo o del agua.
- Es necesaria la información sobre las concentraciones de elementos (porcentaje de hidrocarburos que absorben) que puedan acumular algunas especies y cuáles serían sus mecanismos de adaptación (ya que estos datos siguen siendo escasos).
- Es importante probar con especies arbóreas las técnicas de remediación de suelos contaminados, ya que son de larga vida, tienen más biomasa a comparación de otras especies y las raíces profundas pueden penetrar a grandes profundidades en los suelos a comparación de los pastos. Aparte contribuyen con beneficios socioambientales y socioeconómicos (cuando se trabaja con especies maderables), al igual el efecto rizosfera favorece a la bioestimulación de los microorganismos.

Bibliografía citada

- Adam, G. y H. Duncan. 2003. The effect of diesel fuel on common vetch (*Vicia faba* L.) plants. *Environmental Geochemistry Health* 25: 123-130.
- Adams, R.H., J. Zavala-Cruz y F.A. Morales-García. 2008. Concentración residual de hidrocarburos en suelo del trópico. II: afectación a la fertilidad y su recuperación. *Interciencia* 7: 483-489.
- Casado-Izquierdo, J.M., M. Hernández-Juárez, M.A. Ortiz-Pérez, O. Oropeza-Orozco, J.A. Quintero-Pérez, T. Sánchez-Salazar e I. Sommer-Cervantes. 2008. *Validación en campo de variables e índices de vulnerabilidad en sitios ambientalmente sensibles a derrames de hidrocarburos en la región de Coatzacoalcos*. Informe final. Instituto Nacional de Ecología e Instituto de Geografía UNAM. 119 p.
- Chan-Quijano, J.G., S. Ochoa-Gaona, I. Pérez-Hernández, M.A. Gutiérrez-Aguirre y J. Saragos-Méndez. 2012. Germinación y sobrevivencia de especies arbóreas que crecen en suelos contaminados por hidrocarburos. *Teoría y Praxis* 12: 102-119.
- Cortón, E. y A. Viale. 2006. Solucionando grandes problemas ambientales con la ayuda de pequeños amigos: las técnicas de biorremediación. *Ecosistemas* 15: 148-157.
- Cruz-Landero, N. de la C. 2010. Especies de leguminosas como fitorremediadoras en suelos contaminados. Tesis doctoral. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. de México. 122 p.
- Ederra I., A. 1997. Botánica ambiental aplicada, las plantas y el equilibrio ecológico de nuestra tierra. Universidad de Navarra. Pamplona, España. 205 p.
- Fernández-Linares, L.C., N.G. Rojas-Avelizapa, T.G. Roldán-Carrillo, M.E. Ramírez-Islas, H.G. Zegarra-Martínez, R. Uribe-Hernández, R.J. Reyes-Ávila, D. Flores-Hernández

