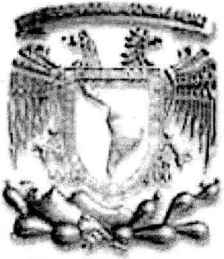


01177



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE MÉXICO

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

*Cambios físicos, químicos y biológicos en un suelo
contaminado con hidrocarburos debido al saneado
con la técnica de lavado de suelo*

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN INGENIERÍA
(A M B I E N T A L)

P R E S E N T A :

ING. JESSICA LÓPEZ OLVERA

UNAM
POSGRADO
DGEF

Agosto, 2004

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

2004
LOPEZ OLVERA JESSICA



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



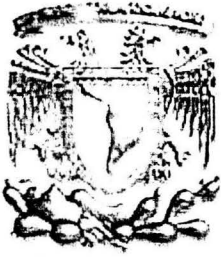
UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

*Cambios físicos, químicos y biológicos en un suelo
contaminado con hidrocarburos debido al saneado
con la técnica de lavado de suelo*

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN INGENIERÍA
(A M B I E N T A L)

P R E S E N T A :

ING. JESSICA LÓPEZ OLVERA

Dirigida por: Dna. Rosario Itumbe Argüelles

UNAM

POSGRADO

DGEP

Agosto, 2004

AGRADECIMIENTOS

A mis queridos papás, Patricia y Jesús, por todo el apoyo moral y económico que me ofrecieron para que cumpliera una meta más en mi camino, sin ustedes yo no sería lo que soy, les debo todo en mi vida y siempre estaré muy orgullosa de tenerlos como papás... GRACIAS!!!. Gracias mamita, sin ti mi vida no sería lo mismo...

A mis otros papás y no menos queridos, Gloria y Manuel, por hacerme saber que pase lo que pase están ahí para ayudar, escuchar, compartir y animar, por que siempre me han demostrado que estando juntos resolvemos cualquier dificultad y siempre saldremos adelante, gracias por todo!!!.

A mis hermanos de nacimiento, Jaqueline, Christyan, Juan Manuel y Alfredo, y a mis hermanas por parentesco Azarel y Elizabeth, por que continuamente me impulsan a seguir adelante, me apoyan y aconsejan, y que pase lo que pase siempre estarán conmigo, gracias a todos ustedes!!!.

A mi preciosa princesa, Vanesa, por que eres una de las personitas que más quiero en esta vida, por que espero ser para ti más que sólo tu tía y por que más adelante puedas estar orgullosa de ser mi sobrina. Eres el angelito que ilumina nuestras vidas y las llena de alegría. Te adoro bebé!!!.

A ti, Beto, por que le doy gracias a la vida por haberme puesto en tu vida, por ser no sólo el compañero de mi vida si no el amigo que me escucha, comprende y apoya, por seguirme en todo momento, sea bueno o malo, por aguantarme tanto, por cumplirme todo y sobre todo por el amor que me das... gracias, te amo!!!.

A ti mi gran amiga, Lilia, por que sin ti la maestría no hubiera sido la misma, gracias por estar siempre dispuesta a escucharme y ayudarme, a reír y llorar juntas, a compartir problemas y alegrías, fue una bendición haberte conocido y es una mayor bendición ser tu amiga, GRACIAS!!!.

A mis queridos amigos, Paz, Mitzuko, Emagali, Yayr y Mauricio, por todo lo que me han dado como personas y como amigos, por su cariño, por su apoyo, por todo lo que me han enseñado, por todos esos momentos increíbles que hemos pasado juntos y que estoy segura que seguiremos pasando!! Gracias a todos!!!.



A una excelente persona y amigo, **Juan Pablo**, por que el haberte conocido fue una grata recompensa de la maestría y ser tu amiga fue un premio, gracias por todo lo que hemos vivido, deseo de todo corazón seguir siendo tu amiga, por que para mi siempre lo serás!!!

A todos los anteriores, que tienen ganado un enorme lugar en mi corazón, los quiero mucho a todos!!!.

A la Dra. **Rosario Iturbe A.**, por que además de ser una excelente persona, es una excelente tutora y profesora, muchas gracias por toda la ayuda que me brindó, por preocuparse por que todo saliera bien, esto no sólo es mi éxito también es suyo, gracias en verdad!!!.

A dos personas increíbles, **Alejandrina Castro** y **Luis Torres**, por que además de ser compañeros de espacio son dos buenos amigos que siempre tuvieron la disponibilidad de ayudarme en todo y compartir conmigo un sinfín de momentos, a ustedes también les otorgo parte de éste éxito, muchas, muchas gracias!!!.

A los miembros de mi comité y sinodales, por sus valiosos consejos y comentarios para ayudar a darle forma a ésta tesis, y por dedicarme su tiempo para colaborar con éste triunfo, gracias!!!.

A todos mis profesores en la maestría por las enseñanzas dentro y fuera del salón de clases, de conocimientos y de la vida. Principalmente a ustedes que no sólo fueron profesores sino que además llegaron a ser amigos, que me brindaron su apoyo y me dieron ánimos, gracias!!!.

A todos mis compañeros y amigos de la maestría, de mi generación, la anterior y la posterior, por todos esos buenos ratos juntos, y por el enorme placer de haberlos conocido, mil gracias!!!.

A la Universidad Nacional Autónoma de México, a la Facultad de Ingeniería y el Instituto de Ingeniería por todo el apoyo brindado desde que ingresé a la Maestría.

A CONACyT por el apoyo económico que me brindó durante todo el transcurso de la Maestría.





UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

ENTREGA/RECEPCIÓN DE TESIS

UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

Recibí la notificación y el ejemplar de la tesis desarrollada por la alumna **JESSICA LOPEZ OLVERA**, para obtener el grado de MAESTRA EN INGENIERÍA en el campo del conocimiento **INGENIERIA AMBIENTAL**. En el entendido que de acuerdo a los artículos 55 y 66 de las Normas Operativas del Programa, cuento con un plazo no mayor de 20 días hábiles para revisar y señalar por escrito las observaciones y correcciones de carácter académico pertinentes, en caso de que las hubiera, así como 10 días hábiles posteriores a que el estudiante realice las mismas, para emitir mi Voto, ya sea positivo o negativo.

JURADO		FIRMA	FECHA
PRESIDENTE	DRA. FRIDA LEON RODRIGUEZ		23/06/04
VOCAL	DRA. ROSARIO ITURBE ARGUELLES		17/06/2004
SECRETARIO	M EN I. ANA ELISA SILVA MARTINEZ		21/06/2004
SUPLENTE	M EN I. ROLANDO GARCIA GOMEZ		18/06/04
SUPLENTE	DRA. MARIA TERESA ORTA LEDESMA		18/06 2004



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

VOTOS APROBATORIOS

**UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO**

DR. WILFRIDO RIVERA GÓMEZ FRANCO
Coordinador del Programa de Posgrado
en Ingeniería, U N A M
Presente

Por este medio comunico a usted que he leído la tesis titulada: **"CAMBIOS FÍSICOS, QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS EN UN SUELO CONTAMINADO CON HIDROCARBUROS DEBIDO AL SANEADO CON LA TÉCNICA DE LAVADO DE SUELO"** para obtener el grado de MAESTRA EN INGENIERÍA en el campo del conocimiento **INGENIERÍA AMBIENTAL**, que presenta la alumna **JESSICA LOPEZ OLVERA**.

Al mismo tiempo me permito informarle mi decisión de otorgar o no el voto aprobatorio.

JURADO		VOTO APROBATORIO	FIRMA	FECHA
PRESIDENTE	DRA. FRIDA LEON RODRIGUEZ	<input checked="" type="checkbox"/> (SI) (NO)	<i>Frida Leon</i>	<u>23/06/04</u>
VOCAL	DRA. ROSARIO ITURBE ARGÜELLES	<input checked="" type="checkbox"/> (SI) (NO)	<i>Rosario Iturbe</i>	<u>17/06/2004</u>
SECRETARIO	M. EN I. ANA ELISA SILVA MARTINEZ	<input checked="" type="checkbox"/> (SI) (NO)	<i>Ana Elisa Silva</i>	<u>4/08/2004</u>
SUPLENTE	M. EN I. ROLANDO GARCIA GOMEZ	<input checked="" type="checkbox"/> (SI) (NO)	<i>Rolando Garcia</i>	<u>9/08/2004</u>
SUPLENTE	DRA. MARIA TERESA ORTA LEDESMA	<input checked="" type="checkbox"/> (SI) (NO)	<i>Maria Teresa Orta</i>	<u>07/07/2</u>



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MEXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

VOTO APROBATORIO

DR. WILFRIDO RIVERA GÓMEZ FRANCO

Coordinador del Programa de Maestría y Doctorado
en Ingeniería, U N A M

Presente

Por este medio comunico a usted que he leído la tesis titulada: **"CAMBIOS FÍSICOS, QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS EN UN SUELO CONTAMINADO CON HIDROCARBUROS DEBIDO AL SANEADO CON LA TÉCNICA DE LAVADO DE SUELO"** para obtener el grado de MAESTRA EN INGENIERÍA en el campo del conocimiento **INGENIERÍA AMBIENTAL**, que presenta la alumna **JESSICA LOPEZ OLVERA**.

Considero que el trabajo SI es satisfactorio como tesis de Maestría, por lo que SI otorgo mi voto aprobatorio.

Atentamente,

DRA. ROSARIO ITURBE ARGÜELLES



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MÉXICO

VOTO APROBATORIO

DR. WILFRIDO RIVERA GÓMEZ FRANCO

Coordinador del Programa de Maestría y Doctorado
en Ingeniería, U N A M

Presente

Por este medio comunico a usted que he leído la tesis titulada: **"CAMBIOS FÍSICOS, QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS EN UN SUELO CONTAMINADO CON HIDROCARBUROS DEBIDO AL SANEADO CON LA TÉCNICA DE LAVADO DE SUELO"** para obtener el grado de MAESTRA EN INGENIERÍA en el campo del conocimiento **INGENIERÍA AMBIENTAL**, que presenta la alumna **JESSICA LOPEZ OLVERA**.

Considero que el trabajo si es satisfactorio como tesis de Maestría, por lo que si otorgo mi voto aprobatorio.

Atentamente,

M. EN I. ANA ELISA SILVA MARTINEZ



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

VOTO APROBATORIO

UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

DR. WILFRIDO RIVERA GÓMEZ FRANCO

Coordinador del Programa de Maestría y Doctorado
en Ingeniería, U N A M

Presente

Por este medio comunico a usted que he leído la tesis titulada: **"CAMBIOS FÍSICOS, QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS EN UN SUELO CONTAMINADO CON HIDROCARBUROS DEBIDO AL SANEADO CON LA TÉCNICA DE LAVADO DE SUELO"** para obtener el grado de MAESTRA EN INGENIERÍA en el campo del conocimiento **INGENIERÍA AMBIENTAL**, que presenta la alumna **JESSICA LOPEZ OLVERA**.

Considero que el trabajo si es satisfactorio como tesis de Maestría, por lo que si otorgo mi voto aprobatorio.

Atentamente,

DRA. MARIA TERESA ORTA LEDESMA



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MEXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

VOTO APROBATORIO

DR. WILFRIDO RIVERA GÓMEZ FRANCO

Coordinador del Programa de Maestría y Doctorado
en Ingeniería, U N A M

Presente

Por este medio comunico a usted que he leído la tesis titulada: **"CAMBIOS FÍSICOS, QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS EN UN SUELO CONTAMINADO CON HIDROCARBUROS DEBIDO AL SANEADO CON LA TÉCNICA DE LAVADO DE SUELO"** para obtener el grado de MAESTRA EN INGENIERÍA en el campo del conocimiento **INGENIERÍA AMBIENTAL**, que presenta la alumna **JESSICA LOPEZ OLVERA**.

Considero que el trabajo si es satisfactorio como tesis de Maestría, por lo que si otorgo mi voto aprobatorio.

Atentamente,

DRA. FRIDA LEON RODRIGUEZ



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

VOTO APROBATORIO

UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

DR. WILFRIDO RIVERA GÓMEZ FRANCO
Coordinador del Programa de Maestría y Doctorado
en Ingeniería, U N A M
Presente

Por este medio comunico a usted que he leído la tesis titulada: **"CAMBIOS FÍSICOS, QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS EN UN SUELO CONTAMINADO CON HIDROCARBUROS DEBIDO AL SANEADO CON LA TÉCNICA DE LAVADO DE SUELO"** para obtener el grado de MAESTRA EN INGENIERÍA en el campo del conocimiento **INGENIERÍA AMBIENTAL**, que presenta la alumna **JESSICA LOPEZ OLVERA**.

Considero que el trabajo Si es satisfactorio como tesis de Maestría, por lo que Si otorgo mi voto aprobatorio.

Atentamente,

M. EN I. ROLANDO GARCIA GOMEZ

ÍNDICE

Capítulo 1. Introducción	1
Capítulo 2. Antecedentes	5
2.1. Situación en México de suelos contaminados.....	5
2.2. Tecnologías de remediación utilizadas en México.....	8
2.3. Marco legal en materia de contaminación de suelos	10
Capítulo 3. Justificación	12
Capítulo 4. Hipótesis, objetivos y alcances	14
4.1. Hipótesis.....	14
4.2. Objetivo general	14
4.3. Objetivos específicos.....	15
4.4. Alcances.....	15
Capítulo 5. Marco teórico	16
5.1. Lavado de Suelo	16
5.2. Soluciones de lavado	25
5.3. Casos de aplicación a nivel nacional e internacional.....	33
5.4. Propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos	38
Capítulo 6. Metodología	54
6.1 Preparación de la muestra	54
6.2. Parámetros físicos, químicos y biológicos	55
6.3. Concentración de HTP	65
6.4. Análisis estadístico	66
Capítulo 7. Experimentación	68
7.1. Etapa I. Selección de soluciones de lavado	68





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

7.2. Etapa II. Lavado de suelo.....	72
Capítulo 8. Resultados y discusión	75
8.1. Soluciones de lavado y lavado de suelo	75
8.2. Parámetros físicos, químicos y biológicos.....	78
8.3. Análisis estadístico	98
Capítulo 9. Conclusiones y recomendaciones.....	101
Referencias.....	105
Anexo A1	113
Anexo A2	115
Anexo A3	124
Anexo A4	128



CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

El suelo es uno de los elementos fundamentales del medio ambiente, y no está libre del problema de la contaminación. El hombre ha aumentado tanto sus actividades, que esto genera una gran presión sobre este vital elemento. Es así como en muchos lugares se ha deteriorado o alterado su composición. Lo que caracteriza el suelo no es que sea un elemento natural aislado, sino que constituye el soporte biológico de toda la tierra emergida, por lo que su degradación por la erosión o la contaminación es relativamente fácil y rápida, mientras que su recuperación es difícil, costosa y prolongada. El suelo se degrada, pues, cuando se depositan en él componentes que lo deterioran, como los residuos químicos, o se le incorporan elementos agresivos vía atmosférica, mediante la lluvia ácida. Lo mismo sucede cuando el deterioro de los suelos obedece al ejercicio de actividades productivas, como la minería y también la agricultura si se adicionan elementos nitrogenados en exceso o plaguicidas perjudiciales, o se salinizan las superficies por irrigaciones improcedentes.

La contaminación del suelo afecta a la vida desde las formas más elementales, tales como los microorganismos, que intervienen en los ciclos básicos de materia y energía, hasta las especies más desarrolladas, tanto de flora como de fauna. Caso particular de la contaminación de suelos son las zonas afectadas por las extracciones mineras, en donde es difícil reintroducir la vegetación a causa de la erosión e inestabilidad del suelo, se plantean problemas como la temperatura





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

superficial, la concentración de arcillas y la compactación del terreno, las combustiones espontáneas, las zonas de materiales que no retienen agua, la falta de nutrimentos y toxicidad por metales y otros compuestos, por la presencia de petróleo o hidrocarburos. Una circunstancia agravante de este problema es la industria, sobre todo la contaminación producida por la industria química y petroquímica que se deposita sobre el terreno. Para intentar remediar esta situación grave, en países como; EUA, Alemania, Holanda o Bélgica, se empezaron a adoptar medidas a principios de la década de los 80 del siglo XX. Así, en EUA se adoptó la normativa Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act (CERCLA) que dio lugar a la creación del denominado "*Superfund*" (Martín Mateo. Manual de Derecho Ambiental. 1998).

Desde la década de los 60 se empezaron a tomar algunas medidas, en distintos países, para limpiar sitios contaminados por la emisión de cierto tipo de residuos. Esto motivó el estudio de aspectos que se interrelacionan y requieren la participación de distintas disciplinas; así, para este tipo de problemas de sitios contaminados fue necesario llevar a cabo estudios en geología, geotecnia, hidrogeología, geoquímica, biología y química. En los años posteriores, se involucró también la bioquímica y, en general, la biotecnología, debido a las transformaciones de muchos compuestos tóxicos que en el subsuelo pueden volverse inocuos mediante la participación de bacterias que, con las condiciones adecuadas, son capaces de biodegradar los compuestos químicos (Iturbe *et al.*, 1998).

