

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA
“ANTONIO NARRO”
UNIDAD LAGUNA**

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



**BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR
GASOLINA UTILIZANDO DISTINTAS CANTIDADES DE
ESTIÉRCOL VACUNO EN TORREÓN COAHUILA.**

POR

JUAN LUIS CRUZ GARCIA

T E S I S

**PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL
TÍTULO DE:**

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

TORREÓN, COAHUILA, MÉXICO

DICIEMBRE DE 2009

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA
"ANTONIO NARRO"
UNIDAD LAGUNA**

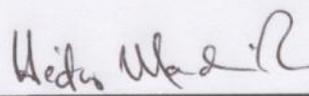
DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

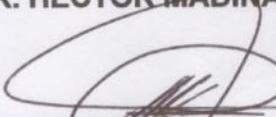
**BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR GASOLINA
UTILIZANDO DISTINTAS CANTIDADES DE ESTIÉRCOL VACUNO EN
TORREÓN COAHUILA.**

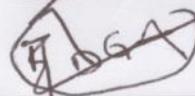
TESIS DEL C. **JUAN LUIS CRUZ GARCIA**, QUE SE SOMETE A
LA CONSIDERACIÓN DEL COMITÉ PARTICULAR DE ASESORÍA
Y APROBADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL
TÍTULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

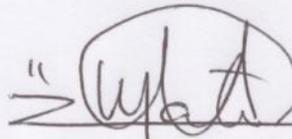
APROBADA POR:

ASESOR PRINCIPAL: 
_____ **DR. HÉCTOR MADINAVEITIA RÍOS**

COASESOR: 
_____ **ING. JOEL LIMONES AVITIA**

COASESOR: 
_____ **MC. EDGARDO CERVANTES ÁLVAREZ**

COASESOR: 
_____ **IBQ. RUBI MUÑOZ SOTO**


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



Coordinación de la División
de Carreras Agronómicas

TORREÓN, COAHUILA

DICIEMBRE DE 2009

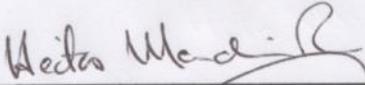
**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA
"ANTONIO NARRO"
UNIDAD LAGUNA
DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS**

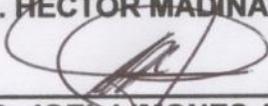
**BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR GASOLINA
UTILIZANDO DISTINTAS CANTIDADES DE ESTIÉRCOL VACUNO EN
TORREÓN COAHUILA.**

**TESIS DEL C. JUAN LUIS CRUZ GARCIA, QUE SE SOMETE A
LA CONSIDERACION DEL H. JURADO EXAMINADOR Y
APROBADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL
TITULO DE:**

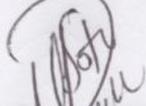
INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

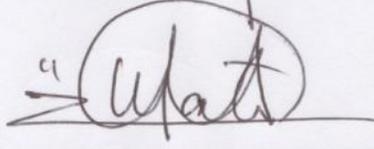
APROBADA POR:

PRESIDENTE: 
DR. HÉCTOR MADINAVEITIA RÍOS

VOCAL: 
ING. JOEL LIMONES AVITIA

VOCAL: 
MC. EDGARDO CERVANTES ALVAREZ

VOCAL SUPLENTE: 
IBQ. RUBI MUÑOZ SOTO


**M.C. VÍCTOR MARTÍNEZ CUETO
COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS**



**Coordinación de la División
de Carreras Agronómicas**

TORREÓN, COAHUILA

DICIEMBRE DE 2009

AGRADECIMIENTOS

A Dios.

Por darme salud, por darme la bendición de poder terminar la carrera a pesar de estar lejos de mis padres y hermano y por estar en cada momento de mi vida.

A mis Padres.

Por su gran sacrificio que hicieron para que concluyera mis estudios por todos sus consejos y motivación que me dieron para que terminara la carrera. Porque ustedes me motivan para que sea un triunfador en la vida.

A mis Hermanos.

Por todo el apoyo moral y sobre todo económico que me brindaron para que concluyera mis estudios.

A mi Alma Terra Mater.

Por darme la oportunidad de realizar mis estudios en sus instalaciones y las facilidades que durante el transcurso de mi preparación me brindaron.

A mis Maestros.

Por compartir conmigo esa gran sabiduría que los distingue y paciencia que me tuvieron. Especialmente al Dr. Héctor Madinaveitia, Ing. Joel limones, MC. Edgardo Cervantes Álvarez, IBQ. Rubí Muñoz Soto. Por guiarme y motivarme a seguir preparándome.

A mis Amigos.

Por su amistad, apoyo moral y económico que me brindaron, que me sirvió de mucho para no sentirme solo y no dejar mis estudios. Gracias por su compañerismo y confianza que me dieron. Jesus, Jorge, Carmelo, Eunice, Victoria. Por su cariño y paciencia, mil gracias.

Dedicatorias

A mis queridos Padres.

Al Sr. Epifanio Felipe Cruz Pérez, por permitirme seguir estudiando, por ese gran corazón que tiene, por su paciencia de ser un excelente padre, por sus consejos que da y sobre todas las cosas que siempre confió en mí. A ti "Mamá", Sra. Sofía Asunción García López, por consentirme y animarme en todo momento, por su gran esfuerzo que hacen los dos para que siguiera estudiando, por su paciencia y cariño son los mejores padres. A la Sra. Socorro Ortiz por ser mi segunda madre, por su apoyo económico y moral que me brindo durante mi estancia en la universidad. Gracias.

A mis queridos Hermanos.

A José Reynaldo Cruz García por su gran apoyo tanto económico y moral no hubiese podido culminar mis estudios. A Henocho Alejandro, Arely del Rosario, Irma Herminia, Nancy Sofía, Jorge Luis. Por su confianza y paciencia que me tienen y ser los mejores hermanos. Gracias.

A "la bicha"

A ella, por su amor, cariño, comprensión, compañía, amistad, paciencia y su gran fe que me tiene, ya que a pesar de estar lejos siempre me ama y valora mi esfuerzo. TQM. Hortencia 6r4c145 x 53r m1 #0v14 y x 70d0 7u 4m0r y cariño.

ÍNDICE GENERAL

PAGINA

AGRADECIMIENTOS	i
DEDICATORIA	ii
ÍNDICE GENERAL	iii
ÍNDICE DE CUADROS Y FIGURAS	vi
RESUMEN	vii
INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVO E HIPOTESIS	3
Objetivo general.....	3
Hipótesis.....	3
REVISIÓN DE LITERATURA	15
Contaminación de suelos con hidrocarburos y biorremediación.....	15
Mundial.....	16
México.....	16
Regional.....	18
pH, Conductividad eléctrica y relación carbono nitrógeno en la materia orgánica.....	19
pH.....	19
Conductividad eléctrica.....	20
Relación carbono nitrógeno.....	20
Remediación.....	21
Clasificación de las técnicas de remediación.....	22
Biorremediación.....	23
Técnicas de biorremediación.....	24
Métodos de biorremediación.....	25
Biorremediación <i>in situ</i>	25
Biorremediación <i>ex situ</i>	25
Biorremediación fase lechada.....	26
Biorremediación da fase solida.....	26
Bioventeo (bioventing).....	26
El Biosparging.....	27
Biopilas.....	27
Atenuación Natural.....	27
La gasolina y su composición.....	28
Biodegradación de la gasolina mediante estiércol.....	30
Importancia del estiércol.....	31
Legislación ambiental de suelos contaminados con hidrocarburos.....	32
Límites máximos permisibles para fracciones de hidrocarburos en suelo....	33
MATERIALES Y METODOS	34
Prepruebas.....	34
Pospruebas.....	35
Determinación de la biodegradación de la gasolina.....	35

RESULTADOS Y DISCUSIÓN	37
Prepruebas.....	37
Pospruebas.....	38
CONCLUSIONES	44
RECOMENDACIONES	46
BIBLIOGRAFIA CITADA	47

INDICE DE CUADROS Y FIGURAS

Cuadro

1	Valores iniciales de parámetros del suelo con gasolina, sin gasolina y estiércol vacuno en los terrenos de la UAAAN-UL, mayo 2009.....	37
2	Concentración de C (%), N (%), relación C/N y degradación de gasolina mediante la aplicación de estiércol vacuno en terrenos de la UAAAN-UL, mes de junio. Mayo-septiembre del 2009.....	38
3	Concentración de C (%), N (%), relación C/N y degradación de gasolina mediante la aplicación de estiércol vacuno en terrenos de la UAAAN-UL, mes de julio. Mayo-septiembre de 2009.	39
4	Concentración de C (%), N (%), relación C/N y degradación de gasolina mediante la aplicación de estiércol vacuno en terrenos de la UAAAN-UL, mes de agosto. Mayo-septiembre de 2009.....	40
5	Concentración de C (%), N (%), relación C/N y degradación de gasolina mediante la aplicación de estiércol vacuno en terrenos de la UAAAN-UL, mes de septiembre. Mayo-septiembre de 2009.....	41
6	Valores de degradación de gasolina obtenidos a través de los meses. Terrenos de la UAAAN-UL. Mayo-septiembre de 2009.....	42
7	Análisis estadísticos de las medias de carbono, medias del nitrógeno y medias de la relación carbono nitrógeno de los tratamientos C ₀ (Testigo), T ₁ (10 kg), T ₂ (15 kg), T ₃ (20 kg), Y el coeficiente de variación en los meses junio-septiembre del 2009. En los terrenos de la UAAA-UL.....	43

INDICE DE FIGURAS

Figura

1. Diseño experimental empleado para medir la degradación de gasolina en la mezcla de suelo y estiércol vacuno. Terrenos de la UAAAN UL. Mayo de 2009.