- y J.M. Arce-Ortega. 2006. *Manual de técnicas de análisis de suelo aplicadas a la remediación de sitios contaminados*. Instituto Mexicano del Petróleo, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales e Instituto Nacional de Ecología. México, D.F. 179 P.
- Ferrera-Cerrato, R., N.G. Rojas-Avelizapa, H.M. Poggi-Varaldo, A. Alarcón y R.O. Cañizares-Villanueva. 2006. Procesos de biorremediación de suelo y agua contaminados por hidrocarburos del petróleo y otros compuestos orgánicos. *Revista Latinoamericana de Microbiología* 48: 179-187.
- García-López, E., J. Zavala-Cruz y D.J. Palma-López. 2006. Caracterización de las comunidades vegetales en un área afectada por derrames de hidrocarburos. *TERRA Latinoamericana* 24 (1): 17-26.
- Guerrero-Zúñiga, L.A., A.M. Rodríguez-Dorantes, M.A. Gasca-Rodríguez y R.A. Benítez-Ibarra. 2005. Comparación de la capacidad de Remoción de fenantreno y la actividad enzimática radical superficial de cultivos radicuales (*in toto e in vitro*) de *Cyperus elegans*. *Polibotánica* 20: 31-45.
- Guzmán-Morales, A.R., S. Sánchez-Eliás y E. García-Nieblas. 2007. Efecto de los residuos de una industria cerámica sobre la contaminación del suelo. *Revistas Ciencias Técnicas Agropecuarias* 16: 46-52.
- Labra-Cardón, D., L.A. Guerrero-Zúñiga, A.V. Rodríguez-Tovar, S. Montes-Villafán, S. Pérez-Jiménez y A. Rodríguez-Dorantes. 2012. Respuesta de crecimiento y tolerancia a metales pesados de *Cyperus laxus* y *Echinochloa polystachya* inoculadas con una rizobacteria aislada de un suelo contaminado con hidrocarburos derivados del petróleo. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 28 (1): 7-16.
- López-Martínez, S. 2008. Expresión de la actividad enzimática de citocromo p450 en una planta (*Cyperus laxus*) fitorremediadora de suelos contaminados por hidrocarburos. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma Metropolitana, Iztapalapa. México, D.F. 61 p.
- Maldonado-Chávez, E., M.C. Rivera-Cruz, F. Izquierdo-Reyes y D.J. Palma-López. 2010. Efectos de rizosfera, microorganismos y fertilización en la biorremediación y fitorremediación de suelos con petróleos crudo nuevo e intemperizado. *Universidad y Ciencia* 26 (2): 121-136.
- Manios, T., E.I. Stentiford y P. Millner. 2003. Removal of heavy metals from a metaliferous water solution by *Typha latifolia* plants and sewage sludge compost. *Chemosphere* 53: 487-494.
- Ochoa-Gaona, S. I. Pérez-Hernández, J.A. Frías-Hernández, A. Jarquín-Sánchez y A. Méndez-Valencia. 2011. Estudio prospectivo de especies arbóreas promisorias para la fitorremediación de suelos contaminados por hidrocarburos. Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental y El Colegio de la Frontera Sur. Villahermosa, Tabasco, México. 144 p.
- Olguín, E. J., M.E. Hernández y G. Sánchez-Galván. 2007. Contaminación de manglares por hidrocarburos y estrategias de biorremediación, fitorremediación y restauración. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 23 (3): 139-154.
- Pérez-Hernández, I., S. Ochoa-Gaona, R.H. Adams-Schroeder, M.C. Rivera-Cruz y V. Geissen. 2013. Tolerance of four tropical tree species to heavy petroleum contamination. *Water Air Soil Pollution* 224: 1637.
- Rivera-Casado, N.A., M. del C. Montes-Horcasitas, F.J. Esparza-García, A. Ariza-Castolo, O. Gómez-Guzmán, J. Pérez-Vargas, G. Calva-Calva. 2010. Fitotratamiento de suelos impactados por derrames de petróleo: interacción entre hidrocarburos poliaromáticos, fenoles y enzimas oxidativas. *Revista CENIC. Ciencias Químicas* 41: 1-11.
- Rivera-Cruz M. del C., A. Trujillo-Narcía, C.M.A. de la Miranda, C.E. Maldonado. 2005. Evaluación toxicológica de suelos contaminados con petróleos nuevo e intemperizado mediante ensayos con leguminosas. *Interciencia* 30: 326-331.
- Rivera-Cruz, M. del C., A. Trujillo-Narcía, R. Ferrera-Cerrato, R. Rodríguez-Vázquez, V. Volke-Haller, P. Sánchez-García y L. Fernández-Linares. 2006. Fitorremediación de suelos con benzo(a) pireno mediante microorganismos autóctonos y pasto alemán (*Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchc.). *Universidad y Ciencia* 22 (1): 1-12.
- Rivera-Cruz, M. del C., R. Ferrera-Cerrato, V. Volke-Haller, R. Rodríguez-Vázquez y L. Fernández-Linares. 2002. Adaptación y selección de microorganismos autóctonos en medios de cultivos enriquecidos con petróleo crudo. *TERRA Latinoamericana* 20: 423-434.
- Sangabriel, W., R. Ferrera-Cerrato, D. Trejo-Aguilar, M.R. Mendoza-López, J.S. Cruz-Sánchez, C. López-Ortiz, J. Delgadillo-Martínez y A. Alarcón. 2006. Tolerancia y capacidad de fitorremediación de combustóleo en el suelo por seis especies vegetales. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 22 (2): 63-73.
- Schnoor J.L., L.A. Licht, S.C. McCutcheon, N.L. Wolfe, L.H. Carreira. 1995. Phytoremediation of organic and nutrient contaminants. *Environmental Science Technology* 29: 318-323.
- Van-Deuren, J., Z. Wang y J. Ledbetter. 1997. *Remediation technologies screening matrix and reference guide*, [en línea]. Tercera Edición. Technology Innovation Office, EPA. <http://www.epa.gov/tio/remes.htm> [2012, 22 de enero].
- Vázquez-Luna, D., M. Castelán-Estrada, M. del C. Rivera-Cruz, A.I. Ortiz-Ceballos y F. Izquierdo-I. 2010. *Crotalaria incana* L. y *Leucaena leucocephala* Lam. (Leguminosae): especies indicadoras de toxicidad por hidrocarburos de petróleo en el suelo. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 26 (3): 183-191.
- Vázquez-Yanes, C., A. I. Batis-Muñoz, M. I. Alcocer-Silva, M. Gual-Díaz y C. Sánchez-Dirzo. 1999. *Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación*. México, D.F. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) – Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. 311 p.
- Velasco-Trejo. J.A. y T.L. Volke-Sepúlveda. 2003. El composteo: una alternativa tecnológica para la biorremediación de suelos en México. *Gaceta Ecológica* 66: 41-53.
- Volke-Sepúlveda, T. y J.A. Velasco-Trejo. 2002. Tecnologías de remediación para suelos contaminados. Instituto Nacional de Ecología. México, D.F. 60 p.
- Zavala-Cruz, J., F. Gavi-Reyes, R.H. Adams-Schroeder, R. Ferrera-Cerrato, D.J. Palma-López, H. Vaquera-Huerta, J.M. Domínguez-Ezquivel. 2005. Derrames de petróleo en suelos y adaptación de pastos tropicales en el Activo Cinco Presidentes, Tabasco, México. *TERRA Latinoamericana* 23 (3): 293-302.