Cada sitio a tratar presenta un reto único. No obstante, cada sitio puede analizarse en términos de un juego limitado de características fundamentales y de una solución que sea efectiva en cuanto a los costos de dichas características. Las



opciones de remediación para sitios contaminados, dependen de cuatro consideraciones generales (Sellers, 1999):

a) El tipo de contaminante y sus características físicas y químicas determinan si un sitio requiere ser remediado y la manera en la 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.

b) La localización y características del sitio, así como el uso de suelo (industrial, residencial o agrícola), fundamentalmente afectan la meta de la limpieza y los métodos que pueden usarse para alcanzarla.

c) Las características naturales de los suelos, sedimentos y cuerpos de agua, a menudo determinan las particularidades de los sistemas de tratamiento. Para suelos o lodos, el manejo del material a tratar (conversión del contaminante a una forma en la que pueda tratarse y/o transportarse desde la fuente de la contaminación hasta el lugar de tratamiento), es el paso crítico en la mayoría de los procesos de tratamiento. Los pretratamientos para modificar las características naturales de un suelo contaminado pueden ser componentes muy caros en un proceso de remediación.

d) Las capacidades de las tecnologías de remediación pueden variar ampliamente en función de las condiciones específicas del sitio. Las tecnologías de remediación pueden actuar conteniendo la contaminación, separando el contaminante del suelo o destruyendo el contaminante. El uso de una tecnología en particular depende, además de los factores mencionados, de su disponibilidad, confiabilidad



(demostrada o proyectada), estado de desarrollo (laboratorio, escala piloto o gran escala) y de su costo.

El costo que representa la aplicación de las tecnologías de rehabilitación es muy elevado y no se ha asimilado la idea de que es más costoso limpiar que controlar la contaminación o evitarla. En Estados Unidos, el costo de la restauración de los sitios contaminados se ha estimado en 750 000 millones de dólares y se considera que esta cantidad aumentara en el futuro (Wilson y Clarke, 1994). Por lo anterior, aunque cada día se conocen más técnicas de rehabilitación, es necesario conocer en cada caso cuál o cuáles pueden ser más efectivas y adecuadas según las características del subsuelo y el tipo de contaminante que se quiera limpiar. No hay que olvidar que una tecnología puede resultar exitosa para un sitio contaminado mientras en otro, con condiciones diferentes, la misma no puede tener la eficiencia esperada, por lo que el análisis debe llevarse a cabo caso por caso (Iturbe *et al.*, 1998).



CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES

2.1. SITUACIÓN EN MÉXICO DE SUELOS CONTAMINADOS

Como consecuencia de varios siglos de actividad minera en México y posteriormente, debido a la industria de la química básica, petroquímica y de refinación del petróleo, se han producido cantidades muy grandes, pero muy difíciles de cuantificar, de residuos peligrosos. Aunado a lo anterior, la intensa actividad de otras industrias, junto con accidentes durante el almacenamiento, transporte o trasvase de sustancias (fugas, derrames, incendios) y la disposición clandestina e incontrolada de residuos, contribuyen en gran medida a la contaminación de suelos (SEMARNAT, 2002).

El número de sitios contaminados, aún en las estimaciones más conservadoras, asciende a varios miles de lugares cuyo riesgo potencial es desconocido. De acuerdo con datos publicados por el INEGI (2000), la superficie de suelo degradado por causas de contaminación en 1999 fue de 25,967 km².

Todos los eventos en los que se encuentran involucradas sustancias que implican algún riesgo para el ambiente o la población y que puedan generar la contaminación de suelos y cuerpos de agua, son conocidos como emergencias ambientales. De acuerdo con estadísticas de la Procuraduría Federal de Protección





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

al Ambiente (PROFEPA), cada año se presentan en México un promedio de 550 emergencias ambientales asociadas con materiales y residuos peligrosos.

Dentro de los compuestos peligrosos más comúnmente involucrados en emergencias ambientales, se encuentran el petróleo y sus derivados (gasolinas, combustóleo, diesel), agroquímicos, gas LP y natural, entre otros, en la figura 2.1 se observan los porcentajes.

Dentro de los contaminantes que se consideran prioritarios en México debido a su alta toxicidad y a su persistencia en el ambiente, se encuentran los siguientes: dioxinas, furanos, hexaclorobenceno, bifenilos policlorados (BPCs), plaguicidas organoclorados, mercurio, plomo, cromo, cadmio, compuestos tóxicos atmosféricos e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP). De éstos, compuestos como los BPCs se han almacenado en tambores que, en muchas ocasiones, han sido dispuestos clandestinamente. Por su parte, los HAP se encuentran como componentes de los hidrocarburos totales del petróleo (HTP). Como se mencionó, en todo el país existen problemas de contaminación aún no cuantificados con precisión. Sin embargo, pueden mencionarse de manera cualitativa los problemas de contaminación generados por el uso de agroquímicos, tanto fertilizantes (en especial los nitrogenados) como de plaguicidas (fungicidas, herbicidas e insecticidas); los que son consecuencia del derrame y fugas de combustibles (petróleo y derivados), así como los ligados a actividades mineras, en sus etapas de extracción como en las de procesamiento de los materiales obtenidos (INEGI-SEMARNAP, 1997). En la figura 2.1 se aprecian algunas de las principales fuentes de contaminación de suelos por hidrocarburos en México.

La industria petroquímica en México se ha desarrollado aceleradamente, generando diversos satisfactores económicos. Sin embargo, su expansión y desarrollo también ha dado origen a graves problemas ambientales, derivados de



emergencias ambientales, con graves repercusiones a la salud de la población y al equilibrio ecológico de los ecosistemas (Quadri, 1994; PROFEPA, 2000). Entre las causas que han generado este deterioro ambiental por la contaminación de cuerpos de agua y suelos a lo largo de todo el país, se encuentran las siguientes: (i) manejo inadecuado y abandono de materiales y residuos peligrosos; (ii) mantenimiento inadecuado o falta de éste en instalaciones petroleras; (iii) explosiones en instalaciones de alto riesgo; (iv) fugas en líneas de conducción; (v) derrames de hidrocarburos (CENAPRED, 2001; PROFEPA, 2002).

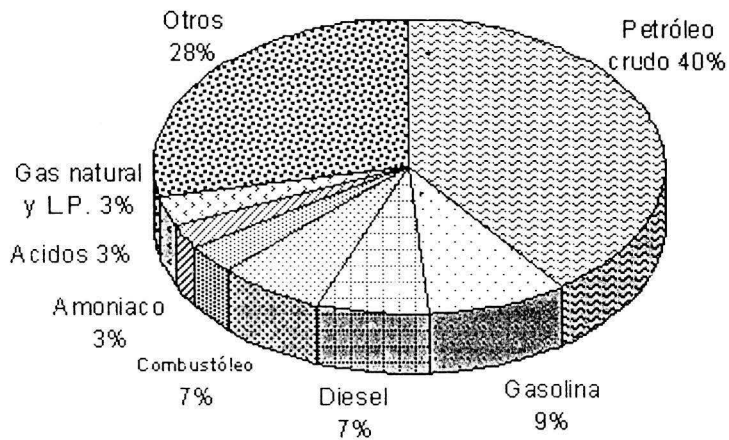


Fig 2.1. Principales sustancias involucradas en emergencias ambientales reportadas a la PROFEPA entre 1997 y 1999 (PROFEPA, 2002).

En el inventario de residuos peligrosos de PEMEX en el 2001 reportan la generación de más de 270 mil toneladas de residuos peligrosos. Aproximadamente el 86% del volumen total de estos residuos, corresponde a lodos y recortes de perforación (72%), lodos aceitosos (8%) y aceites gastados (6%).

Con respecto a los derrames y fugas de hidrocarburos, PEMEX reporta que durante el año 2001 hubo un total de 8,031 toneladas de hidrocarburos (crudo, diesel y gasolina) derramados en su mayoría en suelo, en los cuatro sectores de

ductos del país. Esta última cifra es importante, ya que de esta manera puede estimarse la magnitud de la contaminación en los sitios cercanos a los derrames. Uno de los estados con mayor incidencia de sitios contaminados por actividades petroleras es Veracruz. De acuerdo con información de PEMEX, 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 (PEMEX, 2001).

Los productos combustibles como gasolina, diesel, combustóleo, gasóleo, gas avión y gas LP, son producidos y distribuidos en México por PEMEX. La distribución al menudeo de gasolina y diesel, se lleva a cabo en estaciones de servicio (gasolineras). Uno de los riesgos ambientales que involucra el manejo de estas estaciones, son los derrames o fugas de combustibles, que provocan la contaminación de los sitios en donde se encuentran los tanques de almacenamiento (CENAPRED, 2001).

2.2. TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN UTILIZADAS EN MÉXICO

En el mercado ambiental de nuestro país, actualmente existen una gran cantidad de empresas que ofrece diferentes tipos de tecnologías para la remediación de sitios contaminados. Sin embargo, no fue hasta 1997, que las autoridades ambientales establecieron un programa de verificación y certificación de estas empresas.

Actualmente, para poder realizar un trabajo de remediación es necesario contar con permisos específicos. Esta disposición oficial, ha permitido un mayor control acerca de las tecnologías que se ofrecen para remediar suelos y de las posibilidades reales de éxito que estas permiten.



De acuerdo con datos proporcionados por la SEMARNAT, todas las tecnologías que ofrecen las empresas que cuentan con permisos para remediar suelos contaminados, se encuentran enfocadas exclusivamente a la remediación de sitios contaminados con compuestos orgánicos. De un total de 57 empresas autorizadas, ninguna ofrece servicios para la restauración de suelos contaminados con metales. Dentro de los contaminantes tratados, principalmente se encuentran los hidrocarburos (Hidrocarburos Totales del Petróleo, Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos), lodos aceitosos, lodos de perforación y recortes de perforación (SEMARNAT, 2002).

De acuerdo con datos proporcionados por 40 empresas autorizadas para remediar suelos contaminados con diferentes tipos de contaminantes, la mayoría (31) utilizan métodos biológicos (biorremediación) para el tratamiento. El lavado de suelos, la oxidación química y la separación física constituyen otra parte importante de las tecnologías más empleadas en México (Fig 2.2).

De las empresas que ofrecen servicios de biorremediación, la mayoría utiliza sistemas de composteo y biolabranza. De los tratamientos ofrecidos por estas empresas, el 87.5% de realizan *in situ* y el resto fuera del sitio.

Por otra parte, la PROFEPA cuenta con datos acerca de los accidentes (emergencias ambientales) en los que han estado involucradas sustancias peligrosas. A continuación se resumen los principales accidentes ocurridos entre 1993 y 1999 en México, relacionados directamente con la contaminación de suelos, así como las acciones de remediación que se han llevado a cabo en función del tipo de contaminante involucrado (PROFEPA, 2002).

Entre las tecnologías más empleadas en México para la remediación de sitios contaminados con gasolinas se encuentran: (i) la biorremediación (*in situ* y fuera



del sitio), incluyendo el uso de biopilas y composteo; (ii) la extracción de vapor; (iii) la aireación forzada y (iv) el tratamiento químico. Estos datos nuevamente confirman que la biorremediación *in situ* ha sido la tecnología más aplicada para este fin. Entre enero de 1997 y noviembre de 1999, se concluyeron un total de 18 trabajos de remediación de sitios contaminados con gasolinas; actualmente 5 se encuentran en proceso y 8 más por iniciar.

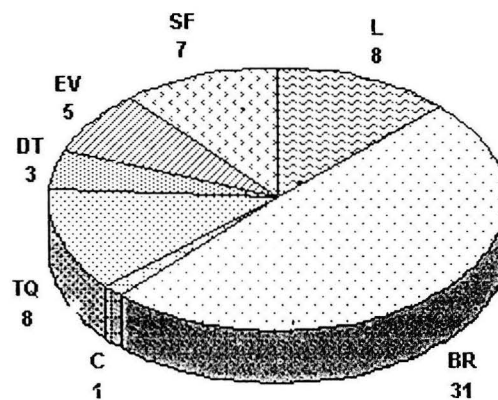


Fig 2.2. Tecnologías de remediación de suelos utilizadas en México por empresas autorizadas. BR: biorremediación; L: lavado; SF: separación física; EV: extracción de vapores; DT: desorción térmica; TQ: tratamiento químico; C: centrifugación (SEMARNAT, 2002).

2.3. MARCO LEGAL EN MATERIA DE CONTAMINACIÓN DE SUELOS

Toda ley, reglamento y norma, parten de la carta magna que rige toda legislación mexicana. En cuestión ambiental, la legislación parte de los artículos 4, 25, 73, 115, de nuestra Constitución Política. Dentro de la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, la sección que se refiere a contaminación de suelos específicamente está dentro del título cuarto que se refiere a la protección al ambiente en su capítulo cuatro titulado prevención y control de la contaminación del suelo.

Las normas que competen en la contaminación de suelos es la Norma Oficial Mexicana de emergencia NOM-EM-138-ECOL-2002, que establece los límites máximos permisibles de contaminación en suelos afectados por hidrocarburos, la caracterización del sitio y procedimientos para la restauración. Y el anteproyecto de NOM-138-ECOL-2003. Esta Norma es de observancia obligatoria en todo el territorio nacional para quienes lleven a cabo actividades en cuyo desarrollo se produzcan derrames de hidrocarburos, sus mezclas y/o sustancias derivadas de los mismos. Los límites máximos permisibles de contaminación en suelos por hidrocarburos, medidos en mg/kg, que maneja ésta norma son:

Tabla 2.1. Límites máximos permisibles de contaminación por hidrocarburos en suelos (valores referidos a base seca) mg/kg (ppm).

Contaminantes	Uso de suelo predominante ¹			Método analítico (EPA)
	Agrícola, forestal, recreativo y de conservación	Residencial comercial	Industrial	
<u>Gasolina</u>				
HTP	200.00	200.00	500.00	8015B
Benceno	20.00	20.00	50.00	8240*, 8260*
Tolueno	40.00	40.00	100.00	8240*, 8260*
Xilenos	40.00	40.00	100.00	8240*, 8260*
<u>Diesel</u>				
HTP	1,000.00	1,000.00	2,000.00	8015B
Benzo[a]pireno	0.08	0.08	0.80	8310*, 8270*
Benzo[a]antraceno	0.80	0.80	8.00	8310*, 8270*
Benzo[b]fluoranteno	0.80	0.80	8.00	8310*, 8270*
Benzo[k]fluoranteno	8.00	8.00	80.00	8310*, 8270*
Criseno	80.00	80.00	800.00	8310*, 8270*
<u>Productos aceitosos</u>				
HTP	1,000.00	1,000.00	2,000.00	418.1
Benzo[a]pireno	0.08	0.08	0.75	8310*, 8270*
Benzo[a]antraceno	0.80	0.80	7.50	8310*, 8270*
Benzo[b]fluoranteno	0.80	0.80	7.50	8310*, 8270*
Benzo[k]fluoranteno	8.00	8.00	75.00	8310*, 8270*
Criseno	80.00	80.00	750.00	8310*, 8270*

* Métodos analíticos alternativos.

¹ Para usos de suelo mixto, deberá aplicarse la especificación al menor valor de los usos de suelo involucrados.



CAPÍTULO 3. JUSTIFICACIÓN

En México la contaminación de suelos y acuíferos ocasionada por la industria petrolera se presenta durante las actividades de extracción, refinación, petroquímica, transporte, distribución, almacenamiento y comercialización, ya que existe un potencial de contaminación del ambiente por la emisión de humos, gases, polvos, descargas de aguas de desecho, derrames y fugas.

- Uno de los métodos de saneamiento para suelos contaminados con hidrocarburos que existe es el lavado de suelos, el cual puede darse de dos formas: lavado de suelos *in situ*, que consiste en aplicar un flujo con soluciones surfactantes o agua, a través de pozos de inyección o mecanismos de irrigación. La solución se infiltra a través de la matriz del suelo y lava los contaminantes a su paso, mientras se dirige a los pozos o zanjas de recuperación. La otra forma en que puede darse el lavado de suelos es fuera del sitio que es un proceso de separación que usa una solución surfactante como disolvente, mediante el cual los hidrocarburos se desorben de las partículas del suelo, quedando éste con muy bajas concentraciones de hidrocarburos, hasta los niveles aceptables.

En nuestro país existe poca experiencia en el diagnóstico y saneamiento de sitios contaminados y tampoco hay una normatividad para definir los niveles de limpieza, aún más, la técnica de lavado de suelo se ha probado muy poco a nivel real, los casos en que ésta ha sido probada exitosamente es en sitios de PEMEX, sin





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

embargo aún quedan muchos factores que estudiar en cuanto a la aplicación de esta técnica se refiere, como lo son los cambios físicos, químicos y biológicos que el suelo sufre durante el proceso de lavado de suelo y finalmente los que se llevan a cabo posteriormente a éste.



CAPÍTULO 4. HIPÓTESIS, OBJETIVOS Y ALCANCES

4.1. HIPÓTESIS

Los cambios que se pueden presentar en un suelo que se sana con la técnica de lavado de suelos aplicando surfactantes, pueden ser importantes si se toma a el suelo como soporte biológico de todos los ecosistemas, y los nutrimentos, la microflora y la microfauna fungen un papel esencial en el. Las propiedades que pueden sufrir cambios por la aplicación de ésta técnica son la porosidad, el fósforo disponible, la conductividad eléctrica, el carbono orgánico total y la población de bacterias heterótrofas.