RESUMEN

Este trabajo se realizó en terrenos de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro Unidad Laguna (UAAAN UL) que está ubicada en carretera a Santa Fe y Periférico Raúl López, de la ciudad de Torreón Coahuila. El objetivo fue determinar la biorremediación de suelos contaminados con la misma cantidad de gasolina mediante la aplicación de distintas cantidades de estiércol vacuno. Para ello se seleccionó el área que está ubicada en la parte noreste al final de los terrenos de la universidad. Se delimitaron lotes de 1 m^2 , se aplicaron 135 kg de estiércol vacuno que fueron distribuidos de la siguiente forma L_1 10 kg, L_2 15 kg, L_3 20 kg y L_0 0 kg. Solo a un bloque no se le aplicó estiércol, pero sí gasolina magna sin. En total fueron cuatro tratamientos con tres repeticiones. Previamente se analizó en el laboratorio de suelos, muestras de suelo sin gasolina, suelo con gasolina y estiércol vacuno. Los parámetros determinados fueron: materia orgánica (MO), pH, textura, conductividad eléctrica (CE), carbono (%), nitrógeno (%) y la relación carbono - nitrógeno (C/N). Después de establecidos los lotes, se regaron cada ocho días y se sacaron muestras cada mes, en el periodo comprendido entre junio-septiembre del 2009. Las muestras fueron secada y llevadas al laboratorio de suelos, los parámetros determinados fueron: carbono (%), nitrógeno (%) y la relación carbono - nitrógeno (C/N) la relación fue clave para saber la eficiencia de la descontaminación de los suelos. A mayor concentración de N mayor descontaminación de hidrocarburos. El criterio seguido para determinar la biodegradación de la gasolina fue considerando la relación C/N, la cual se obtuvo de la división entre el de C (%) y N (%) y los valores que obtenidos si fueron menores a 150 indicó que el tratamiento tuvo degradación, entre menor fue el valor obtenido mayor fue la biodegradación de gasolina. Los resultados obtenidos indicaron que si hubo biodegradación, en todos los tratamientos, aunque no destacó tratamiento alguno en cuanto a más o menos biodegradación. Principalmente en los dos primeros meses junio-julio fue cuando hubo mayor biodegradación. Sobre todo en el L_1 10 kg de estiércol vacuno y L_2 15 kg de estiércol vacuno, eso quiere decir que es la cantidad adecuada para que los

microorganismos realicen mejor labor. De estos dos meses hubo mayor degradación en julio, cabe mencionar que en este mes llovió más.

Palabras claves. Biorremediación, biodegradación, gasolina, estiércol vacuno, nitrógeno (%), carbono (%), relación carbono nitrógeno (C:N).

INTRODUCCIÓN

El desarrollo de la industria petrolera en México, se convirtió en unas de las principales productoras mundiales de hidrocarburos y sus derivados, si bien ha sido el sustento de la economía nacional, que ha provocado la alteración de los ecosistemas mediante la contaminación del aire, agua y suelo debida a la falta de información y poca investigación que existe sobre la contaminación del suelo por hidrocarburos y sus derivados como el diesel y la gasolina entre otros.

También hay que señalar que existe actualmente una gran cantidad de sitios contaminados con diferentes tipos de compuestos, tanto orgánicos como inorgánicos, debido principalmente a las actividades de la industria minera y petroquímica, además de la disposición clandestina y derrames de residuos peligrosos.

La industria petrolera en México tiene un significado estratégico de primera magnitud, que se manifiesta por los niveles de contribución a la economía nacional. La necesidad de satisfacer día con día una mayor demanda de energéticos ha ocasionado el crecimiento de esta industria, y con ello el impacto sobre los recursos naturales, los ecosistemas y las zonas urbanas.

Los derrames de petróleo y sus derivados en el ámbito mundial, han provocado una severa contaminación del suelo y de los cuerpos de agua. Estos compuestos son tóxicos para los seres vivos ya que son mutagénicos y carcinogénicos.

El manejo inadecuado de los materiales y residuos peligrosos ha provocado en el mundo un grave problema de contaminación de suelos y los cuerpos de agua. En México, la industria del petróleo en su conjunto ha tenido un impacto negativo en materia ambiental.

En este trabajo se debe recalcar el valor de desarrollar tecnologías de biorremediación como alternativa para la recuperación de ecosistemas y agroecosistemas impactados. La misma industria petrolera ha empezado investigaciones en esta área en los últimos años. Petróleos Mexicanos (PEMEX), con ayuda del Instituto Mexicano del Petróleo (IMP), ha empezado a buscar

medidas efectivas en términos de costo-beneficio para recuperar algunos de los sitios contaminados más problemáticos en el sureste mexicano, especialmente en los estados de Veracruz, Tabasco, Chiapas y Campeche. La biorremediación es una de las tecnologías que se están investigando y está resultando una de las más prometedoras y menos costosas.

Debido a los datos obtenidos en una evaluación reciente realizada por PEMEX y el IMP en Tabasco occidental, actualmente se considera a la biorremediación como uno de los medios más apropiados para la restauración de muchos sitios contaminados. Así, muchas de las convocatorias realizadas por PEMEX para la recuperación de sitios contaminados, especifican la biorremediación.

Durante mucho tiempo y hasta hace poco, nadie se preocupaba por los derrames de los hidrocarburos en el suelo dando por el hecho que a través de la biota del suelo la naturaleza limpiaba el ambiente, pero según fue cambiando la composición de los hidrocarburos y al aumentar la cantidad de derrames accidentales y complejidad de estos, a ocasionado que la capacidad degradativa y amortiguadora de los microorganismos sea lenta y difícil para su degradación. En la actualidad existe un gran número de técnicas destacando la biorremediación, para disminuir la contaminación por hidrocarburos, debido a su bajo costo y el uso de microorganismos para la degradación de las sustancias tóxicas convirtiéndolas, en dióxido de carbono, agua y sales inocuas.

En este trabajo se experimentó la biorremediación mediante la aplicación de gasolina en terrenos de la UAAAN UL y se les trató con distintas cantidades de estiércol vacuno.

OBJETIVO E HIPÓTESIS

Objetivo general

Determinar la biorremediación de suelos contaminados con la misma cantidad de gasolina mediante la aplicación de distintas cantidades de estiércol vacuno.

Hipótesis

La adición de bioestimulantes como el estiércol vacuno aplicado a distintas cantidades a suelos contaminados con gasolina permitirá su descontaminación.

REVISIÓN DE LITERATURA

Contaminación de suelos con hidrocarburos y biorremediación

Las propiedades físicas del suelo más afectadas por derrames de hidrocarburos son: la estructura del suelo debido a la ruptura de los agregados, de aumento de la retención del agua en la capa superficial y el potencial hídrico. Probablemente el componente más importante del suelo en relación con la persistencia de sustancias tóxicas es la arcilla. La persistencia aumenta cuanto más pequeña son las partículas debido a que aportan una gran área superficial para la absorción de los productos químicos. Las propiedades químicas del suelo más afectadas por un derrame de hidrocarburos son: aumento del carbono orgánico ya que el 75 % del carbono del petróleo crudo es oxidable, la disminución del pH, debido a la acumulación del carbono orgánico y generación de ácidos orgánicos, el aumento del manganeso y hierro intercambiable y el aumento de fósforo disponible. Los efectos tóxicos de los hidrocarburos en el ambiente dependen de la cantidad y composición del petróleo, la frecuencia y tiempo de exposición, el estado físico del derrame, las características del sitio donde sucedió el derrame, las variables ambientales como temperatura, humedad y oxígeno, el uso de dispersantes químicos y la sensibilidad de la biota específica del ecosistema impactado.

La biorremediación es una de las mejores alternativas por sus diversas ventajas como son: posibilidad de aplicarse *in situ* o *ex situ*, bajo costo de operación, como subproducto se obtiene un suelo útil para la agricultura debido a la adición de nutrientes y no requiere de equipamiento especializado para su aplicación sus desventajas fundamentales es: el tiempo de proceso largo, aplicación efectiva a suelos con concentraciones de hidrocarburos inferior al 30% y contaminantes no tóxicos para los microorganismos.

La biorremediación tiene un costo estimado entre el 30 y 50 % más bajo que otras técnicas convencionales de limpieza. Hay también otro importante factor ambientalmente hablando: la biorremediación ofrece una mejor solución en la limpieza efectiva y completa de residuos contaminantes que el simple transporte a

otro lugar de las tierras afectadas o la liberación de las sustancias tóxicas a la atmósfera.

Las concentraciones de hidrocarburos por encima del 10 % inhiben claramente el proceso de biodegradación. Este límite se traduce en unos 100,000 litros de hidrocarburos por hectárea. El pH del suelo se ajusta a un valor práctico más cercano, mediante caliza agrícola. (Atlas y Bartha 2001).

Mundial. La aceptación de la biorremediación como una estrategia de limpieza viable, en muchos casos, depende de sus costos. Es decir, cuando el método biológico propuesto es menos costoso que los tratamientos físicos y químicos viables para el tratamiento de un sitio y de un contaminante en particular. Asimismo, muchas de las estrategias de biorremediación son competitivas en términos de costo y eficiencia sobre una matriz contaminada (Semple *et al.*, 2001)

De acuerdo con los estudios realizados en los Estados Unidos de América y el Reino Unido, el mercado de la biorremediación para el tratamiento de suelos contaminados se ha incrementado debido a que los costos puedan reducirse entre 65% y 80%, respecto de los métodos físico-químicos (Zechendorf, 1999).