Carta de la Revista Agrociencia



Editorial del **Colegio de Postgraduados**

"2015, Año del Generalísimo José María Morelos y Pavón"

2 de junio de 2015

DR. AARÓN JARQUÍN SÁNCHEZ
ajarquín@ecosur.mx

Le comunico que su manuscrito fue recibido en Agrociencia para la revisión inicial previa al proceso de arbitraje y se le asignó la clave: 15-166

TÍTULO: DEGRADACIÓN DE HIDROCARBUROS DEL PETRÓLEO EN SUELOS, POR BIOESTIMULACIÓN CON ABONOS ORGÁNICOS ASOCIADOS A ESPECIES ARBÓREAS

AUTORES: José Guadalupe Chan Quijano, Aarón Jarquín-Sánchez, Susana Ochoa-Gaona, Pablo Martínez Zurimendi y Wendi Arévalo Frías

Agradezco su interés por publicar en Agrociencia y le saludo atentamente.


 SERGIO S. GONZÁLEZ MUÑOZ
 DIRECTOR DE AGROCIENCIA



❖ SSGM/ym

• Oficina Central • Guerrero #9, Esquina Avenida Hidalgo •
 • 56253, San Luis Huixtla, Tlaxcala, Estado de México •
 • 01(929) 928.4427 • 01(929) 928.4013 •

• Colegio de Postgraduados • Campus Montecillo • Estadística •
 • Carretera México-Tlaxcala, Km. 36.3, 56230, Montecillo •
 • Tlaxcala, Estado de México •

• Apartado Postal 199, 56100, Texcoco •
 • Apartado Postal 56, 56230, Chapingo •
 • editorialcp@colpos.mx •