4.2. OBJETIVO GENERAL

Estudiar los cambios físicos, químicos y biológicos que ocurren en un suelo contaminado con hidrocarburos, después de la aplicación de la técnica de lavado de suelos, a nivel laboratorio.





Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

4.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Elegir tres surfactantes, para las soluciones de lavado que van a aplicarse, con base en resultados de estudios anteriores, en cuanto a la remoción de hidrocarburos totales del petróleo (HTP).
- Analizar el resultado de agregar cloruro de sodio (NaCl) en una solución del surfactante aniónico en cuanto a la eficiencia de remoción de HTP y los cambios que representa para el suelo.
- Estudiar en laboratorio los parámetros físicos, químicos y biológicos que convencionalmente se determinan en la caracterización de un suelo contaminado, antes y después de la aplicación de la técnica de Lavado de Suelos.

4.3. ALCANCES

- El estudio se realizará en laboratorio con un suelo arenoso contaminado con hidrocarburos proveniente de una refinería.
- El estudio experimental se llevará a cabo en cajones con suelo contaminado con hidrocarburos y tres surfactantes seleccionados.
- El experimento se llevará a cabo en cuatro cajones, y se hará por duplicado.



CAPÍTULO 5. MARCO TEÓRICO

5.1. LAVADO DE SUELO

Según la Environmental Protection Agency (EPA), la técnica de lavado de suelo se divide en dos tipos: enjuague de suelo, para el caso de proyectos *in situ*; y lavado de suelo para el caso en el que el suelo contaminado se extrae del lugar de origen y se restaura en otro lugar. A continuación se describirá cada uno de ellos brevemente.

LAVADO DE SUELO *IN SITU*

El lavado de suelo *in situ* es una técnica de tratamiento innovadora que consiste en inundar suelos contaminados con una solución que lleva los contaminantes hasta un lugar donde pueden extraerse. "*In situ*" se refiere al tratamiento de suelo contaminado sin excavarlo ni moverlo de su lugar. En las Fig 5.1 y 5.2 se muestran esquemas generales de dos tipos de lavado de suelo *in situ*. El tipo de solución que se necesita para el tratamiento depende de los contaminantes que se encuentren en el suelo en un lugar determinado. El proceso comienza con la perforación de pozos de inyección y de extracción en el suelo contaminado. La cantidad, la ubicación y la profundidad de los pozos de inyección y de extracción dependen de varios factores geológicos y consideraciones técnicas. Los pozos pueden instalarse en forma vertical u horizontal. Además de la colocación de los pozos, hay que





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

trasladar hasta el sitio otros equipos (como un sistema de tratamiento de aguas residuales) o construirlos *in situ*. La aplicación del proceso se continúa hasta que la concentración de los contaminantes alcanza límites permisibles o establecidos según los criterios de limpieza, o bien a través de un análisis de riesgo a la salud.

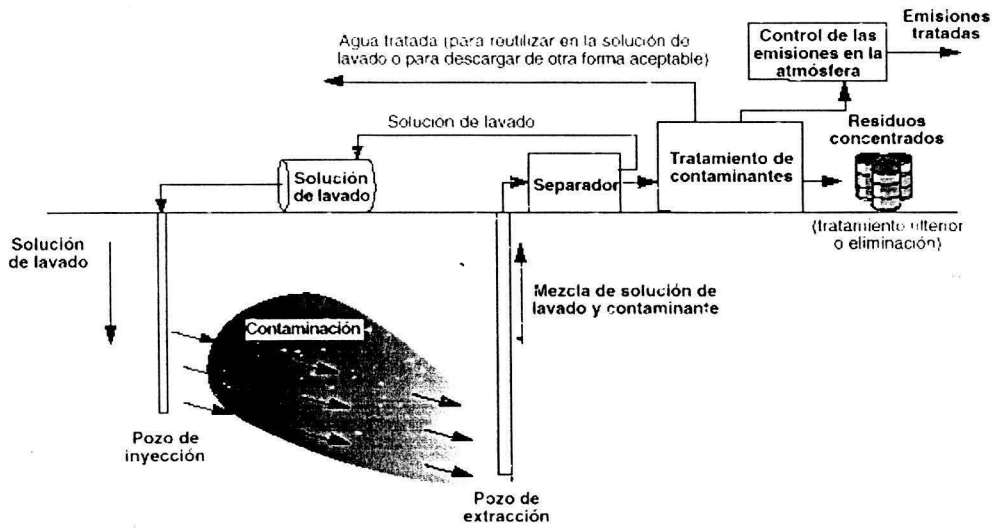


Fig 5.1. Sistema de lavado de suelo *in situ* con pozos verticales (USEPA, 1997).

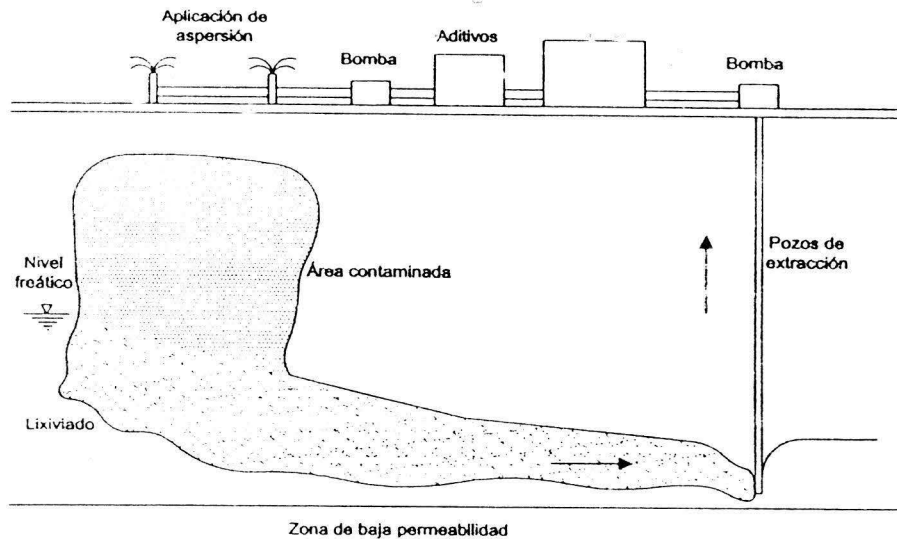


Fig 5.2. Sistema de lavado de suelo *in situ* con sistemas de aspersión (USEPA, 1997)

La solución de lavado se introduce en los pozos de inyección por bombeo y pasa por el suelo, arrastrando contaminantes mientras se dirige a los pozos de



extracción. En los pozos de extracción se recoge la solución de lavado, o sea la solución de enjuague mezclada con los contaminantes.

El sistema *in situ* utiliza agua como fluido de lavado o disolventes para contaminantes que son poco solubles en agua. El fluido de lavado se selecciona con base en su habilidad para solubilizar los contaminantes y por sus efectos en la salud y el medio ambiente. Para compuestos hidrofóbicos (como la mayor parte de los hidrocarburos), este sistema utiliza disolventes orgánicos. Para contaminantes hidrofílicos, se utiliza agua como disolvente (Kofi, 1996).

La solución de lavado se extrae del suelo por bombeo en los pozos de extracción y generalmente pasa a un sistema de tratamiento de aguas residuales para retirar los contaminantes. Los contaminantes son tratados o eliminados, y el agua tratada puede reutilizarse en la solución de enjuague o eliminarse de otra forma aceptable. Debido a que se trata de un proceso circular, los sistemas de enjuague del suelo "*in situ*" a menudo se denominan sistemas de inyección y recirculación.

Los vapores contaminados que puedan emitirse durante el tratamiento de las aguas residuales se recogen y se someten a un tratamiento.

Además, como el lavado del suelo se realiza *in situ*, se reduce la necesidad de excavación, movimiento o transporte de las sustancias peligrosas. El proceso ha resultado sumamente eficiente para retirar contaminantes tales como los que se indican en la Tabla 5.1.

Con el lavado de suelo *in situ* se obtienen resultados óptimos en lugares donde hay espacios en el suelo que permiten el paso de la solución de lavado. Si el suelo tiene un alto porcentaje de limo o arcilla, por ejemplo, la solución de lavado no puede desplazarse fácilmente en su interior, de modo que no puede entrar en contacto



fácilmente con los contaminantes. Eso limita la eficiencia general del proceso de enjuague del suelo. Además, algunos líquidos de enjuague contienen aditivos que podrían contaminar el agua subterránea si no se retiran por completo.

Tabla 5.1. Contaminantes que podrían tratarse con la Técnica de Lavado de Suelo *in situ*.

Contaminantes	Industrias donde se usa
Metales pesados (plomo, cobre, zinc)	Reciclaje de baterías, revestimientos metálicos
Solventes halogenados (tricloroetano)	Limpieza en seco, ensamblaje de aparatos electrónicos
Aromáticos (benceno, tolueno, cresol, fenol)	Tratamiento de maderas
Gasolina y diesel	Petróleo, automóviles
Bifenilos policlorados y clorofenol	Plaguicidas, herbicidas, energía eléctrica

Por lo general, el lavado de suelo *in situ* se usa en combinación con otras tecnologías de tratamiento como carbón activado, biodegradación o precipitación química, que destruyen los contaminantes o los remueven del líquido de extracción y del agua subterránea (Freeman y Harris, 1995).

En la selección de esta técnica influyen también los siguientes factores:

- Se debe comprender bien el flujo del agua subterránea con la finalidad de proyectar el sistema de pozos para un lugar determinado. Posiblemente se necesiten extensos estudios sobre el terreno para lograr un conocimiento acabado del flujo del agua subterránea.



- Es indispensable conocer la velocidad y la dirección del flujo del agua subterránea.
- Para prever el trayecto que seguirán el líquido de lavado y los contaminantes, es necesario conocer la estructura del suelo para cerciorarse de que los contaminantes no se extiendan fuera del lugar donde se pueden recoger.
- Como el lavado de suelo *in situ* se adapta al tratamiento de determinados contaminantes, no es muy eficiente para los suelos contaminados con una mezcla de sustancias peligrosas, como metales y aceites. Sería difícil preparar una solución de enjuague capaz de retirar eficientemente varios tipos diferentes de contaminantes al mismo tiempo (Testa, Winegarden, Duane, 1991). Sin embargo, diversos autores han probado mezclas de surfactantes con solventes como alcoholes, que han dado muy buenos resultados.

Por otro lado, la técnica está limitada a lugares donde la hidrogeología es tal que permite garantizar que toda la zona de contaminación será alcanzada por el disolvente de extracción y que el fluido con contaminantes podrá ser extraído casi en su totalidad. Por lo anterior, la conveniencia de aplicar el lavado de suelo *in situ* se basa en las características del suelo, la hidrogeología del sitio, las características físicas y químicas de los contaminantes, los agentes de extracción y el nivel de mezclado por utilizar (Grasso, 1993). La permeabilidad del suelo es un parámetro muy importante para determinar si es adecuado el lavado de suelo "*in situ*". Los suelos de baja permeabilidad ($K < 1.0 \times 10^{-5}$ cm/s) limitan la habilidad del fluido de extracción por percolar a través de la matriz del suelo en un tiempo razonable. Este sistema es más efectivo en suelos permeables ($K > 1.0 \times 10^{-3}$ cm/s). Los suelos con alto contenido de arcilla y limo tienden a ser menos permeables, y en tales casos, el lavado de suelo *in situ* no es considerado como la mejor alternativa de tratamiento (Iturbe *et al.*, 1998).



LAVADO DE SUELO FUERA DEL SITIO

El lavado del suelo es una técnica que consiste en el uso de líquidos (generalmente agua, combinada a veces con surfactantes y/o aditivos químicos) y un procedimiento mecánico para depurar el suelo (Fig 5.3 y 5.4). Con este procedimiento se retiran contaminantes peligrosos y se les concentra, reduciendo su volumen. Los contaminantes peligrosos tienden a unirse en forma química o física al limo y la arcilla, materiales que, a su vez, se unen a la arena y a partículas de grava. En el procedimiento de lavado del suelo se separa la porción de suelo fino contaminado (limo y arcilla) de la porción gruesa (arena y grava). Una vez concluido el procedimiento, la porción de volumen más reducido, que contiene la mayoría de las partículas finas de limo y arcilla, puede ser sometida a un tratamiento ulterior con otros métodos (como incineración o medidas biocorrectivas) o se puede eliminar de conformidad con las normas federales y estatales. La porción de suelo más limpia, de mayor volumen, no es tóxica y se puede usar como relleno. Durante el procedimiento, las partículas de grava y de arena más pesadas se asientan y son sometidas a pruebas para detectar contaminantes. Si están limpias, este material se puede usar en el sitio o llevarse a otro lugar para usarlo como relleno. Si todavía quedan vestigios de contaminantes, se puede someter el material a otro ciclo de lavado, recogerlo para aplicarle un tratamiento diferente o eliminarlo en otro lugar.

El limo y la arcilla contaminados que se encuentran en el agua del lavado se asientan y se separan del agua del lavado. Como el agua del lavado ahora contiene contaminantes, es sometida a un tratamiento con la finalidad de que se pueda reciclar para otros usos. Como ya se enunció, el agua de lavado podría contener aditivos, algunos de los cuales podrían interferir en el tratamiento. En ese caso, hay que retirar los aditivos o neutralizarlos con un tratamiento preliminar.



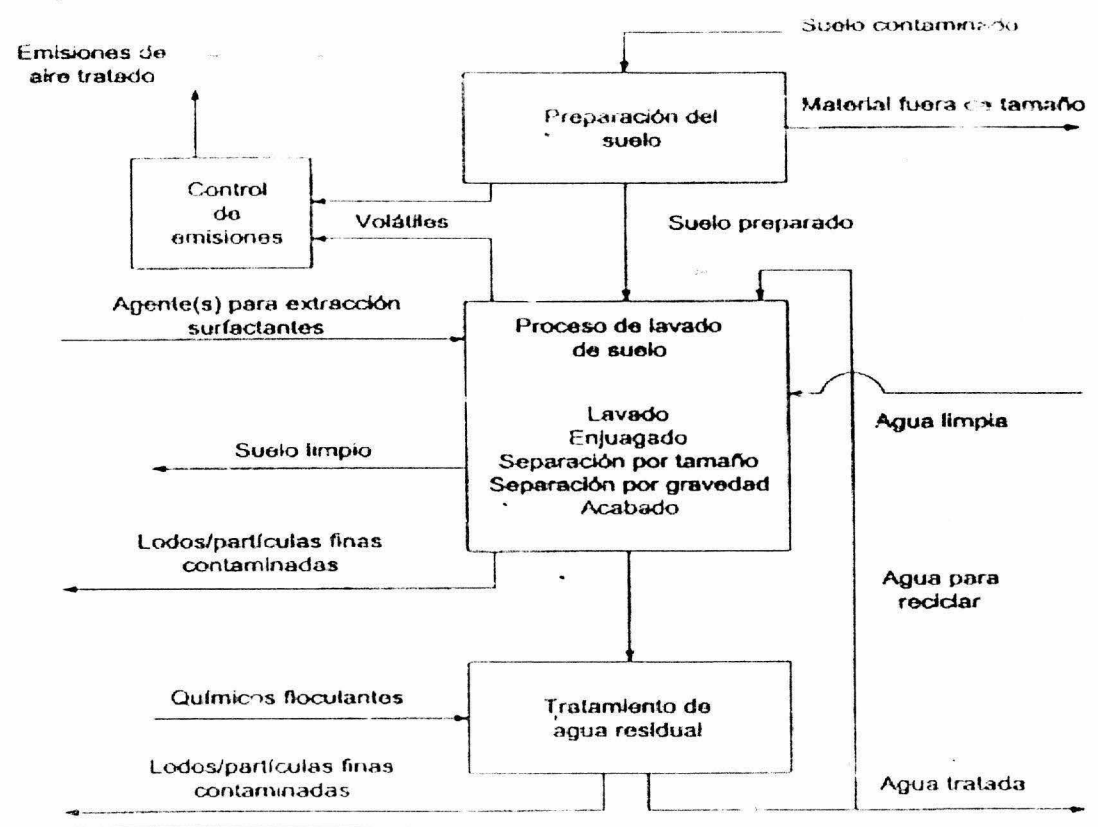


Fig. 5.3. Esquema general del sistema de lavado de suelo fuera del sitio y extracción química (Iturbe *et al.*, 1998).

Después de separar el limo y la arcilla del agua del lavado, se les somete a una prueba para determinar si contienen contaminantes. Si todos los contaminantes pasaron al agua del lavado y el limo y la arcilla están limpios, el limo y la arcilla se pueden usar en el sitio o se pueden llevar a otro lugar para emplearlos como relleno. Si el material todavía está contaminado, se puede someter a otro ciclo de lavado, recogerlo para aplicarle un tratamiento diferente o eliminarlo en un vertedero autorizado por la Ley de Conservación y Recuperación de Recursos o la Ley de Control de Sustancias Tóxicas (Seoáñez, 1999).