México. En México el mercado ambiental, actualmente existe una cantidad considerable de empresas nacionales e internacionales que ofrecen diferentes tipos de tecnologías para la remediación de sitios contaminados. Asimismo, con el propósito de establecer un control acerca de las tecnologías que se ofrecen y conocer sus posibilidades reales de éxito, se inicio en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México el 18 de agosto de 1997, la aplicación obligatoria de la Licencia Ambiental Única (LAU), para todas aquellas empresas que realizan trabajos de remediación de suelos. De conformidad con el acuerdo sectorial publicado en el Diario Oficial de la Federación (DOF) del 11 de abril de 1997. Posteriormente, se publico el acuerdo delegatorio respectivo en el DOF del 3 de diciembre de 1998, y a partir del 4 de enero de 1999 la LAU es emitida por las delegaciones federales de la Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) en los estados de Aguascalientes, Baja California, Coahuila, Chihuahua, México,

Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, Nuevo León, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí, Sonora, Tamaulipas, Tlaxcala y Veracruz. Para el resto de los estados, el trámite de la licencia esta centralizado (SEMARNAT 2002).

De las tecnologías que ofrecen las empresas que cuentan con permisos para remediar suelos contaminados, todas están enfocadas exclusivamente a la remediación de sitios contaminados por compuestos orgánicos. Dentro de los contaminantes tratados con mayor frecuencia, se encuentran los Hidrocarburos Totales de Petróleo los (HTP) y los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP), los aceitosos, lodos de perforación y recortes de perforación. De un total de 57 empresas autorizadas, ninguna ofrece servicios para la restauración de suelos contaminados por metales. De acuerdo con datos proporcionados por 40 empresas autorizadas para remediar suelos contaminados por diferentes tipos de contaminantes, dentro de las tecnologías más comúnmente empleadas se encuentran las biológicas (biorremediación, con 48%), siendo las más utilizadas el composteo y la biolabranza. El lavado de suelos, la oxidación química y la separación físicas constituyen otra parte importante de las tecnologías más empleadas en México (SEMARNAT 2002). A pesar de que existe información acerca de las tecnologías de biorremediación que se emplean en México, se aprecian ciertas deficiencias en el manejo y conocimientos de estos procesos por algunas de las empresas dedicadas a esta actividad. Este hecho se debe, en parte, a que muchas de estas empresas no cuentan con profesionales en microbiología o biotecnología, debido a que su principal actividad para realizar los trabajos de biorremediación consiste en importar formulaciones (concentrados bacterianos o enzimáticos, agentes tenso activos y mezcla de elementos nutritivos, entre otros) para venderlas en México. Muchos de estos productos, además carecen de información acerca del contenido y su eficiencia no se ha demostrado para las condiciones climáticas que predominan en el. La remediación de estos suelos requiere de aproximadamente 100 millones de dólares, ya que se estima que el precio promedio de remediación por m³ es del orden de 60 dólares para el caso de los residuos metálicos y 40 dólares para otros tipos de contaminantes como ácidos e hidrocarburos, cifra a la que se le sumaran las

erogaciones de los trabajos de remediación de las zonas petroleras de México, de las cuales, se tendrá precisión tan pronto se concluyan los trabajos de diagnóstico que PEMEX está realizando (Saval 1998).

Regional. En la Región Lagunera no se han hecho estudios sobre contaminación de hidrocarburos dados por derrames en suelos, sin embargo, por la existencia de un gran número de gasolineras y ductos de PEMEX, no se descarta la posibilidad de la presencia de esta problemática que requiere ser evaluada.

Sin embargo, ha detectado y reportado una alta contaminación de plomo en el suelo y aire, la presencia de metales pesados y particularmente plomo genera un grave problema y representa un gran riesgo dado que las condiciones ambientales de la región propician suelos secos y fuertes vientos que generan tolvaneras, las cuales dispersan el suelo y sus contaminantes en toda la región, provocando riesgos de salud en la población humana. El problema en la ciudad de Torreón Coahuila es provocado por el plomo, el cadmio y el arsénico, tres elementos altamente dañinos para los humanos. El envenenamiento por metales pesados se debe al funcionamiento de la cuarta fundidora más importante del mundo, propiedad de la compañía Peñoles, situada en el centro de la ciudad de Torreón. En otros lugares puede presentarse la contaminación por plomo pero las fuentes emisoras pueden ser distintas (Valdés, 1999).

Además de las emisiones, hay un problema muy grave con las escorias de los procesos de esta planta; desde el inicio de sus actividades éstas se han ido acumulando en un montículo conocido localmente como “el cerro negro”. Dicha empresa es la responsable de emitir altos índices de agentes contaminantes y que a la fecha sigue generando elevados niveles de plomo y cadmio entre otros contaminantes dañinos para el medio ambiente y para la salud de adultos y menores, Los valores aceptables de plomo en la sangre, aire y suelo son elevados y sobrepasan los valores permisibles en normas internacionales. Estas son tan solo algunas de las graves consecuencias que se generan por las altas emisiones de contaminantes en el municipio de Torreón, por lo que nuestra preocupación es eminente frente a los irreversibles daños ambientales (Benavides *et al.* 2004).

pH, Conductividad eléctrica y relación carbono nitrógeno en la materia orgánica

pH. El proceso de compostaje puede realizarse efectivamente sobre un amplio rango de pH de 3 a 11 sin limitar el proceso (Bartaldi y Zucconi 1987). El pH óptimo para el desarrollo de microorganismos se encuentra entre 6.5 y 7.5 (British Columbia Ministry of Agriculture and Food, 1996), el pH ideal para la mayoría de los microorganismos es de 7.0, nivel que corresponde a neutral.

Los valores de pH cambian durante el proceso, debido a cambios en la composición química, en general, el pH desciende sobre el valor neutral en el comienzo del proceso debido a la formación de ácidos orgánicos y más tarde se eleva sobre el valor neutral, debido a que los ácidos han sido consumidos y por que el amonio ha sido producido (Beck-Friis *et al.*, 2003).

El pH en compost es influenciado por tres sistemas acido-base. El primero es el sistema carbónico, con dióxido de carbono (CO_2), el cual es formado durante la descomposición y puede escapar como gas o en forma de líquido, formando ácido carbónico (H_2CO_3), bicarbonato (HCO_3^-) y carbonato (CO_3^-). El segundo sistema es amonio (NH_4^+), y amoníaco (NH_3), el cual se forman con la descomposición de la proteína. El último sistema está compuesto por varios ácidos orgánicos, en el cual el ácido acético y el ácido láctico dominan, este sistema puede reducir el valor del pH hasta 4 (Weast *et al.*, 1989-1990).

Los ácidos orgánicos limitan el crecimiento y actividad microbiana en niveles ácidos (pH <7.0) (Cherrington *et al.*, 1991). Diferentes microorganismos tienen diferentes sensibilidades a los ácidos orgánicos. Generalmente, las bacterias son más sensibles a los ácidos que los hongos (Atlas y Bartha, 1998), los ácidos interfieren con las funciones celulares de los organismos.

Usualmente los ácidos orgánicos se van eliminando durante el proceso de compostaje (Jeris y Regan, 1973). En niveles alcalinos (pH >7.0), el radical de

amonio deja su estado ionizado y es volatizado. Así, como el pH incrementa, mas amoniaco será observado en el proceso de compostaje. Combinando esta volatización con las características de altas temperaturas, el proceso de compostaje lleva a una extensa perdida de nitrógeno en forma de amoniaco (Díaz *et al.*, 1993).

Durante un compostaje exitoso, los ácidos son descompuestos y el pH se incrementa. Comparado con compostas bien aireadas, compostas con bajos niveles de oxigeno dan como resultado una gran producción de ácidos, una lenta descomposición de estos (Beck-Friis *et al.*, 2003). El período inicial del bajo pH puede ser reducido significativamente si la temperatura en la composta está por debajo de los 40 °C hasta que el pH se incremente (Smårs *et al.*, 2002).

Conductividad Eléctrica. Una medicion de conductividad electrica (CE) es tipicamente usado como un indicador de la calidad del compost y generalmente se asume que es uno de los mayores factores limitantes para las aplicaciones de compost (Benito *et al.*, 2005).

La CE mide la concentración de iones solubles (sodio, cloro, sulfatos, potasio, calcio, magnesio, etc.) o la salinidad del compost. Exceso de sales en el compost pueden causar directamente fitotoxicidad, dependiendo de la tolerancia a sales de las especies de plantas (Zucconi *et al.*, 1981).

La salinidad afecta la germinación y crecimiento de las plantas tanto directa como indirectamente. Las plantas difieren en su tolerancia a sales. Plantas de baja tolerancia a sales pueden tolerar valores de 2 a 4 mmhos/cm; plantas de mediana tolerancia pueden tolerar valores de 4 a 10 mmhos/cm; y las de gran tolerancia pueden tolerar valores de 10 a 18 mmhos/cm (Tester y Parr 1983).

Relación Carbono Nitrógeno. Hay dos elementos quimicos en la materia organica que son extremadamente importantes, especialmente su relacion o proporcion en cada uno, son el carbono y el nitrogeno (Miller 2000).

El carbono es un macro nutriente esencial y forma parte del metabolismo de energía. Es la mayor fuente de energía para los microorganismos y deberá de

estar disponible para microbios que se concentran en grandes cantidades. La cantidad de nitrógeno necesaria por unidad de carbono varía con el tipo y concentración de microorganismos (Tchobanologous *et al.*, 1993).

El parámetro ampliamente más usado para el proceso de compostaje es la relación de C: N, al tener una relación alta (ejemplo; residuos de madera 500:1) de C: N causará un comienzo lento en el proceso y el tiempo de compostaje será más largo de lo usual (Tuomela *et al.*, 2000) mientras una relación baja (ejemplo; estiércol de aves; 7:1) de C: N resulta tener altas emisiones de NH₃ (Tiquia y Tam, 2000).