El suelo se compone de partículas finas (limo y arcilla) y partículas gruesas (arena y grava), material orgánico (plantas en estado de descomposición y materia



animal), agua y aire. Los contaminantes tienden a unirse fácilmente, en forma química o física, al limo, la arcilla y el material orgánico. El limo, la arcilla y el material orgánico, a su vez, se unen físicamente a la arena y la grava. Cuando el suelo contiene una gran cantidad de arcilla y material orgánico, los contaminantes se unen más fácilmente al suelo y, por lo tanto, son más difíciles de separar que cuando hay poca arcilla y material orgánico. El lavado del suelo se puede emplear como único tratamiento, pero a menudo se usa combinado con otras técnicas de tratamiento. El uso principal del lavado del suelo tal vez sea como técnica para reducir el volumen, concentrando los contaminantes en una masa relativamente pequeña de material. Cuanto mayor sea el porcentaje de arena gruesa y grava en el material que deba tratarse (que se puede limpiar y quizá llevar de vuelta al sitio), más eficiente será el lavado del suelo en función del costo. Idealmente, el proceso de lavado del suelo reduciría el volumen en un 90% (lo cual significa que sólo el 10% del volumen original necesitaría tratamiento ulterior). Si los desechos tienen un alto porcentaje de limo fino y arcilla, una parte mayor del material deberá ser sometida a otro tratamiento subsiguiente más costoso. Estos suelos no son buenos candidatos para un lavado.

El lavado del suelo se usa para tratar una amplia gama de contaminantes, como metales, gasolina, diesel y plaguicidas. El uso de esta técnica presenta varias ventajas:

- Crea un sistema cerrado que no es afectado por condiciones externas. Este sistema permite controlar las condiciones (como el pH y la temperatura) en las cuales se tratan las partículas del suelo.
- Permite excavar los desechos peligrosos y tratarlos “*in situ*”.
- Ofrece la posibilidad de retirar una gran variedad de contaminantes del suelo.

- Es muy recomendable en función del costo porque puede usarse como tratamiento preliminar, reduciendo considerablemente la cantidad de material que necesitaría tratamiento ulterior con otro método.
- Además, produce un material más uniforme al cual se aplicarán otras técnicas de tratamiento.

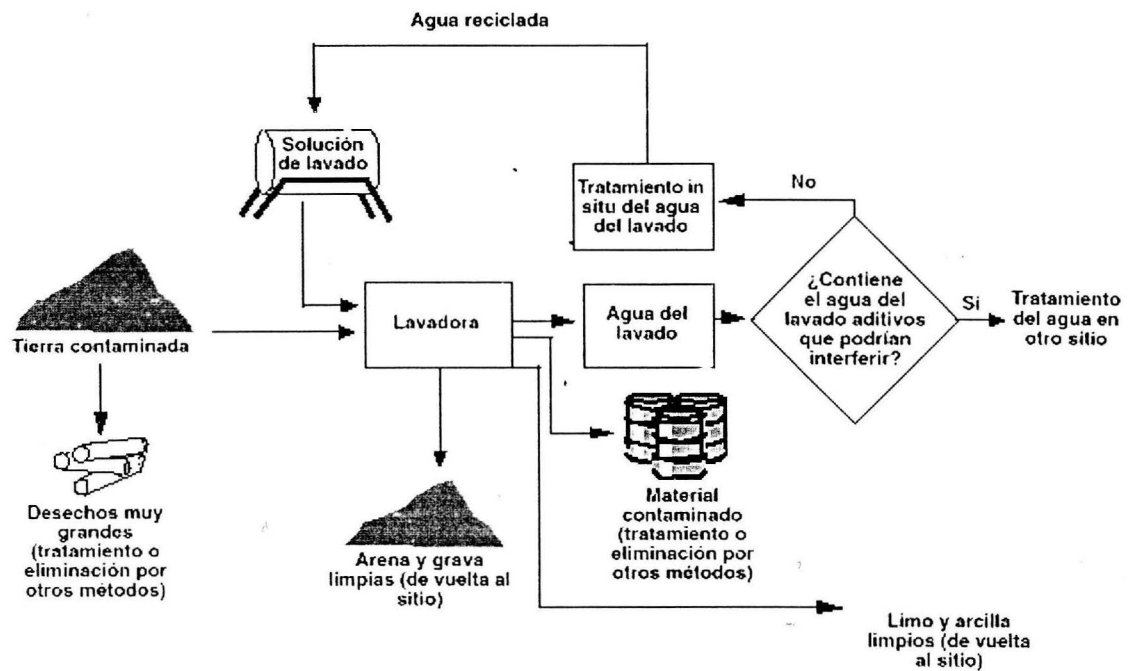


Figura 5.4. El proceso de lavado de suelo fuera del sitio (USEPA , 1997).

El lavado de suelo es comúnmente utilizado en combinación con las tecnologías de biorrestauración, incineración y solidificación/estabilización. El tiempo promedio de una operación de limpieza de 28 000 t deberá ser menor de tres meses (USDE, 1997).

Las eficiencias de remoción dependen del tipo de contaminante, así como del tipo de suelo. Los compuestos orgánicos volátiles (COV) son más fáciles de remover con el sistema de lavado fuera del sitio. Las experiencias muestran que estos compuestos pueden removerse con un porcentaje de 90 a 99%. Los compuestos



orgánicos semivolátiles pueden ser removidos entre 40 y 90%, dependiendo de la selección del surfactante apropiado. Los metales y los plaguicidas, que son menos solubles en agua, requieren ácidos o agentes quelantes para un lavado de suelo exitoso. El proceso puede aplicarse en el tratamiento de suelos contaminados con residuos peligrosos del tipo de compuestos químicos preservadores de madera (pentaclorofenol y alquitrán), solventes orgánicos, cianidas, metales pesados, lodos provenientes de la fabricación de pinturas, residuos de la formulación y producción de plaguicidas, y residuos de petróleo (Freeman y Harris, 1995; Iturbe *et al.*, 1998).

5.2. SOLUCIONES DE LAVADO

La solución de lavado generalmente puede ser uno de los siguientes líquidos:

- a) Agua
- b) Agua con aditivos tales como ácidos, bases, surfactantes¹, alcoholes, quelantes.

El agua se emplea para tratar contaminantes que se disuelven fácilmente en éste disolvente. Una solución ácida es una mezcla de agua y ácido, por ejemplo el ácido nítrico o el ácido clorhídrico. Las soluciones ácidas se usan para extraer metales y contaminantes orgánicos, como los que se encuentran generalmente en el reciclaje de baterías o en procesos de cromado industrial. Por ejemplo, al presentarse contaminación con zinc, una de las posibles consecuencias de las operaciones de cromado, se trataría con una solución ácida. Una solución básica es una mezcla de agua y un álcali, por ejemplo el hidróxido de sodio. Las soluciones básicas se usan para tratar fenoles y algunos metales. Un surfactante puede ser un detergente o una emulsión. Las emulsiones facilitan la mezcla de sustancias que normalmente

¹ Para efectos prácticos, en éste trabajo se utilizará la palabra surfactante, que proviene de la palabra en inglés "surfactant".



no se mezclan, como aceite y agua. Por esta razón, las soluciones tensoactivas o de surfactantes son muy buenos para retirar contaminantes oleosos. También se está investigando el uso de agua con *disolventes orgánicos* como solución de lavado. Los solventes orgánicos, como el etanol, se usan para disolver ciertos contaminantes que el agua sola no puede disolver (Seoáñez, 1999).

SURFACTANTES

En el lavado de suelo, se utilizan compuestos orgánicos que son muy importantes para llevar a cabo la remoción de los contaminantes, estos compuestos son los agentes tensoactivos, también llamados de superficie activa o surfactantes. Una sustancia anfifílica posee una doble afinidad, que se define desde el punto de vista fisicoquímico como una dualidad polar-apolar. La molécula típica de un anfífilo tiene dos partes: un grupo polar que contiene heteroátomos como O, S, P ó N que se encuentran en grupos alcohol, ácido, sulfato, sulfonato, fosfato, amina, amida, etc, y un grupo apolar o poco polar que es en general un grupo hidrocarbonado de tipo alquil o alquil benceno, y que puede contener eventualmente átomos de halógeno u oxígeno. La parte polar posee afinidad por los disolventes polares en particular el agua y se denomina comúnmente la parte hidrófila o hidrofílica. Por el contrario el grupo apolar se llama la parte hidrófoba o hidrofóbica, o bien lipofílica, del griego "phobos", miedo, y "lipos", grasa (Salaguer, 2002) .

Del hecho de su doble afinidad, la molécula de anfífilo "no se siente bien" en el seno de un disolvente, sea este apolar o polar, puesto que existirá siempre una interacción que no será satisfecha. Es por ello que las moléculas de anfífilo muestran una fuerte tendencia a migrar a las interfases, de forma tal, que su grupo polar se encuentre dentro del agua y su grupo apolar se encuentre orientado hacia un disolvente orgánico o en la superficie. Los ingleses utilizan la palabra "surfactante" (agente activo de superficie) para denotar una sustancia que posee



una actividad superficial o interfacial. Es necesario hacer resaltar que todos los anfífilos no poseen tal actividad, para que esto suceda es necesario que la molécula posea propiedades relativamente equilibradas, quiere decir, que no sea ni demasiado hidrófila ni demasiado hidrófoba (Salaguer *et al.*, 2002).

La palabra "surfactant" no tiene una traducción exacta en español, lengua en la cual se usa el término genérico de "tensoactivo", que se refiere a una actividad o a una acción sobre la tensión superficial o interfacial, es decir sobre la energía libre de Gibbs. Este término es equivalente a surfactante, solo si se supone que la actividad superficial o interfacial se traduce necesariamente por un descenso de la tensión, lo cual es verdad en la mayor parte de los casos que tienen un interés práctico. En general, el término tensoactivo se refiere a una propiedad de la sustancia. Los anfífilos tiene muchas otras propiedades y se les califica según sus aplicaciones en: jabones, detergentes, dispersantes, emulsionantes, espumantes, bactericida, inhibidores de corrosión, antiestáticos, etc. o dentro de las estructuras de tipo: membrana, microemulsión, cristal líquido, liposomas o gel (Salaguer *et al.*, 2002).

Según la Norma Oficial NOM-EM-138-ECOL-2002, un agente tensoactivo o surfactante se define como un compuesto químico que reduce la tensión superficial de un líquido o la tensión interfacial de dos líquidos o de un líquido y un sólido, aumentando el contacto entre una fase orgánica hidrofóbica y una fase acuosa. A lo largo del extenso espectro de temas relacionados con las superficies y coloides, hay uno que se refiere a las especies químicas que tienen una propensión especial a localizarse (o sea, adsorberse) en la interfase, o para formar agregados coloidales en solución en concentraciones molares muy bajas. A tales materiales se les ha dado el nombre general de agentes de superficie activa o tensoactivos. Desde el punto de vista comercial los surfactantes se clasifican según su aplicación. Sin embargo se observa que muchos surfactantes son susceptibles de ser utilizados en aplicaciones diferentes, lo cual provoca confusiones. Por tanto, se prefiere,



clasificarlos de acuerdo con la estructura de su molécula, o más exactamente según la forma de disociación en el agua. La clasificación se fundamenta en su poder de disociación en presencia de un electrolito y de sus propiedades fisicoquímicas. Pueden ser : iónicos o no-iónicos; y dentro de los iónicos según la carga que posea la parte que presenta la actividad de superficie serán: aniónicos, catiónicos y anfóteros (Salaguer *et al.*, 2002).

Surfactantes iónicos

Son los que se disocian en agua, y gracias a su fuerte afinidad por el agua, motivada por su atracción electrostática hacia los dipolos del agua puede arrastrar consigo a las soluciones de cadenas de hidrocarburos, por ejemplo el ácido palmítico, prácticamente no ionizable es insoluble, mientras que el palmitato sódico es soluble completamente ionizado. Los surfactantes iónicos se clasifican en:

Surfactantes aniónicos

Se les da este nombre por que el extremo polar de la molécula es un anión. Se encuentran constituidos por una cadena alquílica lineal o ramificada que consta generalmente de 10 a 14 átomos de carbono. Esos se disocian en un anión anfifílico y en un catión, el cual es en general un metal alcalino o un amonio cuaternario. Representantes de este grupo son derivados del ión sulfato o de sulfonatos como es el agente espumante dodecil sulfato de sodio o dodecil bencen sulfonato de sodio. Su producción mundial representa el 55% de los tensoactivos producidos anualmente (Salaguer *et al.*, 2002).



Surfactantes catiónicos

Son compuestos cuaternarios de amonio, o una amina grasa en medio ácido. Son aquellos que en solución forman iones, resultando cargado positivamente el grupo hidrófobo de la molécula. Como representante de este grupo se encuentra el bromuro de cetil amonio; en general, son compuestos cuaternarios de amonio o una amina grasa en medio ácido (Salaguer *et al.*, 2002).

Surfactantes anfotéricos o zwitteriónicos

Los tensoactivos anfotéricos como su nombre lo indica, actúan dependiendo del medio en que se encuentren, en medio básico son aniónicos y en medio ácido son catiónicos. Como ejemplo de este grupo podemos mencionar a las betaínas (Salaguer *et al.*, 2002).

Surfactantes no iónicos

Son los que se disuelven, pero no se disocian en agua. Esta clase de tensoactivos posee propiedades hidrófilas que dependen de los grupos polifuncionales que forman enlaces de hidrógeno. Éstos son el resultado de la agregación de una o varias moléculas de óxido de etileno a un alcohol graso o al fenol. Ejemplo de estos tensoactivos son el nonil fenol etoxilado o el nonanol etoxilado. En los agentes tensoactivos no iónicos el grupo hidrofóbico está formado por una cadena larga que contienen una serie de grupos débilmente solubilizantes (hidrofílicos) tales como enlaces éter o grupos hidroxilos en sus moléculas. La repetición de estas unidades débiles tiene el mismo efecto que un hidrófilo fuerte, pero no hay ninguna ionización. Tienen la ventaja de que son estables con la mayoría de los productos químicos en las concentraciones usuales de empleo. Al no ionizarse en agua, no forman sales con los iones metálicos y son igualmente efectivos en aguas



blandas y duras. Su naturaleza química los hace compatibles con otros tensoactivos aniónicos, catiónicos y coloides cargados positiva y negativamente. Las propiedades generales y comportamiento de los agentes tensoactivos se deben al carácter dual de sus moléculas (grupo hidrófilo y lipófilo); es así como el antagonismo entre estas dos secciones de su molécula y el equilibrio entre ellas es la que da al compuesto sus propiedades activas de superficie.

El grupo hidrófilo ejerce un efecto solubilizante y tiende a llevar a la molécula a disolución completa. El grupo hidrófobo, en cambio, debido a su insolubilidad tiende a contrarrestar la tendencia del otro. Sí se logra el equilibrio adecuado entre los dos grupos se ve que la sustancia no se disuelve por completo, ni queda sin disolver del todo, concentrándose en la interfase con sus moléculas orientadas de tal forma que los grupos hidrófilos se orientan hacia la fase acuosa, mientras que los hidrófobos hacia la no acuosa o a la fase vapor. La producción mundial de jabones, detergentes y otros surfactantes era del orden de 18 Mt (millones de toneladas) en 1970 y de 25 Mt en 1980, correspondiendo un poco menos del 25% al mercado norteamericano y un 25% al mercado europeo. La evolución cualitativa del mercado durante los últimos cuarenta años es significativa. En 1940 la producción de surfactantes (1,6 Mt) se limitaba, esencialmente, a los jabones (sales de ácidos grasos) producidos según una tecnología muy antigua. Al final de la segunda guerra mundial se consiguen en el mercado olefinas cortas, en particular propileno, que se obtienen como sub-producto del *cracking* catalítico y que no tenían en aquel entonces aplicación como el etileno. El bajo costo de esta materia prima permite sustituir ácidos grasos por radicales alquilo sintéticos (Salaguer *et al.*, 2002).

Así nacen los detergentes sintéticos del tipo alquil benceno sulfonato que poco a poco reemplazarán los jabones para máquinas de lavar y en otras aplicaciones domésticas. El desarrollo del craqueo en los años 50 para fabricar etileno como



materia prima para polímeros diversos, ha permitido también la aparición en el mercado de surfactantes no iónicos en los cuales el grupo hidrofílico es una cadena poliéter formada por policondensación de óxido de etileno (Salaguer *et al.*, 2002).

En 1965, las nuevas leyes de protección del ambiente limitan la utilización de los alquilatos de polipropileno en la fabricación de los detergentes sintéticos, tanto en los Estados Unidos como en Europa. Los productores de surfactantes deben por tanto utilizar materias primas un poco más costosas como los alquilatos lineales; como consecuencia los alquil bencensulfonatos siguen siendo los surfactantes más baratos del mercado pero la diferencia del costo con los otros surfactantes se reduce. Esta situación favorece por tanto el desarrollo de nuevos productos. En los años siguientes se observa una proliferación de nuevas fórmulas de todo tipo y una gran diversificación en los usos industrial y doméstico. La producción de jabones deja de decrecer y su uso dentro de productos industriales o productos cosméticos no medicinal aumenta rápidamente. Los surfactantes catiónicos y anfóteros aparecen en el mercado, pero su utilización está limitada a aplicaciones particulares por su alto costo (Salaguer *et al.*, 2002).

Desde hace unos diez años el mercado se ha estabilizado y se reparte de la siguiente forma (Salaguer *et al.*, 2002):

- 33% jabones, carboxilatos, lignosulfonatos, donde:

- 50% jabones de uso domestico

- 35% otros ácidos de uso industrial.

- 22% detergentes sintéticos del tipo sulfonato o sulfato, donde:

- 50% uso doméstico (polvos, líquidos)



17% industria petrolera
7% aditivos de cementos
4% agro-alimentos
3% cosméticos, productos farmacéuticos

- 40% no iónicos etoxilados ó etoxisulfatos, donde:

40% alcoholes etoxilados
20% alquil fenol etoxilados
15% éteres de ácidos grasos
10% derivados de aminas o de amidas

- 4% catiónicos, sobre todo amonios cuaternarios
- 1% anfóteros, sobre todo betaínas y derivados de aminoácidos.

Hace unos veinte años surgieron los **surfactantes poliméricos**; estos son producidos asociando estructuras polimerizadas de tipo hidrofílico o lipofílico, en forma de bloques o de injertos. Ciertos de estos surfactantes son indispensables en procesos donde están involucradas macromoléculas naturales como en la deshidratación de petróleo. Los surfactantes poliméricos no se reportan en general como surfactantes y por lo tanto no entran dentro de las estadísticas correspondientes. Se puede estimar que representan un 2% del total, limitándose a las resinas sulfonadas o etoxiladas y a los copolímeros bloque de óxido de etileno o de óxido de propileno. Si se toman en cuenta los polímeros hidrofílicos de tipo carboximetilcelulosa y otros polisacáridos, se obtendría una cifra más elevada, pero estos últimos, en general, no se utilizan por sus propiedades surfactantes, sino como aditivos en formulaciones diferentes (Salaguer *et al.*, 2002).



5.3. CASOS DE APLICACIÓN A NIVEL NACIONAL E INTERNACIONAL

Schulz *et al.*, (1995), estudiaron si las micelas contribuyen con la conductividad total de los sistemas micelares iónicos, lo probaron en sistemas micelares aniónicos, tal como es la mezcla del surfactante SDS y agua, así como el surfactante LTAB con agua. Ellos encontraron que la conductividad de la solución es una función de la concentración del surfactante. También calcularon la cantidad de especies libres en la solución en función de la concentración, y ésta depende de si se miden por debajo o por arriba de la Concentración Micelar Crítica (CMC).

Torres *et al.* (2003), realizaron estudios a nivel laboratorio, con muestras de suelo contaminadas con hidrocarburos, en los que se evaluaron 3 diferentes surfactantes, un iónico y dos no iónicos, como el Texapon 5 (Lauril éter sulfato de sodio), Canarcel TW80 y Surfapcol 906 (idénticos a TW80 y a EW600 usados en éste trabajo), respectivamente, a diferentes concentraciones para determinar las concentraciones micelares críticas (CMC). Obtuvieron que el Texapon 5, Surfapcol 906 y Canarcel TW80 tienen una CMC de 0.941 mM, 0.0934 mM y 0.05 mM respectivamente. Además determinaron las eficiencias de remoción con concentraciones del surfactante por arriba y por debajo de la CMC. Por arriba de la CMC se tienen eficiencias para los tres surfactantes mencionados de 56-74%, 52-88% y 58-83% respectivamente, mientras que por debajo de la CMC, se obtuvieron eficiencias de 46%, 52% y 42% respectivamente. Así que el mejor resultado fue para el Surfapcol 906 a la concentración de 300xCMC (1.35%). Por otro lado, Martel *et al.*, (1998 a), en columnas empacadas de arena proveniente de Canadá, probaron mezclas de surfactante-alcohol-disolvente para remover contaminantes más densos que el agua, conocidos por sus siglas en inglés como DNAPL's de acuíferos profundos. En las columnas simulaban las condiciones y características naturales del acuífero, tales como el contenido mineral. Se aplicaron varios ciclos de lavado (volúmenes de poro), con lo que se obtuvieron eficiencias de remoción altas en el



primer ciclo de lavado, el 86% de la concentración de los DNAPL se recuperó usando solamente 0.9 volúmenes de poro de la solución de surfactante.

Martel *et al.*, (1998 b), experimentaron en columnas de arena para describir la recuperación de compuestos orgánicos insolubles en agua y más densos que el agua, conocidos como Dense non aquifer phase liquid (DNAPL's), con soluciones químicas, que contenían un alcohol (n-butanol), un surfactante (Hotapur SAS) y dos disolventes (d-limoneno y tolueno). Como resultado obtuvieron que con 0.8 volúmenes de poro de la solución de alcohol-surfactante-disolvente inyectada, se recupera el 89% de la concentración inicial de DNAPL. El disolvente en la solución ayuda a minimizar la adsorción del surfactante en los sedimentos.

Iturbe *et al.*, (2004), llevaron a cabo trabajos a escala real, en suelos contaminados con hidrocarburos, utilizando dos técnicas: lavado de suelos y biopilas. Para la parte de lavado de suelos, se construyeron tres diques, dos para el lavado y recirculación y el tercero para sedimentación. El surfactante que utilizaron fue el Canarcel TW80 (el mismo que en éste trabajo) en una concentración de 0.5%. El suelo y la solución fueron mezclados mecánicamente, se dejaba sedimentar y el sobrenadante lo recirculaban al dique de mezclado. Entre los resultados obtenidos se destaca una eficiencia de remoción de 83.4% para HTP y de 87.1% para HAP.

Xing-hui *et al.*, (2000), aplicaron lavado de suelos en sedimentos contaminados con petróleo (10,000 mg/kg), para ello emplearon dos surfactantes como solución de lavado, el AEO-9 (alcohol polietoxilado) y el AES (éter sulfato alcohol etoxilado de sodio). Ellos encontraron eficiencias de remoción en un rango de 30.8% a 75.1%, con los surfactantes individuales. El mejor resultado fue obtenido con la solución de AES al 0.1%.



Atagana *et al.*, (2003), trabajaron con suelos contaminados con alquitrán (250,000 mg/Kg), y aplicaron lavado de suelos con surfactantes. Utilizaron los surfactantes Arkopal N-60, N-80 y N-100 (que se diferencian por el número de moléculas de polietoxileno presentes), el Hosaf 541K, que es equivalente al Span 80, y usaron también el TW80, en concentraciones entre 0.01 y 1%. La máxima eficiencia de remoción que encontraron fue para el Arkopal N-60 a 0.5%, y fue del 90%. De manera general, los mejores resultados los observaron a la concentración de 0.5%.

Hai *et al.*, (1999), evaluaron el efecto de la sal, NaOH y óxido de polietileno (OPE) en la solubilización del metano con soluciones de dodecil sulfato de sodio. Probaron soluciones de DSS+0.1 M NaCl, DSS+0.1M NaOH, DSS+0.1 wt% OPE, DSS+0.1 wt% OPE+0.1M NaCl, y DSS+0.1wt% OPE+0.1M NaOH, a 298.15, 308.15 y 318.15 K. Los autores encontraron que la solubilidad disminuyó con el incremento en la temperatura y tiene un incremento lineal con la concentración del DSS sobre la concentración micelar crítica del surfactante, indicando que las micelas en la solución movilizan las moléculas de gas. La sal y el hidróxido de sodio sí afectan la solubilidad notablemente.

Al-Sabagh *et al.*, (2003), sintetizaron y evaluaron algunos surfactantes poliméricos para tratar emulsiones de crudo, en la primera parte del trabajo, llevaron a cabo el tratamiento de suelo arenoso contaminado con crudo con surfactantes monoméricos y poliméricos. En total prepararon cinco surfactantes, dos monoméricos, uno de los cuales era aniónico (dodecil bencen sulfonato de etanol-amonio salt, E1) y el segundo fue un surfactante no iónico (nonil fenol etoxilado, E2). Los otros tres surfactantes fueron no iónicos poliméricos (polinonil fenol formaldehído mono-etanol amina etoxilado, E3; polinonil fenol formaldehído dietanol amina etoxilado, E4; y nonil fenol formaldehído trietanol etoxilado, E5). Las muestras se contaminaron con dos tipos de crudo, asfaltenico y ceroso. Probaron que la limpieza de las muestras depende de la concentración del



surfactante, el tipo de surfactante, su balance hidrofílico-lipofílico (HLB), la tensión interfacial y la composición del crudo. El surfactante aniónico E1 fué el que presentó la máxima eficiencia de remoción de crudo en todas las concentraciones en comparación con el E2, E3, E4 y E5.

Hong *et al.*, (2000), llevaron a cabo estudios para optimizar las mezclas de surfactante/alcohol para la restauración de medios porosos contaminados con crudo. Evaluaron las mezclas del surfactante dodecibencen sulfonato de sodio con los alcoholes n-pentanol y n-alcanos. Los resultados revelaron que el efecto de la fracción de volumen del crudo es significativo, ya que con el incremento de ésta, el sistema cambia de micelas tipo Winsor II a Winsor III y a Winsor I. Además, probaron las mezclas adicionándoles sal, y los resultados que obtuvieron fueron que la adición de sal disminuye el total de volúmenes de poro (V_p) necesarios para disminuir la concentración del contaminante hasta en un 90% , en la mezcla con el n-dodecano, que pasó de $2 \times 10^7 V_p$ a 1.37, 1.05 y 1.77 para las concentraciones de sal de 8.55, 6.6 y 3 g/L respectivamente.

Deshpande *et al.*, (1998), trabajaron en los criterios de selección de surfactantes para utilizarlos en lavado de suelos. Probaron tres muestras de suelo con características diferentes. Utilizaron siete surfactantes diferentes, DSS, DBSS, Steol CS-330, Dowfax 8390, T-Maz 20 (equivalente a TW20), T-Maz 80 (equivalente a TW80), Igepal CA-620 y TerraSurf 80. Ellos proponen que las propiedades en las que se debe basar la selección de los surfactantes es en la concentración micelar crítica, realizar pruebas de solubilidad de contaminantes por debajo y por arriba de la Concentración Micelar Crítica (CMC).

Bai *et al.*, (1997), investigaron el efecto de los biosurfactantes en la remoción de hidrocarburos residuales del suelo. Probaron un biosurfactante aniónico producido por *Pseudomonas aeruginosa* en columnas empacadas con arena y



variando la concentración del surfactante. La concentración óptima para la remoción del residuo fue de 500 mg/L, aproximadamente 10 veces la Concentración Micelar Crítica. Cerca del 84% del contaminante fue removido. El resultado fue comparado con dos soluciones de surfactantes sintéticos, el DSS (0.2xCMC), y monooleato de sorbitán etoxilado, es decir, TW80 (38xCMC), que removieron 0% y 6.1% del contaminante, respectivamente.

Chu W. y Chan K. H. (2003), trabajaron en el mecanismo del lavado de suelo usando surfactantes para compuestos orgánicos hidrofóbicos y parcialmente hidrofóbicos. Utilizaron el surfactante no iónico Brij 35 a una concentración de 0.02 mol/L. Estudiaron la absorción y adsorción de los surfactantes en un suelo de textura arenosa media y encontraron un modelo matemático que muestra el mecanismo y describe el proceso del lavado de suelo con surfactantes. Además de que la presencia de compuestos orgánicos insolubles en agua, conocidos por sus siglas en inglés como NAPL's, retardan la acción del lavado de suelo, aunque esto puede ser mejorado por el aumento de la dosis del surfactante del sistema de lavado de suelo.

Duffield *et al.* (2003), estudiaron la remoción de compuestos NAPL en un medio poroso (suelo arenoso), en columnas empacadas de suelo y empleando un surfactante no iónico llamado Triton X-100 a bajas concentraciones como solución de lavado, obteniendo como resultado que recuperaron el contaminante a una tasa de 5 mL/min, y que para las soluciones que probaron, las que están por debajo de la CMC producen macroemulsiones más estables que las soluciones por arriba de la CMC, que se reducen con el incremento de la concentración del surfactante.

Zeynep *et al.* (2002), realizaron estudios sobre la absorción y adsorción de los surfactantes en el suelo, probaron que dependen de la cantidad presente de cada fracción del suelo y del tipo de surfactante que se aplique, iónicos, no iónicos o



anfotéricos. Probaron los surfactantes aniónicos AOT, DSS y el surfactante catiónico Hyamine 1622 en dos diferentes tipos de suelo arenoso, resultando que el surfactante AOT es mas fuertemente adsorbido que el DSS y que esto es debido a la estructura del surfactante. Por último el Hyamine 1622 es fuertemente adsorbido por el suelo probablemente vía intercambio catiónico.

5.4. PROPIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS DE LOS SUELOS

El propósito general del análisis de los suelos es conocer de forma cuantitativa la constitución y propiedades de los mismos (Wooding, 1967). Los parámetros que se eligieron para el desarrollo de éste trabajo, son algunos de los más importantes en la caracterización de un suelo y se describen en seguida.

POTENCIAL DE HIDRÓGENO (pH)

El potencial hidrógeno (pH), se define como el logaritmo negativo de la concentración molar (mas exactamente de la actividad molar) de los iones hidrógeno. El pH particular medido en un suelo se debe a un conjunto determinado de condiciones químicas. Por lo tanto, una determinación del pH del suelo es una de las pruebas más importantes que se pueden hacer para diagnosticar los problemas de crecimiento de las plantas. Por lo general, los suelos de las regiones húmedas son ácidos y los de la regiones áridas son alcalinos (Millar, Turk y Foth, 1980).

Los principales efectos del pH del suelo son biológicos. Algunos organismos tienen pequeñas tolerancias a las variaciones en el pH, pero otros pueden tolerar variaciones amplias del pH. También tiene una influencia importante en el crecimiento de las plantas por la asimilabilidad de los nutrientes., la disponibilidad o solubilidad de algunos nutrientes de las plantas disminuyen

con un aumento del pH, ejemplo hierro y manganeso. Para los nutrientes de las plantas como un todo, un buen grado de asimilabilidad de un nutriente se encuentra cercano a un pH 6.5 (Millar *et al.*, 1980).

El pH también influye en las propiedades físicas. Los pH neutros son los mejores para las propiedades físicas de los suelos. A pH muy ácidos hay una intensa alteración de minerales y la estructura se vuelve inestable. En pH's alcalinos, la arcilla se dispersa, se destruye la estructura y existen malas condiciones desde el punto de vista físico.

DENSIDAD REAL (ρ_s) Y DENSIDAD APARENTE (ρ_b)

Es necesario distinguir, en primer lugar, entre densidad aparente y densidad real de un suelo. Mientras la densidad real es una función aditiva de las densidades de los constituyentes del suelo, la densidad aparente varía según el estado de agregación del suelo y la proporción del volumen aparente ocupado por los espacios intersticiales, que existen incluso en los suelos más compactos (Wooding *et al.*, 1967).

La densidad aparente refleja el contenido total de porosidad en un suelo y es importante para el manejo de los suelos (refleja la compactación y facilidad de circulación de agua y aire). La densidad real es el promedio ponderado de las densidades de las partículas sólidas del suelo. La densidad real de un suelo depende principalmente de la proporción de la materia orgánica e inorgánica presente, ya que, aparte de ciertos minerales pesados, la densidad de los componentes inorgánicos está comprendida dentro de una serie bastante reducida. La densidad de la materia orgánica del suelo varía desde 1.23 a 1.7. Dado que la mayor parte de la materia mineral de los suelos ordinarios consta de cuarzo, feldespato y arcilla, la densidad del suelo mineral, libre de materia orgánica, es



generalmente del orden de 2.65 g/cm. Con la presencia de materia orgánica, el porcentaje es más bajo, aumentando por la presencia de óxidos de hierro, y en grado menor, por la presencia de minerales ferromagnésicos y mica (Wooding *et al.*, 1967).

FÓSFORO (P)

Los suelos contienen proporciones variables de fósforo, que se presenta en un cierto número de diferentes categorías inorgánicas y orgánicas. Fundamentalmente, todo el fósforo del suelo se origina del mineral apatito de las rocas ígneas. La fijación biológica se presenta cuando ciertos microorganismos asimilan ácido fosfórico en forma orgánica. A la muerte de los organismos, la materia orgánica sufre una descomposición que libera iones fosfato. La fijación química se produce de dos maneras: 1) por absorción y 2) por precipitación. Absorción es la reacción de los iones fosfato con ciertos minerales de arcilla. El fosfato así fijado es relativamente poco utilizable por las plantas. Este tipo de fijación es el más marcado en suelos ácidos. La precipitación química de los fosfatos está gobernada por la reacción del suelo. En suelos ácidos, el fosfato se precipita principalmente como fosfatos de hierro y aluminio, que son relativamente poco utilizables por las plantas. En suelos neutros o ligeramente ácidos, el fosfato se precipita como fosfato de calcio, que es directamente utilizable para la nutrición de las plantas (Wooding *et al.*, 1967).

El fósforo orgánico representa del 20 al 60% del total de fósforo en muchos suelos. Al igual que el nitrógeno, el fósforo orgánico entra en ciclos de mineralización e inmovilización. La relación ideal de C, N y P orgánicos, está en un radio aproximado de 100:10:1. Un suelo de una densidad aparente de 1.4 puede tener un contenido total de fosfatos del 0.05% equivalente a 3t/ha en los primeros 50 cm de suelo. La concentración de fósforo en solución es baja y únicamente representa



una muy pequeña parte de los iones presentes de lo que está adsorbido en la superficie del suelo. Los fosfatos son de baja solubilidad y principalmente son los que están disponibles para las plantas (Bonneau and Souchier, 1982).