La relación C: N puede ser usado como un indicador de madurez en el compost. La relación inicial C: N en composta afecta la calidad de productos maduros (Heerden *et al.*, 2002; Huang *et al.*, 2004).

Es reportado que la relación C: N de 25-30 es optima para actividades microbianas durante el procesos de nitrificación (Alexander, 1961). Bertoldi y Zucconi 1987 reportan que el proceso de compostaje se desarrolla en una relación del C: N oscila entre 20:1 y 40:1 con el óptimo de 25:1. Al tener relaciones menores a 20:1, el nitrógeno se pierde en forma de amoniaco.

La discrepancia que hay entre la relación C: N recomendada y la requerida por los microorganismos se explica por el hecho que el carbono presente en desechos orgánicos no es fácilmente biodegradable. Es así que la relación C: N de 20 a 40 está basada en el hecho de que respectivamente del 100% al 30% de carbono contenido en el desecho es biodegradable (Barrington *et al.* 1997.)

Remediación

En los países más avanzados se han desarrollado tecnologías para la remediación y restauración de sitios, sin embargo, dado que cada sitio dañado constituye una problemática específica, se requiere el establecimiento de criterios y gran cantidad de información para decidir cómo controlar y eliminar los contaminantes. (Fátima Y Flavio 2003)

Se entiende por remediación o limpieza a las acciones que se toman para la reducción o eliminación de los niveles de contaminantes en suelo y subsuelo. Restauración o recuperación es la acción de devolver a un sitio, sus características originales. Es decir, rescatar o mejorar la función y la imagen que el suelo tenía antes de haber sido afectado por los contaminantes. (Fátima Y Flavio 2003)

El término de remediación, no está definido en México en algún documento oficial, actualmente es utilizado para referirse a todas aquellas acciones aplicadas a suelos y acuíferos que conduzcan a la reducción y/o eliminación total de contaminantes (Cortinas y Mosler, 2002).

Clasificación de las técnicas de remediación

A escala mundial, se han desarrollado un gran número de opciones de remediación para suelos contaminados con hidrocarburos, mismos que se pueden clasificar de diferentes maneras. Una de las clasificaciones más comunes se hace en base a su funcionamiento teniendo en así técnicas biológicas, fisicoquímicas y térmicas. Otra clasificación se basa en el efecto sobre el contaminante, de tal forma que se tiene técnicas de remediación, extracción, separación y destrucción. En la práctica, las dos clasificaciones mencionadas son validas e incluso complementarias, ya que generalmente necesitan combinarse (Cortinas y Mosler, 2002).

Las técnicas de remediación se clasifican de acuerdo al principio de su funcionamiento,
(Siebe *et al*; 1999).

Biológicos: Biorremediación, fitoremediación.

Fisicoquímicos: Solidificación, estabilización, extracción de vapores.

Térmicas: Destrucción por inyección de vapores, incineración.

El tipo de contaminante y sus características físicas y químicas determinan si un sitio requiere ser remediado y la manera en que el contaminante debe tratarse.

Además, dichas propiedades determinan cómo puede ser el movimiento del contaminante y si éste es o no persistente en el ambiente. La estructura química de un contaminante determina su toxicidad y por consiguiente permite fijar ciertos criterios para establecer los límites de limpieza. Las características naturales de los suelos, sedimentos y cuerpos de agua, a menudo determinan las propiedades de los sistemas de tratamiento, (Saval, 1995).

Biorremediación

La presencia prolongada de los contaminantes en los suelos ha ocasionado que muchas bacterias ahí presentes hayan desarrollado la capacidad bioquímica para degradarlos. Esta capacidad es precisamente la base de las tecnologías de biorremediación, que en los últimos años han surgido como una alternativa muy atractiva para la limpieza de suelos y acuíferos. Una de las principales características de la biorremediación es que los contaminantes realmente se pueden transformar en compuestos inocuos al ambiente y no solamente se transfieren de lugar. (Fátima y Flavio, 2003)

Las técnicas de tratamiento de residuos sólidos consisten en la aplicación de procesos químicos, biológicos o físicos a desechos peligrosos o materiales contaminados a fin de cambiar su estado en forma permanente. Estas técnicas destruyen contaminantes o los modifican a fin de que dejen de ser peligrosos, además pueden reducir la cantidad del material contaminado presente en el lugar, retirar el componente de los desechos que los hace peligrosos o inmovilizar el contaminante en los desechos (Flores, 2001).

Se define como biorremediación al proceso de aceleración de la tasa de degradación natural de hidrocarburos por adición de fertilizantes para provisión de nitrógeno y fósforo (Ercolli y Gálvez, 2001).

La biorremediación es una técnica innovadora que se ha desarrollado en la década de los 80"s y 90"s, la cual ha sido aplicada exitosamente en el tratamiento de suelos contaminados con hidrocarburos. La biorremediación es considerada

como la más deseable aproximación a la remediación de suelos contaminados en contraste a alternativas más costosa y de menor aceptación pública como la incineración. Los tratamientos biológicos de degradación en suelos pueden ser suficientes y económicos si las condiciones de biodegradación son optimizadas. (Alvarez, 2001; Belloso, 1998; Cursi, Calleja, 2001).

Técnicas de biorremediación

Bioestimulación. Adición de nutrientes para estimular la actividad de las bacterias nativas.

Bioaumentación. Adición de bacterias previamente seleccionadas por su capacidad para degradar contaminantes.

Bioventeo. Suministro de aire para estimular la efectividad de las bacterias nativas.

Biolabranza. El suelo se extiende en una capa de tamaño regular y se revuelve periódicamente.

Métodos de biorremediación

La biorremediación puede usarse como método para descontaminar el suelo y el agua. Estas medidas se clasifican en dos grandes categorías: *in situ* y *ex situ*. Con medidas biocorrectivas *in situ* se trata la tierra contaminada o el agua subterránea en el lugar donde se encuentra. Las medidas biocorrectivas *ex situ* consisten en excavar el suelo contaminado o extraer el agua subterránea por bombeo para aplicar el tratamiento, obviamente en otro lugar ajeno al que se encuentra en un inicio, la contaminación, (Torras *et al.*, 2004).

Biorremediación *in situ*

Con las técnicas *in situ* no es necesario excavar el suelo contaminado, de modo que son menos costosas, levantan menos polvo y liberan menos contaminantes que las técnicas *ex situ*. Sin embargo, las técnicas *in situ* pueden llevar más tiempo que las técnicas *ex situ*, pueden ser difíciles de manejar y son más eficaces en suelos permeables (arenosos o que no sean compactos) (Torras *et al.*, 2004). La biodegradación *in situ* de los hidrocarburos es la degradación biológica del petróleo y derivados llevada a cabo por bacterias y hongos que poseen la capacidad de oxidarlos, mineralizarlos y transformarlos en biomasa, (Álvarez, 2004).

Biorremediación *ex situ*

Las técnicas *ex situ* llevan menos tiempo, son más fáciles de controlar y se usan para tratar una gama más amplia de contaminantes y tipos de suelo que las técnicas *in situ*. No obstante, requieren la excavación en sí y, a veces, incluso después. Entre las técnicas *ex situ* cabe señalar la biorremediación de fase lechada, y las de fase sólidas, (Torras, 2004)

Biorremediación de fase lechada

La tierra impactada se combina con agua y otros aditivos en un tanque grande denominado "biorreactor"; se mezcla para mantener los microorganismos presentes en la tierra en contacto con los contaminantes, y se añaden nutrientes y oxígeno. Las condiciones en el biorreactor se controlan a fin de crear el medio óptimo para que estos degraden los contaminantes. Una vez concluido el tratamiento, se separa el agua de los sólidos, y se eliminan o se someten a un tratamiento ulterior si todavía tienen contaminantes. El tratamiento biológico de fase de lechada puede ser relativamente rápido en comparación con otros procesos biológicos, particularmente para la arcilla contaminada. Esta técnica es particularmente útil en los casos en que se necesitan medidas correctivas rápidas. (Velasco y Volke 2003).

Biorremediación de fase sólida

Se somete la tierra a un tratamiento en la superficie, con sistemas de recolección para evitar la fuga de contaminantes. Se controla la humedad, el calor, los nutrientes y el oxígeno a fin de propiciar la biodegradación para aplicar este tratamiento. Estos sistemas son relativamente sencillos de usar y de mantener, aunque ocupan mucho lugar y la limpieza lleva más tiempo que con los procesos de fase lechada. Los de tratamiento de fase sólida abarcan el tratamiento de la tierra, biopilas de tierra y la producción de abonos a partir de desechos. (Velasco y Volke, 2003).

Bioventeo (bioventing)

El cuál es un proceso de biorremediación *in situ* que consiste en la ventilación forzada del suelo mediante la inyección de O₂ debido a la aireación del suelo se va a favorecer la degradación de los hidrocarburos por dos motivos: por volatilización, facilitando la migración de la fase volátil de los contaminantes, y por

biodegradación, ya que al incrementar la oxigenación del suelo se va a estimular la actividad microbiana (Torres, 2003).

Biosparging

Es un método *in situ* que combina el efecto de la ventilación con la utilización de los microorganismos autóctonos para degradar compuestos orgánicos absorbidos por el suelo en la zona saturada. Esta técnica se utiliza para la degradación de compuestos orgánicos en el suelo y aguas subterráneas que combina el efecto de la ventilación con la utilización de microorganismos (Crawford *et al.*, 2000 citado por Torres, 2003).

Biopilas.

Son un tipo de biorremediación de tipo *ex situ* en condiciones no saturadas, consiste en la reducción de la concentración de contaminantes derivados del petróleo de suelos excavados mediante el uso de la biodegradación.