El fósforo, con el nitrógeno y el potasio, se clasifican como elementos nutritivos mayores. Sin embargo, en la mayoría de las plantas se encuentra en menores cantidades que el nitrógeno y el potasio. Se considera generalmente que las plantas absorben la mayoría de ese fósforo en forma del ion primario ortofosfato $H_2PO_4^-$. Pequeñas cantidades del ion secundario ortofosfato HPO_4^{2-} son absorbidas. De hecho, la absorción por las raíces de las plantas de $H_2PO_4^-$ es diez veces más rápida que la del HPO_4^{2-} . Las cantidades relativas de estos dos iones absorbidas por las plantas están afectadas por el pH del medio que rodea a las raíces. Valores bajos del pH incrementan la absorción del ion ortofosfato, mientras los valores más altos del pH incrementan la absorción de la forma secundaria del ortofosfato (Tisdale y Nelson, 1982).

NITRÓGENO (N)

En muchos suelos, el nitrógeno orgánico constituye el 95% del total del nitrógeno. El balance del nitrógeno de un suelo se da en un largo tiempo, por las ganancias y pérdidas que tiene. La tasa de mineralización es particularmente una consecuencia del ajuste de ese balance en las propiedades físicas del suelo. Las transformaciones de carbono son tan importantes como aquellas de nitrógeno que favorecen la inmovilización del nitrógeno y de ésta manera se limitan las pérdidas (Bonneau *et al.*, 1982).

La materia orgánica de los suelos contiene carbono y nitrógeno en la relación aproximada de 10:1. En todos los suelos existe una pequeña proporción de nitrógeno en forma de compuestos relativamente sencillos, tales como



aminoácidos, amidas, sales de amonio y nitratos. La descomposición de la materia orgánica hasta nitratos, tiene la siguiente secuencia de acción: materia orgánica nitrogenada→aminoácidos y amidas→sales de amonio→nitritos→y nitratos (Wooding *et al.*, 1967).

El nitrógeno tiene vital importancia para la nutrición de la planta y para ser absorbido, debe estar en forma diferente que la del nitrógeno elemental. Las formas más comúnmente asimiladas por las plantas son los iones de nitrato y el amonio. La urea puede ser absorbida por las plantas. También hay materiales más complejos, como aminoácidos solubles en agua y los ácidos nucleicos, los cuales pueden ser absorbidos por las plantas superiores, pero no se encuentran en gran cantidad en el suelo. Desde el punto de vista de la fertilidad del suelo, las formas NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- son de mayor importancia; el óxido nitroso y el óxido nítrico también son importantes, porque representan formas del nitrógeno que se pierden para la utilización en el cultivo a través de desnitrificación (Tisdale *et al.*, 1982).

POTASIO (K), SODIO (Na), CALCIO (Ca) Y MAGNESIO (Mg)

El calcio y el magnesio existen en algunos minerales primarios del suelo, pero están generalmente separados. El calcio se encuentra muchas veces asociado con sodio y potasio en cristales de feldespatos. El magnesio está asociado con fierro en minerales de ferromagnesio como mica, piroxenes, anfíboles y olivinas. Aparte de la presencia en silicatos o en combinaciones orgánicas, el calcio y el magnesio existen en los suelos ya sea como carbonatos totales o como calcio y magnesio intercambiable (adsorbidos en coloides). El calcio juega un rol dominante en el comportamiento físico del suelo, es un potente floculador de arcilla y participa en la estabilización de los componentes del humus, lo que contribuye en gran manera a la organización de la estructura del suelo y a la estabilidad de la estructura. Desde el punto de vista químico, gobierna la reacción del suelo. Un bajo contenido



de calcio está asociado con características ácidas y un alto contenido con medios fuertemente básicos. El magnesio es un componente de la clorofila y la presencia en el suelo es esencial para las plantas, todos los cultivos y árboles. Existe en el umbral del nivel de deficiencia, varía de acuerdo con el suelo, y el comportamiento de las raíces de las plantas, pero no en el umbral de toxicidad. Para horizontes cultivados el nivel de deficiencia varía de 20-30 ppm en suelos ligeros y 40 ppm en suelos muy cultivados. Finalmente, para cultivos seguros, es necesario mantener un equilibrio entre magnesio y potasio en el suelo, cuando hay un exceso relativo de potasio puede llevar a una aparente deficiencia inducida de magnesio (Bonneau *et al.*, 1982).

El potasio en general, existe en todas las rocas, endógeno o exógeno. Aparte de las sales presentes en evaporaciones y depósitos, el potasio se localiza principalmente en tres tipos de silicatos: los feldespatos, feldespatoides y micas (Bonneau *et al.*, 1982). La proporción del total de potasio en los suelos se encuentra en las formas soluble e intercambiable las cuales generalmente son pequeñas (Bear, 1964).

El sodio en el suelo se encuentra en micas, piroxenes y anfíboles, principalmente en la arena fina y fracciones de limo. Los suelos sódicos, contienen sodio intercambiable en el orden de 15% o más de la capacidad de intercambio catiónico (Bear *et al.*, 1964).

De acuerdo con las reglas generales observadas en el intercambio de iones aplicadas a suelos, la selectividad es más marcada cuando:

- 1) la carga del ión es alta;
- 2) el radio solvatado del ión es pequeño;
- 3) la polarizabilidad del ión es alta;
- 4) el ión interactúa fuertemente con el intercambiador.



El orden de la selectividad de los iones corresponde muy directamente con el orden del contenido de esos iones en el complejo intercambiable. Con mucha frecuencia el orden de la disminución del contenido es: $\text{Ca} > \text{Mg} > \text{K} > \text{Na}$ (Bonneau *et al.*, 1982).

La rápida absorción del agua y de los iones de nutrimentos, que se localizan en la superficie de las raíces, induce un gradiente de contenido de agua y concentración de iones, que llega a ser excesivo si la absorción es más rápida. Dos procesos son entonces estabilizados: a) Difusión de iones bajo el efecto de gradientes de concentración. Generalmente, los cationes alcalinos (sodio, potasio) se difunden equitativamente bien en el suelo. Por otro lado, los iones fosfato se difunden lentamente, aparte de que la difusión de esos iones es afectada particularmente cuando el suelo se va secando. b) Transporte de los iones por el movimiento del agua, pues cuando el agua pasa a través de la superficie de las raíces, los aniones no son retenidos (debido a la compleja adsorción) tan bien como los cationes, por eso es que el Ca^{2+} es dominante. La magnitud del flujo de los iones se encuentra de manera natural en función del flujo del agua y de la concentración de cada especie en la solución. Considerando las necesidades de las plantas en suelos cultivados, éste transporta generalmente excesos de calcio, que acumula en la rizosfera cantidades variables de magnesio, cantidades limitadas de potasio, y, generalmente muy poco fósforo (Bonneau *et al.*, 1982).

La adsorción de un catión por un núcleo o micela coloidal y la liberación subsiguiente de uno o más iones retenido por el núcleo, es denominada intercambio de cationes. Por ejemplo, suponiendo que el núcleo tiene la mitad de su capacidad satisfecha con iones de Ca^{2+} , una cuarta parte con iones de K y una cuarta parte con iones H. Ahora supongamos que el material coloidal es tratado con una solución de KCl. Al tiempo que los iones K^+ del KCl reemplazarán



virtualmente a todos los cationes de la micela, creando otra que está por completo saturada de potasio y el calcio y el hidrógeno adsorbidos pasarán a la solución como cloruros (Millar *et al.*, 1980).

La proporción de nutrimento es también importante. El exceso de un nutrimento en forma aprovechable, puede causar la deficiencia de otro elemento. En la tabla 5.2 se observan las formas aprovechables de los cuatro cationes. Esto queda ilustrado por el hecho de que las deficiencias de potasio alguna veces son causadas por un alto nivel de calcio o magnesio solubles, los que interfieren con la absorción de potasio (Millar *et al.*, 1980).

Tabla 5.2. Símbolos químicos y formas iónicas comunes de los elementos esenciales absorbidos del suelo por las raíces de las plantas (Millar *et al.*, 1980).

Nutrimento	Formas iónicas comúnmente absorbidas por las plantas
Potasio	K ⁺
Sodio	Na ⁺
Calcio	Ca ²⁺
Magnesio	Mg ²⁺

POROSIDAD (η)

Esta propiedad del suelo, está determinada por las características cuantitativas y cualitativas del espacio del suelo no ocupado por sólidos, denominado espacio poroso. Dentro del espacio poroso se pueden distinguir macroporos y microporos. Los primeros no retienen el agua contra la fuerza de la gravedad, y por lo tanto son los responsables del drenaje y la aireación del suelo, constituyendo además, el principal espacio en el que se desarrollan las raíces. Los segundos son los que retienen agua, parte de la cual es disponible para las plantas. La porosidad total o espacio poroso del suelo, es la suma de macroporos y microporos.



Las características del espacio poroso, dependen de la textura y la estructura del suelo. Cuando en la textura domina la fracción arcilla, en la porosidad total del suelo hay muchos más microporos que cuando domina la fracción arena. En este caso existe una gran cantidad de macroporos en el espacio poroso. Lo anterior se comprende claramente, si se piensa que entre las partículas microscópicas de arcilla los espacios son pequeños; en cambio entre las partículas de arena los poros son mayores. En cuanto a la magnitud de la porosidad total, es mayor cuando en la textura dominan las fracciones finas que cuando dominan las gruesas. Los suelos arcillosos poseen más porosidad total que los arenosos (Wooding *et al.*, 1967).

La porosidad es un parámetro importante porque de él depende el comportamiento del suelo frente a las fases líquida y gaseosa, y por tanto es vital para la actividad biológica que pueda soportar.

Si se considera cierto volumen del suelo en sus condiciones naturales, es evidente que sólo cierta proporción de dicho volumen se encuentra ocupada por el material suelo. El resto lo constituyen espacios intersticiales que, en condiciones ordinarias de campo, se encuentran ocupados en parte por agua y en parte por aire. La porosidad aumenta con la adición de materia orgánica, y puede llegar hasta un 60% o más en suelos con vegetación. Los suelos de arcilla presentan variaciones más amplias del espacio poroso que los suelos de arena. Cualquier trabajo que destruya la estructura grumosa e individualice las partículas del suelo, lleva a la disminución del espacio poroso (Wooding *et al.*, 1967).

Generalmente, el espacio poroso disminuye desde la superficie en profundidad. Así mismo, varía tanto de dimensiones como de forma. Puede considerarse como si formase una red tridimensional continua de canales y espacios de tamaños variables. Así como se puede hablar de una distribución del tamaño de una partícula, es posible hablar de una distribución del tamaño del poro, por ello se



distinguen los espacios en espacios porosos capilares y no capilares, considerando los últimos como constituidos por huecos que están ocupados por aire cuando el suelo está saturado de humedad. Por lo tanto el diámetro equivalente del poro es inversamente proporcional a la presión de aspiración. Los capilares libres por los cuales el agua puede circular dependen de la película inmóvil del agua. Los capilares gruesos son superiores a 30 μ , y los capilares finos, inferiores a 3 μ (Tisdale *et al.*, 1982).

MATERIA ORGÁNICA (MO) Y CARBÓNICO ORGÁNICO (CO)

La materia orgánica del suelo está formada parcialmente por fragmentos reconocidos de material de plantas, y en parte por material que ha perdido todas las señales de su estructura original y se ha transformado en una materia humificada amorfa y oscura llamada humus. El método más común de calcular la cantidad de materia orgánica de un suelo es determinar la cantidad de carbono orgánico presente, para obtener la cantidad de materia orgánica, la cifra de carbono orgánico se multiplica por un factor convencional, normalmente 1.724, obtenido de la hipótesis de que la materia orgánica del suelo contiene un 58% de carbono (Wooding *et al.*, 1967).

CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE)

Cuando se habla de la conductividad eléctrica de un suelo, usualmente se hace referencia a la conductividad eléctrica de su extracto de saturación. La conductividad eléctrica, como tal, se determina en un medio líquido. Se supone, aunque esto aún no ha sido demostrado, que dicha conductividad corresponde a la conductividad eléctrica del líquido intersticial del suelo. Para determinar la conductividad eléctrica de un suelo es necesario agregarle más agua y ésta última contribuye a diluir el contenido de sales de la solución intersticial, rebajando su



conductividad original. El valor obtenido suele ser menor a medida que se incrementa el nivel de dilución. Los principales tipos de extractos o sistemas que se utilizan para medir la conductividad son los siguientes:

- Extracto de saturación, E.Sat : El que se le extrae a la pasta saturada: Este es el extracto de referencia.
- Extracto 1:1 (1 de Suelo: 1 de Agua)
- Extracto 1:2 (1 de Suelo: 2 de Agua)
- Extracto 1:5 (1 de Suelo: 5 de Agua)

El valor de la conductividad eléctrica en el extracto de equilibrio a capacidad de campo puede ser mayor o menor que el del extracto de saturación, dependiendo de qué tan saturado de sales está el interior de los terrones del suelo. Este tipo de extracto al igual que el obtenido mediante el uso de sondas de succión tiende a reflejar más el contenido de sales externo a los terrones del suelo, mientras que el extracto de saturación incorpora, promedia y homogeniza la totalidad del suelo. Algunas veces a mayor valor y otras veces a menor valor. Cuando un suelo es virgen o no se ha cultivado y se empieza a fertilizar, el interior de los terrones, siempre es más pobre en nutrientes y por ende más baja su conductividad que la de la solución nutritiva que se está aplicando. Con el paso del tiempo, el suelo se va saturando de nutrientes y el interior de los terrones empieza a ser más rico que el exterior. Estas diferencias hacen que la interpretación de un extracto de saturación a capacidad de campo deba ser realizada cuidadosamente teniendo en cuenta éstos factores.

La conductividad eléctrica de un medio, se define como la capacidad que tienen el medio (que por lo general contiene las sales inorgánicas en solución o electrolitos) para conducir la corriente eléctrica. El agua pura, prácticamente no conduce la corriente, sin embargo el agua con sales disueltas conduce la corriente eléctrica.



Los iones cargados positiva y negativamente son los que conducen la corriente, y la cantidad conducida dependerá del número de iones presentes y de su movilidad. En la mayoría de las soluciones acuosas, entre mayor sea la cantidad de sales disueltas, mayor será la conductividad. Algunas sustancias se ionizan en forma más completa que otras y por lo mismo conducen mejor la corriente (<http://edafología.urg.es/>).

GRANULOMETRÍA

El objetivo del análisis de tamaño de partícula en el estudio del suelo es para determinar la distribución peso-tamaño de las partículas minerales elementales en el suelo y definir su textura. De hecho, las rocas (>20 cm), guijarros (20 cm a 2 cm) y grava (2 cm a 2 mm) son normalmente excluidas para el análisis que se lleva a cabo en la fracción de suelo fino (<2 mm). En esta fracción las partículas son retenidas juntas como agregados. Uno puede dispersar y separar las partículas en las clases de tamaño de partícula tradicionalmente aceptadas: arena (gruesa, 2 mm-200 μm ; fina, 200-50 μm), limo (grueso, 50-20 μm ; fino, 20-2 μm), arcilla (< 2 μm), que define la textura del material (Bonneau *et al.*, 1982).

Cuando el porcentaje de arena, limo y arcilla separadas son graficadas en el diagrama triangular, la textura del suelo puede ser clasificado por la zona o área del diagrama en la que entran los porcentajes. El rango se relaciona con sus propiedades físicas como estructura, cohesión y porosidad, y con sus propiedades hidrológicas como la capacidad de campo y la capacidad de agua disponible, que pueden ser deducidas con la clase de textura (Bonneau *et al.*, 1982).

Un aspecto sobresaliente en el examen de los suelos es su composición por partículas de diferentes tamaños. Estas partículas han sido divididas en grupos,



exclusivamente sobre la base de tamaños, es decir, sin tomar en cuenta su composición química, color, peso y otras propiedades (Millar *et al.*, 1980).

Las partículas de arena son comparativamente de tamaño grande y, por lo tanto, exponen una superficie pequeña comparada con la expuesta por un peso igual de partícula de arcilla o de limo. Debido a la pequeña superficie de los separados de arena, la función que éstos tienen en las actividades físicas y químicas de un suelo es casi insignificante. Debido a que la arena es relativamente grande pero baja en área superficial, su principal función en el suelo es servir como una estructura alrededor de la cual está asociada la parte más activa del suelo. A menos que estén presentes en una proporción muy pequeña, las arenas aumentan el tamaño de los espacios de los poros entre las partículas, facilitando de esta manera el movimiento del aire y del agua de drenaje (Millar *et al.*, 1980).

Desde el punto de vista de mecánica de suelos, el estudio de tamaños de partícula se le conoce como distribución granulométrica o distribución por tamaños, y ésta puede revelar algo de lo referente a las propiedades físicas del material. Los límites de tamaño de partículas que constituyen un suelo, ofrecen un criterio obvio para una clasificación descriptiva del mismo. Tal criterio fue usado en mecánica de suelos para definir las curvas granulométricas que sirven para establecer la clasificación de un suelo (Badillo y Rico, 1974).

La International Society of Soil Science ha acordado que deben distinguirse las siguientes fracciones (Wooding *et al.*, 1967) :

Arena gruesa	2.0 a 0.2 mm de diámetro
Arena fina	0.2 a 0.02 mm de diámetro
Limo	0.02 a 0.0002 mm de diámetro
Arcilla	< 0.0002 mm de diámetro



Otra clasificación de fracciones es la clasificación internacional, basada en otra desarrollada en Suecia (Badillo *et al.*, 1997):

Arena gruesa	2.0 a 0.2 mm
Arena fina	0.2 a 0.02 mm
Limo	0.02 a 0.002 mm
Arcilla	0.002 a 0.0002 mm
Ultra-Arcilla (coloides)	< 0.0002 mm

La propuesta de G. Gilboy y adoptada por el Massachusetts Institute of Technology, es la Clasificación M.I.T. (Badillo *et al.*, 1997):

Arena gruesa	2.0 a 0.6 mm
Arena media	0.6 a 0.2 mm
Arena fina	0.2 a 0.06 mm
Limo grueso	0.06 a 0.02 mm
Limo medio	0.02 a 0.006 mm
Limo fino	0.006 a 0.002 mm
Arcilla gruesa	0.002 a 0.0006 mm
Arcilla media	0.0006 a 0.0002 mm
Arcilla fina (coloides)	< 0.0002 mm

POBLACIÓN DE BACTERIAS HETERÓTROFAS (PBH)

El suelo tiene diferentes tipos de microorganismos, como son las bacterias, actinomicetos, hongos, algas, protozoos y virus. Uno puede distinguir dos grupos, el bajo protista (organismos procariontes sin un núcleo verdadero), que incluye las bacterias, los actinomicetos y cianofitas (algas verdeazules); y el alto protista



(organismos eucariontes con el núcleo rodeado por una membrana), que incluye los hongos, las algas y los protozoarios (Bonneau *et al.*, 1982).

Las bacterias y los hongos constituyen la flora más importante de los suelos, la cual interviene en la pudrición y la recirculación de nutrimentos. Las bacterias son organismos unicelulares que exceden a todos los organismos del suelo en número y clases. Un gramo de suelo fértil superficial puede contener cerca de 1×10^9 bacterias. Las bacterias más comunes del suelo son de forma de bastón, de una micra o menos de diámetro y unas cuantas micras de longitud. Las bacterias del suelo pueden dividirse en forma general en los grandes grupos basándose en sus necesidades de energía: 1) bacterias heterotróficas, las cuales obtienen su energía y carbono de las sustancias complejas y 2) bacterias autotróficas, las que obtienen su energía de la oxidación de elemento o compuestos inorgánicos, el carbono del dióxido de carbono, y el nitrógeno y otros minerales, de los compuestos inorgánicos. Las bacterias del suelo también difieren considerablemente en su nutrición y en su respuesta a las condiciones ambientales. Consecuentemente, las clases y abundancia de las bacterias dependen tanto de los nutrimentos asimilables presentes como de las condiciones ambientales del suelo (Millar *et al.*, 1980).

La intervención de los microorganismos en los ciclos biológicos de los elementos mayores C, N y S es crucial, como su inactividad puede llevar a la inhibición de estos tres ciclos. Para otros elementos (P, Fe, Mn, etc.) la participación microbiana es más limitada. La actividad de los microorganismos puede hacerse evidente, si están presentes en un número suficiente y si sus requerimientos nutricionales se satisfacen. Numerosos factores limitantes (fuente de energía, humedad, temperatura, pH, etc.) controlan esta actividad. La actividad microbiana en los suelos, localizada en un mosaico de microhábitats en la que las poblaciones y las condiciones fisicoquímicas varían, con frecuencia se presentan períodos de



actividad de corta duración y ocasionalmente es difícil detectarlo (Bonneau *et al.*, 1982).

La función más importante de la microflora del suelo es la descomposición de plantas y animales muertos y la recirculación de nutrientes (Millar *et al.*, 1980). En los suelos ordinarios se han registrado desde 2×10^6 hasta 2×10^8 bacterias por gramo de suelo, habiéndose obtenido las cifras más altas en suelos muy cultivados y abonados. El carácter general de la microflora autóctona es relativamente uniforme en un suelo de un tipo definido, aunque la productividad del mismo puede alterarse según los abonos. El hecho de que la micropoblación tenga una influencia importante en la edafogénesis y en el metabolismo no debe considerarse como un factor independiente, sino condicionado por las propiedades físicas y químicas del suelo. Algunos factores que afectan o modifican la microflora de un suelo son: erosión por lluvia, accidentes (contaminación por derrames de hidrocarburos, incendios, etc.), condiciones climáticas (temperaturas muy altas o muy bajas, etc.), agua de riego (agua subterránea, aguas negras con o sin tratamiento), disposición inadecuada de residuos sólidos municipales y peligrosos (Wooding *et al.*, 1967).



CAPÍTULO 6. METODOLOGÍA

6.1. PREPARACIÓN DE LA MUESTRA

Las muestras de suelo con que se realizó el trabajo provienen de una Refinería en el interior de la República Mexicana, éstas se extrajeron de un área contaminada de hace más de 50 años.

De acuerdo con las pruebas de bombeo realizadas por la CFE (1998), el subsuelo de éste sitio presenta valores promedio de transmisividad de $58 \text{ m}^2/\text{d}$ y una conductividad hidráulica de $4.5 \times 10^{-5} \text{ m/s}$, los cuales indican un medio geológico muy permeable. El gradiente hidráulico (i) promedio es de 0.00094 a lo largo del año.

Dentro de la Refinería, se establecieron una gran cantidad de puntos que se estuvieron monitoreando a través de un período de tiempo, las muestras recolectadas provienen de un punto marcado como 133 y la elección de éste punto es por que la concentración de Hidrocarburos Totales del Petróleo (HTP) y de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP), fue más elevada que en cualquier otro punto, esto se puede observar en la Tabla 6.1, que muestra los resultados de muestras tomadas del mismo punto en diferente tiempo. Las muestras son tomadas con muestreadores tipo tubo partido, que toma la muestra en un rango de profundidades.





Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

La muestra extraída, se secó al ambiente, se mezcló para homogenizarla completamente. Posteriormente se pasó a través de la malla de 1 ½ pulgadas (38.1 mm de abertura), con el fin de retirar el material de gran tamaño, tal como piedras, raíces grandes y basura, para tener un mejor manejo de la muestra.

Tabla 6.1. Concentraciones de HTP en el punto de muestreo en tres diferentes tiempos.

Fecha de Muestreo	Método	TPH (mg/kg)
21 Noviembre 2002	EPA 418.1 M	58,739
24 Marzo 2003	EPA 418.1 M	6,736
14 Agosto 2003	EPA 418.1 M	12,952

De estas muestras, se extrajo una muestra inicial, con la que se realizaron las mediciones iniciales de los parámetros físicos, químicos y biológicos, así como las pruebas en viales para la selección de solución de lavado.

El trabajo se dividió en dos etapas, la primera para la selección de las dosis de las soluciones de lavado y la segunda para la aplicación de la técnica de lavado de suelo.

6.2. MEDICIÓN DE LOS PARÁMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS

Los parámetros seleccionados para el análisis en el suelo antes y después del lavado para determinar si existe cambio, la magnitud de éste y su influencia. Se realizaron por duplicado siendo los siguientes:

- pH
- Densidad real
- Densidad aparente



- Fósforo disponible
- Nitrógeno total
- Minerales (K, Na, Mg, Ca)
- Porosidad
- Carbono orgánico total
- Conductividad eléctrica
- Granulometría
- Población de bacterias heterótrofas

Las metodologías que se emplearon para las determinaciones en el laboratorio de algunas de éstas propiedades se obtuvieron de la norma oficial mexicana NOM-021-RECNAT-2000, y de las que no estaban referidas en ésta norma se utilizaron otros métodos tales como los que describe la Environmental Protection Agency (EPA) y American Society for Testing and Materials (ASTM).

pH

Esta prueba, se realizó empleando el método ASTM D4972-89 (NOM-021-RECNAT-2001), la cual es una determinación potenciométrica del suelo en agua a una relación 2.5:1. Para ello se pesa una muestra de 10g de suelo seco y se adicionan 25mL de agua destilada, se agita por 25 min a 170 rpm, posteriormente la muestra se deja en reposo durante 15 min y finalmente se toma la lectura en el extracto de saturación, y se calibra el potenciómetro con sus referencias, buffer pH 4.0 y 7.0. En la tabla 6.2 se muestran los rangos de pH en suelos y su correspondiente clasificación.



Tabla 6.2. Clasificación del suelo por su valor de pH (NOM-021-RECNAT-2000).

Clasificación	pH
Fuertemente ácido	< 5.0
Moderadamente ácido	5.1 - 6.5
Neutro	6.6 - 7.3
Medianamente alcalino	7.4 - 8.5
Fuertemente alcalino	> 8.5

DENSIDAD REAL (ρ_s)

Se determinó empleando el método ASTM D854-83, por medio de la diferencia de volúmenes relacionados con su peso por medio de picnómetros. Se adiciona una muestra de 5g de suelo seco, en un picnómetro, se llena con agua destilada. Se colocan a vacío por 30 min para retirar el aire del suelo; posteriormente se mide la temperatura en cada picnómetro, se vuelve a llenar el picnómetro y se le coloca el tapón de modo que el capilar que hay en él quede completamente lleno de agua. Se pesa el picnómetro. La muestra de suelo y agua se calienta para que por evaporación, se retire la mayor parte del volumen de agua, el concentrado se seca en la estufa a una temperatura de 90 a 100°C durante 12 h, finalmente las muestras secas se colocan en un desecador para eliminar toda la humedad restante y pesarlas para conocer la masa de suelo seco (Domínguez y Aguilera, 1990).

El cálculo de la densidad real, se hace por medio de la fórmula:

$$\rho_s = \frac{W_o}{[W_o + (W_a - W_b)]}$$

Donde:

ρ_s : Densidad Real (g/cm³)

W_o : Peso de la muestra de suelo seco (g)

W_a : Peso del picnómetro lleno con agua a T_x (g)

W_b : Peso del picnómetro lleno con agua y suelo a T_x (g)



Para ajustar el valor obtenido de ρ_s , se utiliza el factor de corrección de la temperatura T_x que proporciona la norma.

DENSIDAD APARENTE (ρ_b)

Se realizó en una muestra de suelo seco por el método de la probeta (Domínguez y Aguilera, 1990). En este método, se agrega suelo a una probeta de volumen (10 mL) y peso conocido, llena la probeta se golpea firme pero ligeramente sobre una superficie suave (franela). Se completa el volumen que se perdió por la compresión del suelo hasta el aforo de 10 mL. Finalmente se pesa la probeta con el suelo y se obtiene el peso del suelo con la diferencia de ambos pesos de la probeta anteriores (vacía y llena de suelo). Para obtener el valor de la densidad aparente, se aplica la siguiente fórmula:

$$\rho_b = \frac{m}{V}$$

Donde:

ρ_b : Densidad Aparente (g/cm³)

m : peso del suelo seco (g)

V : volumen de la probeta (cm³)

FÓSFORO DISPONIBLE (P_d)

Se determinó por medio del método Bray-Kurtz I, para suelos neutros y alcalinos (NOM-021-RECNAT-2001). El fósforo disponible se determina por la extracción con una solución de fluoruro de amonio ácida y diluída, que tiene como finalidad remover las formas de P fácilmente solubles en medio ácido, así como gran parte de los fosfatos de calcio y una porción de los fosfatos de aluminio y de hierro, para finalmente determinar por espectrofotometría la concentración de fósforo en las muestras (Cajuste, 1986).



Se realiza una curva patrón con una serie de soluciones con concentración de fósforo conocidas (1, 2, 3, 4 y 5 ppm), para que a partir de esta curva se determinen las concentraciones de las muestras interpolando la transmitancia leída. El valor que resulte de la interpolación, se multiplica por el factor de dilución.

La fórmula para calcular la concentración de fósforo disponible es la que se presenta a continuación:

Concentración real de fósforo en la muestra de suelo (C_P)= ppm de fósforo obtenidas de la gráfica x factor de dilución (35).

Tabla 6.3. Interpretación de los contenidos de fósforo disponible en el suelo, obtenidos por el método de BRAY-I.

Concentración de fósforo (ppm)	Clase
< 15	Bajo
15 a 30	Medio
> 30	Alto

NITRÓGENO TOTAL (ORGÁNICO) (N_T)

Éste parámetro se determinó por el método de la EPA 351.1, conocido como Nitrógeno Kjeldahl, que es una digestión asistida por catalizadores, en la que se convierte al nitrógeno orgánico y como nitratos en sulfato de amonio, el producto de reacción se destila en ácido bórico y se titula con ácido utilizando indicador verde de bromocresol-rojo de metilo. Se pesa una muestra de suelo seco, de 1 g, a la que se le adicionan una mezcla de catalizadores y ácido sulfúrico concentrado, esta mezcla se pone en el digestor por 3 o 4 hr aproximadamente. Posteriormente se destila con NaOH 6N. El destilado se le titula con una solución de ácido sulfúrico, hasta el vire.



El cálculo se realiza con la siguiente fórmula:

$$\%N_T = \frac{mL \text{ de HCl de muestra} - mL \text{ de HCl testigo}}{\text{peso de la muestra}} \times N \text{ de HCl} \times 1.4$$

Donde:

N : Normalidad de H₂SO₄

1.4 : Factor equivalente al peso del Nitrógeno

CONTENIDO DE MINERALES (K, Mg, Na, y Ca)

Ésta prueba se realizó por el método EPA 6010 B, utilizando espectroscopia de emisión atómica para la determinación de todos los metales.

POROSIDAD (η)

Este parámetro se calculó con la diferencia relativa porcentual entre la densidad real y la densidad aparente, de acuerdo con la siguiente fórmula (Gavande, 1991):

$$\eta = 100 \left(1 - \frac{\rho_b}{\rho_s} \right)$$

Donde:

η : Porosidad

ρ_s : Densidad real (g/cm³)

ρ_b : Densidad aparente (g/cm³)

CARBONO ORGÁNICO TOTAL (COT)

Ésta determinación se basa en el método Walkley-Black, que es el de oxidación con ácido crómico, en el cual se ocupa una muestra de suelo seco de hasta 0.5g. Se



adiciona un volumen de 10 mL de $K_2Cr_2O_7$, 0.5 N y 15 mL de H_2SO_4 concentrado, para oxidar la muestra; se agita ésta mezcla y se pone a calentar durante 30 min a $75^\circ C$ junto con un blanco (blanco caliente). Una vez que se ha dejado enfriar por 15 min, la muestra se diluye con 60 ml de agua destilada. A la solución anterior se le adiciona un indicador, para que finalmente se titulen las muestras con sulfato ferroso, además de los blancos (frío y caliente) (NOM-021-RECNAT-2001). Para determinar este parámetro, se emplean las siguientes fórmulas que determinan el porcentaje de carbono orgánico:

$$A = (mL BC - mL Muestra) \left(\frac{mL BF - mL BC}{mL BF} \right) + (mL BC - mL Muestra)$$

$$\% CO = \frac{A [N_{Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O} (0.003)] (100)}{g \text{ suelo seco}}$$

Donde:

% CO : Fracción de carbono orgánico

A : Valor de corrección (ml)

BF : Blanco frío (ml)

BC : Blanco caliente (ml)

$N_{Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O}$: Normalidad del sulfato ferroso

A partir del resultado de carbono orgánico, se determina el porcentaje de materia orgánica mediante la relación que hay con la fracción de carbono orgánico, a partir de la siguiente ecuación (NOM-021-RECNAT-2000):

$$\% MO = \% CO (1.724)$$

Donde:

%MO : Porcentaje de materia orgánica

%CO : Fracción de carbono orgánico

1.724: factor convencional, obtenido de la hipótesis de que la materia orgánica del suelo contiene un 58% de carbono (Wooding *et al.*, 1967).



Tabla 6.4. Valores de referencia para clasificar la concentración de la materia orgánica en los suelos minerales y volcánicos (NOM-021-RECNAT-2000).

Clase	Materia orgánica (%)	
	Suelos volcánicos	Suelos no volcánicos
Muy bajo	< 4.0	< 0.5
Bajo	4.1 - 6.0	0.6 - 1.5
Medio	6.1 - 10.9	1.6 - 3.5
Alto	11.0 - 16.0	3.6 - 6.0
Muy Alto	> 16.1	> 6.0

CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE)

Esta prueba, se realizó con base en el método ASTM D 1125-91 y fue llevada a cabo como una medición en el extracto de saturación utilizando un conductímetro y un electrodo específico. Se tomó una muestra de 10g de suelo seco, se le adicionaron 10 ml de agua destilada, se agitó por 30 min a 170 rpm y después de un período de 15 min de reposo, se tomó la lectura. La unidad de medición queda definida como $\text{Ohm}^{-1}/\text{cm}$. En principio históricamente el Ohm^{-1} por ser la inversa de la unidad de resistencia se lo denominó mho, la palabra original escrita al revés. Con ello la conductividad específica quedó unida a su unidad $\text{mho}\cdot\text{cm}^{-1}$, o sea mho/cm. Para simplificar, en las últimas décadas del siglo XX se propuso denominar al mho como Siemens asignándole como símbolo la letra S mayúscula.