Atenuación natural.

Es una técnica de biorremediación *in situ* de bajo costo, su característica principal es la utilización de los procesos físico-químicos de interacción contaminante suelo y los procesos de biodegradación tienen lugar de forma natural. Estos procesos se conocen como procesos de biotransformación natural, que van a reducir la concentración de los contaminantes. Entre ellos se encuentra la dilución, la dispersión, volatilización, adsorción, biodegradación y las reacciones químicas que se producen en el suelo (Benavides *et al.*, 2006).

La gasolina y su composición

El petróleo es el producto de la degradación anaeróbica de materia orgánica, durante largos períodos de tiempo y bajo condiciones de alta presión y temperatura, que la convierte en gas natural, crudo; el petróleo crudo es una mezcla extremadamente compleja y variable de compuestos orgánicos. Los hidrocarburos pueden presentarse en un amplio rango de estructuras moleculares como cadenas lineales y ramificadas, anillos sencillos, condensados o aromáticos. (Torres y Zuluaga, 2009).

La gasolina son los primeros combustibles líquidos que se obtienen del fraccionamiento del petróleo, consiste de una mezcla de hidrocarburos de bajo peso molecular (entre C4 a C10) y aditivos químicos y una temperatura de destilación de entre 30 y 200 °C (API, 2004). Las gasolinas son producidas de petróleo en el proceso de refinación, es un líquido incoloro, pardo pálido o rosado, y es sumamente inflamable, entre los componentes de la misma con mayor potencial de riesgo ambiental, por su fácil liberación al medio ambiente y amplia toxicidad carcinogénica (García *et al.*, 2006).

Los hidrocarburos de la gasolina representan el 70 % o más, entre los que están la n-alcano (butano, pentano, etc.) y los isoalcanos (isooctano, isoparafinas), que son los dominantes; le siguen los cicloalcanos (ciclobutano, ciclopentano, ciclohexano, cicloheptano, ciclooctano, ciclonoano y ciclodecano) y los compuestos aromáticos. Entre los compuestos aromáticos están el benceno, tolueno, y xilenos (conocidos como BTX's. Los BTX's abarcan el 24% en peso de la gasolina. Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) están en muy pequeñas cantidades en la gasolina, debido a su alto peso molecular y elevado punto de ebullición; la excepción la constituye el naftaleno, que puede estar presente en un 0,5% en peso. Entre los aditivos están los éteres oxigenados: éter metil-terbutílico (MTBE), éter etil-terbutílico (ETBE), éter metil-teramílico (TAME),

éter di-isopropil (DIPE), y alcoholes (ej. etanol, alcohol ter-butílico ó butanol, metanol) (Celis, 2009).

Respecto a su procedencia existen tres clases de gasolinas:

Gasolinas naturales: es aquella que se produce por separación del gas natural o gas de cabeza de pozo, el contenido en hidrocarburos es más bajo que la gasolina en destilación.

Gasolinas en destilación directa: Fracción que se obtiene al destilar el crudo de petróleo a presión atmosférica. No contiene hidrocarburos no saturados de moléculas complejas aromático nafténicas, presenta punto de ebullición más alto que el límite superior del intervalo de ebullición de la gasolina.

Gasolina de cracking o refinado: sale a partir de una fracción de corte alto que se somete a otro proceso (cracking), donde se rompen las moléculas mas grandes en otras mas pequeñas obteniendo moléculas que entran dentro de la fracción de la gasolina, la composición no va hacer tan homogénea como en las dos anteriores.

Según su utilización la gasolina se divide en gasolinas de automoción y gasolinas de aviación. La de automoción se emplea en los motores de automóviles, de 4 tiempos, encendido por chispa, válvula de trabajo y carburador de aire. También se usa en motores de 2 tipos y con otro tipo de válvula. . (textoscientificos.com/energía/combustibles/gasolinas. 2006. Consultado el 22 de mayo de 2009).

Biodegradación de la gasolina mediante estiércol

La biodegradabilidad de un compuesto orgánico se debe a que es utilizado por los microorganismos como fuente de carbono. No todos los compuestos se degradan con la misma facilidad (Ercoli *et al.*, 2001).

Los compuestos alifáticos de cadena lineal (parafínicos) se degradan fácilmente, pero cuando se incluyen como sustituyentes alcanos de cadena larga, se forman estructuras ramificadas estéricamente inaccesibles para la degradación (Ercoli *et al.*, 2001).

Los compuestos aromáticos simples se degradan por diferentes aperturas del anillo. También se pueden degradar los compuestos aromáticos policlorados como los policlorobencenos cuya biodegradabilidad disminuye al aumentar el número de átomos de Cloro en la molécula.

Los compuestos nitrogenados y azufrados se degradan lentamente, los compuestos más resistentes al ataque microbiano son las fibras sintéticas, aunque se están aislando microorganismos capaces de degradar estos compuestos (Ercoli *et al.*, 2001).

Cuando la concentración de contaminante es alta puede ocurrir que se produzca inhibición del desarrollo microbiano y disminuya su capacidad de metabolización o si es muy alta que intoxique a los microorganismos. Los microorganismos pueden degradar hidrocarburos y otras sustancias contaminantes en forma de cultivos puros (especie única) o cultivos mixtos (varias especies que mantienen una relación simbiótica). Cuando se trata de este último caso, el tratamiento biológico implica una compleja interacción de especies microbianas. La velocidad de crecimiento y la utilización de sustratos es generalmente superior en cultivos mixtos que en cultivos puros. En una mezcla de poblaciones los consumidores primarios inician el proceso de degradación y los consumidores secundarios utilizan los productos metabólicos de los primeros para degradarlos (Ercoli *et al.*, 2001).

Se recomienda implementar este novedoso método como medida de saneamiento de ciertas áreas del terreno del complejo, ya que representa una alternativa sencilla y de bajo costo (Mallia *et al.*, 2002).

Importancia del estiércol

Estiércol es el nombre con el que se denominan a los excrementos de los animales, se emplean principalmente los desechos de oveja, de ganado vacuno, de caballo, de gallina. Se usa en la agricultura ecológica por su valor ya que no sólo proporcionan nutrientes al suelo sino que aportan materia orgánica y favorecen la presencia de microorganismos del suelo, el estiércol es la base del compost (Corso *et al.*, 2009), es un abono orgánico, que mejora las condiciones del suelo haciéndolo menos compacto, más poroso y en consecuencia con mejor retención de agua y de aire (Semple *et al.* 2001). Es efectivo para remediar suelos contaminados por residuos orgánicos peligrosos como los HTP, solventes, explosivos, pesticidas e HAP (Semple *et al.*, 2001).

Las características del estiércol de caballo, cuando el tamaño del animal es de 1000 Lbs, con producción diaria 45 Lbs/día, contenido de agua de 79.5 %, densidad de 60 Lbs/pie³, contenido de sólidos totales de 9.4 Lbs/día y contenido de sólidos volátiles de 7.5 Lbs/día. El contenido de nutrientes: los elementos del estiércol son nitrógeno y fósforo (Andriulo, A. 2003). Nitrógeno 0.27 Lbs/día, Fosfato 0.105 Lbs/Día, Potasa 0.205 Lbs/Día (Allen *et al.*, 2001).

Legislación ambiental de suelos contaminados con hidrocarburos

La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) mencionan las actividades que pueden causar desequilibrio ecológico particularmente para las actividades petroleras debido a obras hidráulicas, vías de comunicación, oleoductos, gasoductos y barbotos. La LGEEPA en 1996 establece cuatro artículos los aspectos para atender la contaminación del suelo:

Art. 134. Menciona los criterios de la prevención y control de la contaminación; párrafo I. Corresponde al estado y la sociedad prevenir la contaminación del suelo. II. Deben controlarse los residuos en tanto que constituyen la principal fuente de contaminación del suelo; IV. Se establece que en los suelos contaminados por la presencia de materiales o residuos peligrosos, deberán llevarse a cabo acciones necesarias para recuperar o restablecer sus condiciones, de tal manera que puedan ser utilizados en cualquier tipo de actividad prevista por el programa o de ordenamiento ecológico que resulte aplicable.

Art. 136. Los residuos que se acumulen o puedan acumularse y se depositen o infiltren en los suelos deberán reunir las condiciones necesarias para prevenir o evitar: I. Contaminación del suelo, II Las alteraciones nocivas en el proceso biológico de los suelos; III. Las alteraciones en el suelo que perjudiquen su aprovechamiento, uso o explotación y; IV. Riesgos y problemas de salud.

Art. 139. Toda descarga, depósito o infiltración de sustancias o materiales contaminantes en los suelos se sujetará a lo que disponga esta ley, la ley de Aguas Nacionales, sus disposiciones reglamentarias y las Normas Oficiales Mexicanas que para tal efecto expida la Secretaría.

Art. 140. La generación, manejo y disposición final de los residuos de lenta degradación deberá sujetarse a la que establezca en las Normas Oficiales Mexicanas que al respecto expida la secretaria, en coordinación con la secretaria del Comercio y Fomento Industrial (Ortiz, 2001).

En México, la PROFEPA ha manejado criterios de limpieza para la restauración de suelos contaminados. Estos criterios se encuentran en la norma emergente NOM-138-SEMARNAT/SS-2003 Límites Máximos Permisibles de Hidrocarburos en Suelos y las Especificaciones para su Caracterización y Remediación (Ortíz *et al.*, 2003). La NOM-138-SEMARNAT/SS-2003 establece los límites máximos permisibles de hidrocarburos en suelos y las especificaciones para su caracterización y remediación. Límites máximos permisibles por lo que se refiere a los productos asociados a los derrames de hidrocarburos. Los límites máximos permisibles de estas sustancias se deben sujetar a los tipos de suelo que establece la Norma.

Límites máximos permisibles para fracciones de hidrocarburos en suelo.

Uso de suelo predominante 1 (mg/kg base seca): Cuando la fracción del hidrocarburo es ligera en suelo agrícola y residencial el límite máximo permisible es de 200 mg/kg, en suelos industriales el límite es 500 mg/kg. Cuando la fracción de hidrocarburo es media en suelos agrícolas y residencial el límite máximo permisible es 1,200 mg/kg, en suelo industrial el límite máximo permisible es 5,000 mg/kg. Y cuando la fracción de hidrocarburos es pesado en suelo agrícola y residencial el límite máximo permisible es 3,000 mg/kg y en suelo industrial es 6,000 mg/kg.

MATERIALES Y METODOS

Este trabajo se realizó en el período de mayo-diciembre de 2009 en la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro Unidad Laguna (UAAAN-UL), ubicada en carretera a Santa Fe y Periférico, de la ciudad de Torreón Coahuila, México, con coordenadas latitud Norte 25° 33' 25", longitud Oeste de 103° 21' 57" y una altitud de 1130 msnm. El clima que predomina es semidesértico, con una precipitación media anual inferior los 200 mm.

Dentro de los terrenos se seleccionó un área en el cual, se estableció un diseño experimental de bloques al azar con cuatro tratamientos y tres repeticiones, cada tratamiento se hizo en un m². A los tratamientos se les aplico 8 litros de gasolina en cada Lote, L₁=8 litros, L₂=8 litros, L₃= 8 litros, L₀=8 litros, y además se varió la aplicación de estiércol vacuno: 10 Kg de estiércol en el L₁, 15 Kg de estiércol en el L₂, 20 Kg de estiércol en el L₃, el L₀, no se aplicó estiércol solo los 8 litros de gasolina, por lo que se tomó como testigo. El establecimiento de este experimento se efectuó durante el mes de mayo.

Prepruebas

Antes de la aplicación de los tratamientos se tomaron muestras del suelo y del estiércol para su análisis iniciales, se determinaron los siguientes parámetros: C (%), N (%), conductividad eléctrica (CE), textura y pH. Esto con el fin de conocer en qué estado se encuentra suelo ya que la aplicación de gasolina permitió su contaminación. Para ello se utilizaron las técnicas de: método del hidrómetro de Bouyoucos (SARH 1985), Materia Orgánica (Walkey y Black modificado 1934), método de Kjeldahl (Etchevers *et al.*, 1971), y extracto de la pasta de saturación (Jackson, 1964; Richards 1990). Asimismo, se obtuvo la relación carbono nitrógeno (C:N), a partir de la división entre los datos de C y los datos de N.

Pospruebas

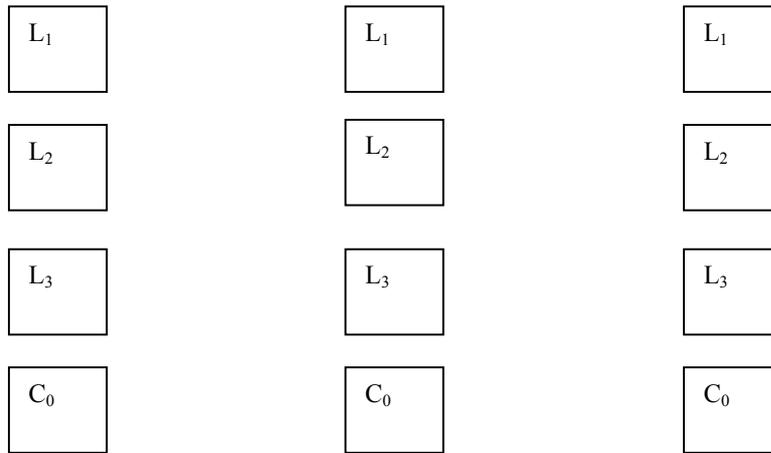
Después que se aplicaron los tratamientos se sacaron muestras de cada lote cada mes desde junio a septiembre. En el laboratorio de suelos se determinó para cada tratamiento la concentración de (%) Carbono, (%) Nitrógeno y la relación carbono nitrógeno (C:N), que se obtuvo de la división entre los datos de C y los datos de N.

Determinación de la biodegradación de la gasolina

Los datos obtenidos de la relación C:N se tomaron en cuenta para la determinación del grado de degradación de la gasolina por parte de los microorganismos, presentes en el estiércol. Para ello se restó el valor obtenido del testigo con los valores del tratamiento.

El criterio seguido, fue el propuesto por Burmeirer (1988), que dice que se resta el valor de la relación C:N del testigo con la de cada tratamiento, los valores que se obtengan si son valores menores a 150 que presente cada tratamiento indicará que hubo degradación, entre menor sea el valor obtenido más degradación de hidrocarburos se detectaron.

Los resultados obtenidos fueron procesados estadísticamente, se obtuvo la media, desviación estándar de los distintos tratamiento, considerando el C (%) y el N (%) y la relación C/N), empleando el programa de Olivares (1993).



L₁= 8 Litros de gasolina más 10Kg de estiércol vacuno
L₂= 8 Litros de gasolina más 15Kg de estiércol vacuno
L₃= 8 Litros de gasolina más 20Kg de estiércol vacuno
C₀= 8 Litros de gasolina (testigo o control)

Figura 1. Diseño experimental empleado para medir la degradación de gasolina en la mezcla de suelo y estiércol vacuno. Terrenos de la UAAAN UL. Mayo de 2009.

RESULTADO Y DISCUSIÓN

Prepruebas

Cuadro 1. Valores iniciales de parámetros del suelo con gasolina, sin gasolina y estiércol vacuno en los terrenos de la UAAAN-UL mayo 2009.

	Tex	pH	C.E. (ms/cm)	C %	N %	C:N
Suelo sin gasolina	Migajón	8.06	1.12	0.96	0.11	8.72
Suelo con gasolina	Migajón arenoso	8.05	1.64	1.11	0.11	10.09
Estiércol	Migajón Arenoso	8.21	27.7	12.92	4.65	2.78

Se observa en el Cuadro 1, la diferencia que existe entre un suelo no contaminado con uno contaminado con gasolina se ve claramente que la textura del suelo, pH, C.E. corresponden a suelos propios de zonas áridas, la C.E. presenta valores que aparentemente no provocan problemas en cuanto a excesiva acumulación de sales (Jiménez, 1989). El pH obtenido está dentro del rango en que puede realizarse efectivamente la biodegradación de contaminantes ya que según Bertoldi y Zucconi (1987) esta se efectúa en un amplio rango de pH de 3 a 11 sin limitar el proceso. En cuanto a la CE mide la concentración de iones solubles (sodio, cloro, sulfatos, potasio, calcio, magnesio, etc.) o la salinidad del suelo. El exceso de sales en el suelo puede causar directamente toxicidad, dependiendo de la tolerancia a sales de las especies de plantas (Zucconi *et al.*, 1981). En este caso la CE no representó problema alguno.

En la relación C:N, el valor más elevado se obtuvo en el suelo con gasolina, lo cual es explicado porque la gasolina tiene gran cantidad de hidrocarburos.

Mientras que el estiércol presentó el menor valor, debido principalmente a la mayor concentración de nitrógeno.

Pospruebas

Cuadro 2. Concentración de C (%), N (%), relación C/N y degradación de gasolina mediante la aplicación de estiércol vacuno en terrenos de la UAAAN-UL, mes de junio. Mayo-septiembre del 2009.

Junio	C %	N %	Relación C/N	Degradación de gasolina (C - T _x)
C	0.73	0.09	8.11	
T ₁ (10 kg de estiércol)	1.33	0.19	7.0	1.11
T ₂ (15 kg de estiércol)	1.71	0.16	10.68	-2.57
T ₃ (20 kg de estiércol)	3.14	1.33	2.36	5.74

En el Cuadro 2 se puede observar que en el tratamiento de T₂, hubo mayor degradación que en los demás tratamientos según el criterio seguido por (Burmeirer, 1988), lo que significa que a esta cantidad de estiércol aplicado se empieza a producir una buena degradación de la gasolina, posiblemente se deba a que con esta concentración los microorganismos biodegradadores hicieron una buena labor.

Cuadro 3. Concentración de C (%), N (%), relación C/N y degradación de gasolina mediante la aplicación de estiércol vacuno en terrenos de la UAAAN-UL, mes de julio. Mayo-septiembre de 2009.

Julio	% C	% N	Relación C/N	Degradación de gasolina (C-T _x)
C	0.71	0.08	8.87	
T ₁ (10 kg de estiércol)	1.68	0.16	10.5	-1.63
T ₂ (15 kg de estiércol)	1.44	0.14	10.28	-1.41
T ₃ (20 kg de estiércol)	1.57	0.18	8.72	0.15

En el Cuadro 3 se puede observar que en el tratamiento de T₁, hubo mayor degradación que en los demás tratamientos, lo que significa que a esta concentración de estiércol aplicado se empieza a producir una buena degradación de la gasolina, posiblemente se deba a que con esta concentración los microorganismos biodegradadores suelen tener mayor actividad por lo que es optima para la degradación. El Cuadro muestra claramente que la diferencia entre el % de Carbono y % de Nitrógeno, presentó un valor semejante en todos los tratamientos, lo cual significa que hubo más o menos la misma degradación de gasolina. Al incrementarse la concentración de N (lo cual es favorecido por la adición de estiércol en los tratamientos), se favoreció la degradación.

Cuadro 4. Concentración de C (%), N (%), relación C/N y degradación de gasolina mediante la aplicación de estiércol vacuno en terrenos de la UAAAN-UL, mes de agosto. Mayo-septiembre de 2009.

Agosto	% C	% N	Relación C/N	Degradación de gasolina (C-T _x)
C	0.75	0.08	9.37	
T ₁ (10 kg de estiércol)	1.20	0.15	8	1.17
T ₂ (10 kg de estiércol)	1.27	0.15	8.46	1.10
T ₃ (10 kg de estiércol)	1.34	0.17	7.88	1.49

En el Cuadro 4 se puede observar que en el tratamiento de T₂, hubo mayor degradación que en los demás tratamientos, lo que significa que a esta cantidad de estiércol aplicado se empieza a producir una buena degradación de la gasolina, posiblemente se deba a que con esta concentración los microorganismos biodegradadores se acoplen mejor para realizar sus actividades.

Cuadro 5 Concentración de C (%), N (%), relación C/N y degradación de gasolina mediante la aplicación de estiércol vacuno en terrenos de la UAAAN-UL, mes de septiembre. Mayo-septiembre de 2009.

Septiembre	% C	% N	Relación C/N	Degradación de gasolina(C- T _x)
C	0.80	0.08	10	
T1 (10 kg de estiércol)	1.26	0.15	8.4	1.6
T2 (15 kg de estiércol)	1.38	0.17	8.11	1.89
T3 (20 kg de estiércol)	1.28	0.18	7.11	2.89

En el Cuadro 5 se puede observar que el tratamiento T₁, hubo mayor degradación que en los demás tratamientos, lo que significa que es la cantidad adecuada de estiércol para que se empiece a producir una buena degradación de la gasolina, posiblemente se deba a que con esta concentración los microorganismos biodegradadores estén cómodos para realizar su actividad.

Cuadro 6. Valores de degradación de gasolina obtenidos a través de los meses. Terrenos de la UAAAN-UL. Mayo-septiembre de 2009.

Meses	T ₁ 10 kg	T ₂ 15 kg	T ₃ 20 kg
Junio	1.11	-2.57	5.74
Julio	-1.63	-1.41	0.15
Agosto	1.17	1.10	1.49
Septiembre	1.6	1.89	2.89
Media	0.5625	- 0.2475	2.5675
Desviación estándar	1.4778	2.09205	2.3926

De acuerdo al Cuadro 6, se observó que los meses en que mas degradación hubo es en el mes de junio- julio. Probablemente se deba que en esos meses llovió más. Cabe hacer mención que en el T₁ (10 Kg de estiércol vacuno) Y T₂ (15 Kg de estiércol vacuno) los microorganismos presentes en el ambiente se acoplan mejor para degradar la gasolina. Comparados ambos meses la degradación fue mayor en julio. Eso no quiere decir que en los otros no haya degradación, desde el primer mes hasta el último existió degradación de acuerdo a los valores obtenidos. Por lo que respecta a la media la degradación el valor en el que menos degradación hubo fue en el T₃.

Los dos elementos que más favorecen la biodegradación de la gasolina son el C y el N a través de su relación.

El carbono es un macronutriente esencial y forma parte del metabolismo de energía. Es la mayor fuente de energía para los microorganismos y deberá de estar disponible para microbios que se concentran en grandes cantidades. La cantidad de nitrógeno necesaria por unidad de carbono varía con el tipo y concentración de microorganismos (Tchobanologous *et al.*, 1993).

Asimismo, en el proceso de degradación de compuestos orgánicos se puede medir directamente de la relación de C:N, al tener una relación alta (ejemplo; residuos de madera 500:1) de C:N causará un comienzo lento en el proceso y el tiempo de degradación será más largo de lo usual (Tuomela *et al.*, 2000) mientras una relación baja (ejemplo; estiércol de aves; 7:1) de C:N resulta tener altas emisiones de NH₃ (Tiquia y Tam, 2000), lo cual favorece el proceso. En este trabajo las relaciones entre el C:N siempre fueron bajas, lo cual favoreció el proceso de descomposición, incluyendo el tratamiento del testigo.

Cuadro 7 Análisis estadístico de las medias de carbono, medias del nitrógeno y medias de la relación carbono nitrógeno (C/N) de los tratamientos C₀ (Testigo), T₁ (10 kg), T₂ (15 kg), T₃ (20 kg) y el coeficiente de variación en los meses junio-septiembre del 2009. En los terrenos de la UAAAN-UL.

Tratamientos	Medias de carbono	Medias de nitrógeno	Medias de la Relación C/N
C ₀	0.74 *B	0.0825 N.S	9.0875 N.S
T ₁	1.36 *AB	0.1625 N.S	8.475 N.S
T ₂	1.45 *AB	0.155 N.S	9.3825 N.S
T ₃	1.83 *A	0.465 N.S	6.6175 N.S
C.V	34.33 %	133.45%	21.19%

*A y B indican que hubo diferencia significativa (mayor de 0.05) **N.S. no hubo diferencia significativa

De acuerdo al Cuadro 7, se observó que las medias de los T₁ y T₂ son iguales estadísticamente. Mientras que el T₃ tuvo un nivel de significancia mayor que todos y C₀ tuvo el valor más bajo de las medias del carbono. En cuanto a las medias del nitrógeno y medias de la relación carbono nitrógeno (C/N, estadísticamente no hubo diferencia.

El coeficiente de variación con valor más alto fue el de las medias del nitrógeno

CONCLUSIONES

Hubo biodegradación de gasolina en los diferentes tratamientos a la cual se le aplicó estiércol vacuno, la mayor biodegradación de gasolina se obtuvo en los dos primeros meses del experimental que correspondieron a junio y julio, posteriormente la degradación de los meses de agosto y septiembre fue menor.

La degradación de la gasolina tuvo un comportamiento semejante en todos los tratamientos, ya que hubo poca diferencia entre los tratamientos y en el tiempo en que fue medida.

La cantidad de estiércol vacuno que mejor resultados dio para favorecer la degradación fue de 10 y 15 kg. Posiblemente favoreció el incremento en la densidad de poblaciones microbianas degradadoras.

La degradación de la gasolina no solo puede ser medida mediante el criterio de Burmeirer (1988), sino que también por la relación C:N. Se comprobó que los dos elementos que más participan en la biodegradación de la gasolina son la relación C:N.

Al considerar la relación C:N en el tratamiento del control o testigo se puede decir que también presentó degradación de la gasolina.

Las medias de los T_1 y T_2 son iguales estadísticamente. Mientras que el T_3 tuvo un nivel de significancia mayor que todos y C_0 tuvo el valor más bajo de las medias del carbono.

En cuanto a las medias del nitrógeno y medias de la relación C/N estadísticamente no hubo diferencia.

El coeficiente de variación con valor más alto fue el de las medias del nitrógeno,

La biorremediación es una buena técnica para la descontaminación de suelos contaminados con gasolina utilizando estiércol vacuno.

RECOMENDACIONES

Es necesario continuar con los muestreos en diferentes fechas y tratamientos.

Identificar las poblaciones microbianas presentes en el proceso.

Proporcionar mayor aireación y agua al suelo, ya que son factores importantes para la proliferación de los microorganismos.

Tomar datos de temperatura y humedad relativa, con el propósito de tener un mayor control del proceso.

Emplear un método más eficiente que separe los efectos de la degradación física y química de la biológica.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Alexander, M. 1961. Introduction to soil microbiology. Toppan Company, Tokyo.
- Allen, D., M. Embleton., J. Don D., y Krause. 2001. Características del estiércol. Universidad de Purdue. (En línea). (Consultado 2 de noviembre de 2009). <http://www.purdue.edu/envirosoft/manure/spanish/src/species3.htm>. p. 1-54.
- Álvarez, G. J. A., 2004. Biorremediación de suelos impactados por hidrocarburos.
- Álvarez, J.A, Ramos, B. Fernández, A. Núñez. 2001 a. Gestión de residuos sólidos petrolizados. Petróleo Internacional (en imprenta), EUA.
- Andriulo A., Sasal C., Amendola C. y Rimatori F. 2003. Impacto de un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre algunas propiedades del suelo y del agua. INTA, Argentina. 32(3). (Consultado el 25 de septiembre). p. 1-56.
- Atlas, R.M. y R. Bartha, R. 2001. Ecología Microbiana y Microbiología Ambiental. Cuarta Edición. Addison Wesley. México. D.F. Pág. 570.
- B.C. Ministry of Agriculture and food. Composting fact sheet 1996 <http://www.agf.gov.bc.ca/resmgmt/publist/300Series/382500-2.pdf> (consultado el 22 de Octubre 2009).
- Barrington, S.F., Elmoueddeb. K., and Porter, B. 1997. Improving small-scale composting of apple waste. Canadian Agricultural Engineering. 39:9-16.
- Beck-Friis, B., Smårs, S., Jönsson, H., Eklind, Y. & Kirchmann, H. 2003. Composting of source-separated household organics at different oxygen levels: Gaining an understanding of the emission dynamics. Compost Science & Utilization 11, 41-50.

Belloso, 1998. XXVI Congreso Internacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.

Benavides, J. Roldan F, Ocampo A, Londoño M, Pardo A, Perdomo C. Efecto de la adición de nutrientes (nitrógeno y fósforo) e identificación de microorganismos degradadores de hidrocarburos de suelos contaminados con petróleo. (Fase I) Trabajo de grado (Ingeniería (s) ambiental). Universidad de la Salle. Facultad de Ingeniería ambiental. Ambiental Bogotá, 2004.

Benavides, L. M., G. Quintero., A. Guevara V., D. C. Jaimes C., S. M Gutiérrez R., J. Miranda G. 2006. Biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos derivados del petróleo. Universidad de La Salle. (Consultado 7 de noviembre de 2009) p. 1-9.

Benito, M., Masaguer, A., Moliner, A., Arrigo, N., Palma, R.M., Efron, D., 2005. Evaluation of maturity and stability of pruning waste compost and their effect on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Science* 170 (5), 360–370.

Bertoldi, M., and Zucconi, F. 1987. Composting of inorganic residues. In: bioenvironmental systems volume III. Wise D.L(ed) CRC pres pp. 95-126. Biodegradación de Suelos Contenidos en Terrarios.

Burmeier, H. 1988. Bioremediation of soil. In Kassem A. and P. Naminpieri. *Methods in applied soil microbiology and Biochemistry*. Academic Press. London Inglaterra.

Celis, H. B. 2009. Contaminación de aguas subterráneas por hidrocarburos líquidos livianos en fase no acuosa. Universidad de Concepción, (Consultado el 11 de octubre de 2009). p. 1-10.

Cherrington, C.A., Hinton, M., Mead, G.C. & Chopra, I. 1991. Organic acids: Chemistry, antibacterial activity and practical applications. *Advances in Microbial Physiology* 32, 87-107.

- Corso, C. y Amadís A. 2009. Estiércol. (En línea) (Consultado el 13 de octubre de 2009). <http://es.wikipedia.org/wiki/Esti%C3%A9rcol> p. 1-2.
- Cortinas, C. y C. Mosler G. 2002. Gestión de residuos peligrosos. Universidad Autónoma de México, D.F.
- Cursi, E, C Calleja 2000, Biorremediación de suelos contaminados con Hidrocarburos. U.E. Mendoza. Argentina.
- Diaz, L.F., savage, gm., eggerth, I.I and golueke, C.G. 1993. Composting and Recycling Municipal Soud Waste. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, pp. 133.
- Ercoli, E.; J. Gálvez. D. P. M., J. Cantero., S. Videla., M. Medaura., J. Bauza. F. 2001. Análisis y evaluación de parámetros críticos en biodegradación de hidrocarburos en suelo. Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza (en línea) <http://www.eco2site.com/informes/biorremediacion.asp> (consultado 25 de mayo de 2009) p. 1-10.
- Ercolli, E. y J Gálvez. 2001. Tratamiento biológico ex situ de residuos semisólidos de oleoductos. Laboratorio de Bioprocesos; Un. De Cuyo, Argentina.
- Etchevers, B. J. D., W. Espinoza G. E. Reiquelme. 1971. Manual de Fertilidad y Fertilizantes. 2º Ed. Corregida. Universidad de Concepción, Facultad de Agronomía. Chillan, Chile.
- Fatima, B., Flavio A, Oliveira C, Benedict O, William T. 2003 Bioremediation of soil contaminated by Diesel oil. Brazilian Journal Microbiology; 34(1).
- Flores, N. y col. 2001. Utilización de lodos residuales en la restauración de suelos contaminados con hidrocarburos.VI Congreso Nacional de Ciencias Ambientales, Pachuca; México.

- García G. N. A., M. A. Torre T., M. T Garza G., K. Acuña A. 2006. Biodegradación de los componentes de mayor impacto en la gasolina, *Revistas Científicas. CIENCIA UANL /VOL.IX,No.4*, Monterrey, México ISSN (Versión impresa): 1405-9177. (Consultado 20 de agosto de 2009) p. 1-4.
- Gutiérrez, C. M. C. y J. Zavala C. 2001. Rasgos hidromórficos de suelos tropicales contaminados con hidrocarburos.
- Heerden, I.V., Cronje, C., Swart, S.H., Kotze, J.M. 2002. Microbial, chemical and physical of citrus wastes composting., *Biores. Technol.*, Vol.81, 71-76.
- Huang, G.F., Wong, J.W.C., Wu, Q.T., Nagar, B.B. 2004. Effect of C/N on Composting of pig manure with sawdust., *Waste Manage. Res.*, Vol.24, 805-813.
- INE- SEMARNAT, 2002. Tecnologías de Remediación para suelos contaminados, en línea: <http://www.imp.mx/investigación/biotecno.htm>, fecha de recuperación 22 de septiembre del 2009.
- Jackson, M.L. 1964. *Análisis Químico de suelos*. Traducción en español de J. Beltrán. Omega Barcelona España.
- Jeris, J.S., and R.W. Regan. 1973. Controlling environmental parameters for optimum composting: Part I. Experimental procedures and temperature. *Compost Sci.* 14:10–15.
- Jiménez, M.A. 1989. *La producción de forrajes en México*. FIRA-UACH. Colección fénix. México. PP. 41-52.
- Leopoldo, F. S. 2004. *El suelo*, universidad Autónoma de Tamaulipas, México D.F.

- López, J, García O, Grima J, Ballesteros J, Pérez. Técnicas de biorrecuperación in situ en acuíferos contaminados por metales pesados. 2000.
- M. Leal Castillo, 2000. Biorremediación de ambientes impactados con hidrocarburos, pp. 112.
- M. Martínez Alonso, N. Gaju. 2004. El papel de los tapetes microbianos en la biorrecuperación de zonas litorales sometidas a la contaminación por vertidos de petróleo.
- Mallia, M. A. D., M. E. Domínguez., D. Sousa L. 2002. Evaluación del tratamiento de los suelos contaminados con fueloil empleando el proceso de biorremediación en un complejo termoeléctrico. Universidad de Carabobo. Cancún, México. (Consultado el 27 de agosto de 2009). p. 1-6.
- Miller, C. 2000. Understanding the Carbon-Nitrogen Ratio, Vol.30, No. 4 –page 20.
- Ortíz, B. O., I. Ize L., A. Gavilán G. 2003. La restauración de suelos contaminados con hidrocarburos en México; Gaceta Ecológica, número 069, Instituto Nacional de Ecología, ISSN (Versión impresa) (En línea) gaceta@ine.gob.mx (Consultado 21 septiembre de 2009). p. 1-92.
- Ortiz, S. R. 2001. Aspectos en la contaminación del suelo por hidrocarburos en México. México (consultado 6 de octubre de 2009) <http://www.monografias.com/trabajos7/hime/hime.shtml>. p. 1-24.
- Richards, L.A. 1990. Diagnostico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. 6ª ed., departamento de Agricultura de Estados Unidos de America. Limusa. México, D.F.

- Santschi, P.H. 2001. Historical contamination of PAHs, PCBS, DDts, and heavy metal in Mississippi River Delta, Galveston Bay and Tampa Bay sediment cores. *Marine Environmental Research* 52(1): 51-79.
- Sarh, Subdirección de agroecología, 1985. Interpretaciones Agronómicas de Suelos. P. 1-24.
- Saval, B. S. 1995. Acciones para la Remediación de Suelos en México. Segundo Minisimposio Internacional sobre Contaminantes del Agua y Suelo. Instituto de Ingeniería. UNAM.
- Saval, S. 1998. Biorremediación de suelos y acuíferos . Situación actual y perspectivas en México. Sociedad mexicana de biotecnología y bioingeniería, a.c. vol. 3. Pp. 71-76.
- SEMARNAT. 2002. Comunicación Personal con Personal de la Dirección General de Manejo Integral de Contaminantes.
- SEMARNAT. 2005. Restauración de suelos contaminados con hidrocarburos de tabasco, México D.F.
- Semple K. T. y J. Reid B. 2001. Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants. *Environ. Pollution*, 112: 269 - 283. (Consultado 8 de septiembre de 2009).
- Siebe, M. L. 1999. Análisis Químico de suelos. Traducción en español de J. Beltrán. Omega Barcelona España.
- Smårs, S., Gustafsson, L., Beck-Friis, B. & Jönsson, H. 2002. Improvement of the composting time for household waste during an initial low pH phase by mesophilic temperature control. *Bioresource Technology* 84, 237-241.

- Tchobanoglous, G., Theisen, H., and Vigil, S. 1993. Integrated Solid Waste Management Engineering Principles and Management Issues. McGraw-Hill, Inc. New York, New York.
- Tester, C.F.; Parr, J.F. (1983). Decomposition of sewage sludge compost in soil. IV. Effect indigenous salinity. *Journal of Environmental Quality*, 12: 123-126.
- Tiquia, S.M. and N.F.Y. Tam. 2000. Fate of nitrogen during composting of chicken litter. *Environmental Pollution* 110: 535-541.
- Torras, O.S. 2004. Medidas de mitigación para uso de suelos contaminados por derrames de hidrocarburos en infraestructura de transporte terrestre, publicación Técnica No 257, Sanfandila, Qro, pp. 1-83.
- Torres. R. D. 2003. El papel de los microorganismos en la biodegradación de compuestos tóxicos. *Ecosistemas URL*. (En línea) (Consultado 12 de octubre de 2009) <http://www.aeet.org/ecosistemas/032/informe1.htm>). p.1-5.
- Tuomela, M., M. Vikman, A. Hatakka and M. Itavaara. 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: A review. *Bioresource Technology* 72 (2): 169– 183.
- Valdés, P. F. 1999. La Contaminación Por Metales Pesados en Torreón Coahuila. En *Defensa del Ambiente A.C Torreón Coahuila*.
- Walkley y Black. 1934. An Examination of the Deftjapeff Method for Determining Soil Organic Matter and Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil SCI*. 34:29-39.
- Weast, R.C., Lide, D.R., Astle, M.J. & Beyer, W.H. Eds. 1989-1990. *CRC handbook of chemistry and physics*. CRC Press. Boca Raton, Florida.

Zechendorf, B. 1999. Sustainable Development: How Can Biotechnology Contribute? *Tibtech*. 17, pp.219-225.

Zucconi, F., Monaco, A., Debertoldi, M., 1981. Biological evaluation of compost maturity. *Biocycle* 22 (4), 27–29.