Tabla 6.5. Interpretación de los valores de conductividad eléctrica en suelos.

Rango de valores ¹	Interpretación
0 a 2.0 dS/m	no salino
2.1 a 4.0 dS/m	Ligeramente salino
4.1 a 8.0 dS/m	Moderadamente salino
8.1 a 16.0 dS/m	Fuertemente salino
> 16.1 dS/m	Muy salino

¹CE medida en el extracto de saturación



GRANULOMETRÍA

Esta prueba se realizó con el método mecánico, utilizando una serie de mallas (Badillo *et al.*, 1997). Se seca una muestra de suelo considerable, con el fin de eliminar el agua que contenga y facilitar el proceso de disgregación, que se realiza con un mazo, para separar las diferentes partículas que constituyen a una muestra disminuyéndola a su mínimo tamaño. Se obtiene el peso inicial de la muestra disgregada.

La separación se efectúa en dos etapas, en la primera intervienen mallas con abertura de 1½", 1", ¾", ½", ⅜", ¼", y la #4, para la separación de las fracciones gruesas y medias del suelo. En la segunda etapa se ocupan los tamices número 10, 20, 40, 60, 100 y 200, para la separación de las fracciones finas del suelo. La muestra se coloca en la malla 1½", ocupando las mallas de forma descendente de la 1½" hasta la #4. Se deja por 15 min en el equipo vibratorio mecánico. Para que finalmente se pesen las fracciones de suelo retenidas en cada malla. Se realiza el mismo procedimiento para las mallas de la segunda etapa, colocando la porción del suelo que pasó a la charola en la malla #10; las mallas se colocan de forma descendente de la #10 a la #200. Por último, se calcula el porcentaje en peso que pasó en cada malla, para que con estos valores se grafique la distribución granulométrica (% que pasa contra tamaño de partícula) y a partir de ésta obtener los coeficientes de uniformidad (C_u) y el de curvatura (C_c). Los cuales se determinan con las siguientes relaciones:

$$C_u = \frac{D_{60}}{D_{10}}$$



Donde:

D_{60} : Tamaño tal, que el 60%, en peso, del suelo, sea igual o menor.

D_{10} : Llamado por Hazen, diámetro efectivo. Es el tamaño tal que sea igual o mayor que el 10%, en peso del suelo.

$$C_c = \frac{(D_{30})^2}{D_{60}(D_{10})}$$

Donde:

D_{30} = Tamaño tal que el 30% en peso del suelo sea igual o menor.

POBLACIÓN DE BACTERIAS HETERÓTROFAS (PBH)

Esta prueba se realizó por el método de cuenta en placa, descrito en las normas NOM-110-SSA1-1994, lo cual hace referencia a la preparación y dilución de muestras de alimentos para su análisis microbiológico, y la NOM-092-SSA1-1994, que es el método para la cuenta de bacterias aerobias en placa. Las muestras se someten a un número de diluciones y con esas diluciones se siembra sobre agar nutritivo, para determinar la aproximación de colonias presentes. La dilución primaria tiene por objeto obtener una distribución lo más uniforme posible de los microorganismos contenidos en la muestra destinada para el análisis. La preparación de diluciones decimales adicionales, si son necesarias, tiene como objetivo reducir el número de microorganismos por unidad de volumen, para permitir, después de la incubación, la observación de la prueba en el caso de tubos o matraces y la cuenta de colonias en el caso de placas.



6.3. CONCENTRACIÓN DE HIDROCARBUROS TOTALES DEL PETRÓLEO (HTP).

La determinación de HTP, se realizó de dos formas, la primera utilizando el método EPA 9071 B, y la otra con el método EPA 418.1.

El método 9071 B es la de material extractable con n-Hexano (HEM) para muestras de lodo, sedimento y sólidos. Se usa para cuantificar concentraciones de grasas y aceites en suelo, sedimentos, lodos y otros materiales sólidos. Específicamente el método se emplea para extraer hidrocarburos no volátiles, aceites vegetales, grasas, lípidos biológicos, grasa animal, jabones, ceras y materiales relacionados.

Fueron utilizadas muestras de 6 g de suelo seco, se colocaron en cartuchos de celulosa, y éstos se introdujeron en los equipos soxhlet. En los matraces bola que se conectaron en la parte inferior del soxhlet, se adicionaron 150 mL de n-hexano, grado reactivo. En la parte superior del soxhlet, se conectó un refrigerante, y a través de éste se hizo circular agua, para ayudar a la condensación del disolvente. El equipo se calentó a 80°C aproximadamente, durante 4 hr. Esto con el fin de que la circulación del disolvente a través de la muestra fuera la suficiente para extraer todo el hidrocarburo presente en el suelo. Después de transcurrido el tiempo de extracción, las muestras se dejaron enfriar por 1 hr, con la recirculación de agua en los refrigerantes, para evitar pérdidas del disolvente por evaporación. Posteriormente, se retiró el contaminante recuperado con el disolvente en los matraces bola y utilizando un rotavapor se separó de éste. El baño maría del rotavapor se calienta a 60°C aproximadamente, y las muestras fueron evaporadas en un tiempo de 5-10 min cada una. Finalmente, el extracto recuperado por la evaporación del disolvente, se inyectó a un cromatógrafo de gases para determinar la concentración de HTP, con la ayuda del cromatograma obtenido.



6.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para la etapa experimental en cajones, el análisis se realizó con el ANOVA del programa estadístico Stargraphics 5.1. Tomando en cuenta que sólo son cuatro tratamientos con dos repeticiones el modelo estadístico que se seleccionó dentro del programa fue el Completamente Aleatorizado sin Bloques, cuyo modelo es:

$$y_{ij} = \mu + \tau_i + \beta_j + \varepsilon_{ij} \begin{cases} i = 1, 2, \dots, a \\ j = 1, 2, \dots, b \end{cases}$$

donde:

μ es una media general

τ_i es el efecto del i -ésimo tratamiento

β_j es el efecto del j -ésimo tratamiento

ε_{ij} es el término del error aleatorio

Inicialmente se considera que tanto los tratamientos como los bloques son factores fijos. Mas aún, los efectos de tratamiento se consideran como desviaciones de la media general, por lo tanto,

$$\sum_{i=0}^a \tau_i = 0 ; \sum_{j=1}^b \beta_j = 0$$

Se desea probar la igualdad de las medias del tratamiento, así la hipótesis nula de interés es,

$$H_0 = \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_a \text{ y } H_1 = \text{al menos una } \mu_i \neq \mu_j$$

Los análisis de varianza se estimaron con base en las ecuaciones de la siguiente tabla, y con la ayuda del programa estadístico antes mencionado.



Tabla 6.6. Análisis de variancia para un diseño aleatorizado.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media de cuadrados	F ₀
Tratamientos	$\sum \frac{Y_i^2}{b} - \frac{Y_{..}^2}{N}$	a-1	$\frac{SS_{Tratamientos}}{a-1}$	$\frac{SS_{Tratamientos}}{MS}$
Error	SS _E (por diferencia)	(a-1)(b-1)	$\frac{SS_E}{(a-1)(b-1)}$	
Total	$\sum \sum Y_{ij}^2 - \frac{Y_{..}^2}{N}$	N-1		



CAPÍTULO 7. EXPERIMENTACIÓN

7.1. ETAPA 1: SELECCIÓN DE SOLUCIONES DE LAVADO

Se eligieron 3 diferentes surfactantes para utilizarlos como solución de lavado, éstos fueron elegidos teniendo como antecedente los resultados obtenidos en trabajos anteriores dentro del mismo grupo de trabajo y en publicaciones recientes, porque las eficiencias de remoción que se obtuvieron en los experimentos de lavado fueron muy buenas .

Torres y colaboradores (2003), obtuvieron que las mejores remociones de HTP para el TW80 y el EW600 fueron en las concentraciones de 100 y 300 veces la CMC, es decir en una concentración de 0.45 y 1.96%, con eficiencias de remoción desde un 76% hasta un 88%. En éste trabajo se trabajó con una concentración de 0.5% y 1%, con la finalidad de obtener una buena remoción del contaminante pero sin adicionar cantidades excesivas de surfactantes al suelo, ya que se consideró que éstas podrían afectar de una forma importante al suelo en todas sus propiedades, principalmente a los microorganismos.

Iturbe y colaboradores (2004), probaron las técnicas de lavado de suelos y biopilas para el tratamiento de suelos contaminados con hidrocarburos. Para el lavado de suelos emplearon el surfactante no iónico TW80 a una concentración de 0.5%, y con





Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

el que obtuvieron remociones de hasta un 83%. Éste trabajo reforzó la idea de usar ésta concentración en el presente trabajo.

De la misma forma, los resultados que obtuvieron Atagana y colaboradores (2003), para las pruebas que llevaron a cabo para el uso del surfactante TW80 al 0.5% en suelos contaminados con alquitrán, nos muestran que las mejores remociones del contaminante se presentaron en la concentración de 0.5%. En general se ha encontrado que los surfactantes no iónicos presentan mejores resultados que los iónicos, a pesar de tener una CMC más baja, como en el caso de los surfactantes empleados en éste trabajo. Esto representa una ventaja si se considera lo que Sun y Puri (1997) señalan acerca de que grandes cantidades de residuos surfactantes dejados en el suelo causan problemas para su post-tratamiento.

En cuanto al surfactante aniónico, se eligió la concentración de 0.5%. Las características de los surfactantes seleccionados se presentan en la Tabla 7.1 .

Tabla 7.1. CMC y otras características fisicoquímicas de los surfactantes.

Surfactantes		Tipo	Peso Molecular	Actividad (%)	HLB	CMC (mg/l) [M]
Nombre comercial	Nombre Químico					
Emulgin W600 ¹ (EW600)	Nonilfenol Etoxilado	No iónico	483	97.0	11.0	45.06 [93x10 ⁻³]
Tween 80 ¹ (TW80)	Monooleato de Sorbitán Etoxilado	No iónico	1,308	30.0	15.0	65.4 [50x10 ⁻³]
Lauril Sulfato ² (DSS)	Dodecil Sulfonato de Sodio	Aniónico	288.38	-	40	1586

HLB, Balance Hidrofílico-Lipofílico; CMC, Concentración Micelar Crítica

¹ por Torres *et al.*, 2003

² por Li-zhong and Chiou, 2001



Faltan páginas

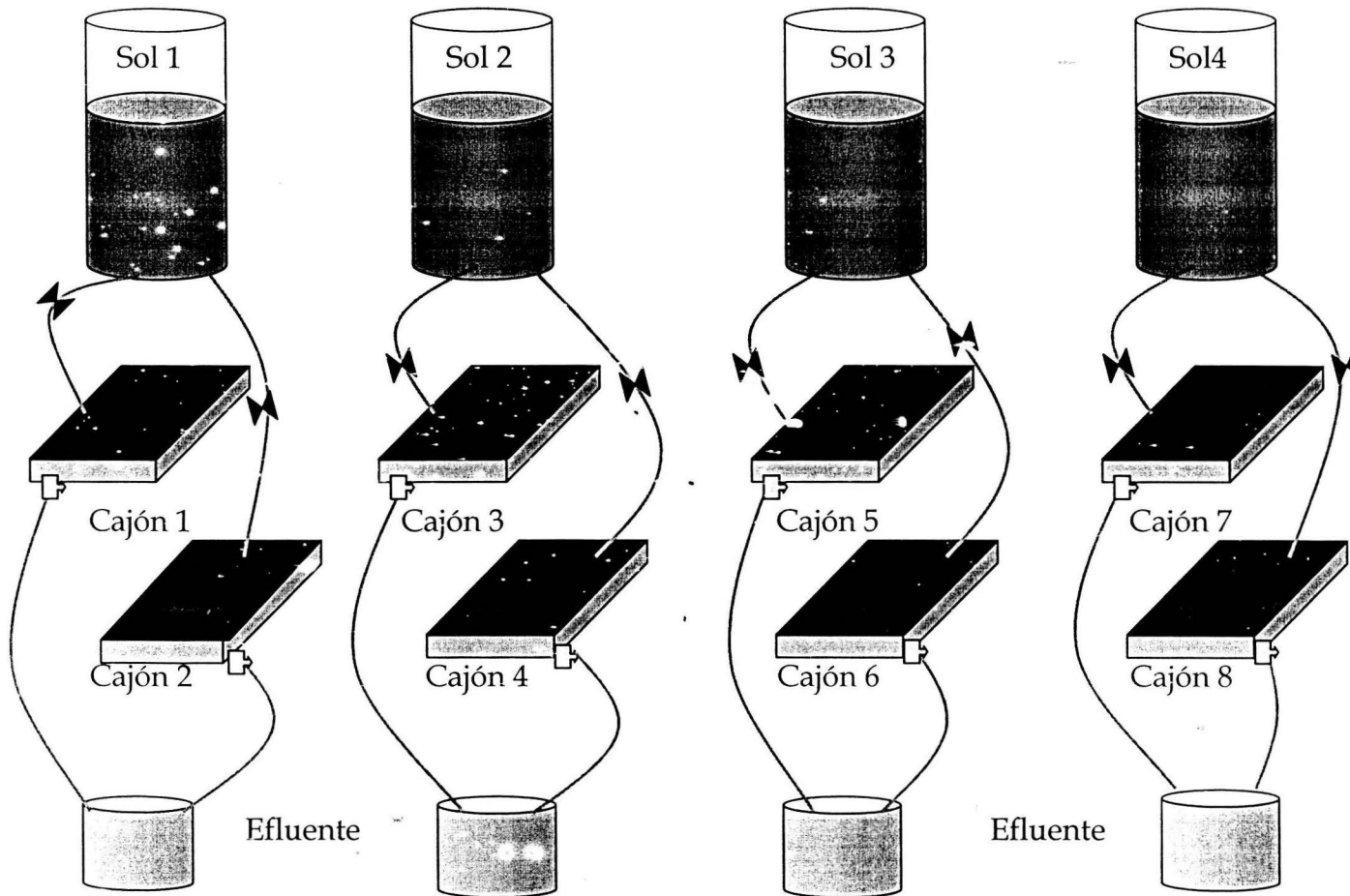
N° 71-72

En total se colocaron 9 cajones con 9 Kg de suelo contaminado cada uno, en los que fueron probadas 4 soluciones de lavado, por duplicado, además un testigo, es decir, sin lavado. Las soluciones de lavado utilizadas son las que presentaron las mejores características en la prueba en viales (etapa I), tales como la eficiencia de remoción y menores cantidades de reactivo empleado. En el anexo A3 de éste trabajo pueden observarse fotografías del dispositivo montado en laboratorio. Las soluciones se administraron diariamente a los cajones desde 4 contenedores (Fig 7.4) de 10 L de capacidad cada uno, cada contenedor suministró la solución de lavado a dos cajones. Fueron suministrados 5 L diarios a cada cajón. El ciclo de lavado fue de 24 hr; en las primeras 12 hr se suministró la solución de lavado y en las siguientes 12 hr se drenó la solución acumulada en los cajones. Para drenar los cajones, se utilizaron válvulas de rosca que se instalaron en la parte inferior de cada cajón. La solución drenada, se colectó en recipientes de plástico de 12 L de capacidad, por medio de manguera de látex conectada a cada válvula. Para evitar pérdidas importantes de suelo por efecto del arrastre de partículas por el paso de la solución, se colocaron mallas de plástico y una pequeña cantidad de gravilla en las salidas de los cajones, a manera de filtro. Diariamente, como ya se mencionó, se suministraron a cada cajón 5 L de solución lavadora, los que fueron dosificados a través de mangueras de plástico tipo venoclisis y fueron reguladas con la pinza de la misma. El flujo se reguló a 7 mL/min diariamente. Las soluciones fueron preparadas cada día, de forma manual.

El tiempo total de lavado fue de 42 días, haciendo roles en el suministro de tipo de solución, el primer rol y el tercero fue con solución de surfactante, el segundo y el cuarto con agua solamente como solución de lavado. Los roles con surfactante fueron del mismo período de tiempo que los de agua. Al término del lavado todos los cajones se muestrearon para determinar la concentración de HTP, y determinar las eficiencias de remoción de cada surfactante.



El arreglo general del experimento montado en el laboratorio fue como sigue.






 Válvula de venoclisis
  Válvula tipo rosca
  Manguera de látex

Figura 7.4. Diagrama de cajones y contenedores para el lavado de suelo.



CAPÍTULO 8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.1. SOLUCIONES DE LAVADO Y LAVADO DE SUELO

Dentro de la primera etapa, se adicionó sal (NaCl) a la solución del surfactante aniónico DSS, con la finalidad de probar si hubo aumento sobre la eficiencia de remoción (Wu *et al.*, 2000), ya que se ha reportado que la propiedades micelares del DSS cambian en presencia de sal. Se sabe que el valor de la CMC disminuye en presencia de sal y el tamaño de la micela aumenta (Rharbi y Winnik, 2002). Por lo que si el tamaño de la micela aumenta, se retienen mayoritariamente cantidades de hidrocarburo, aumentando la eficiencia de remoción. En ausencia de sal, el DSS tiene una CMC de 8.12 mM, con una concentración de NaCl de 115 mM, su CMC baja a 1.62 mM (Kolev *et al.*, 2002).

Yeh y Young (2003), trabajaron con mezclas de surfactantes y sal, usaron los surfactantes aniónicos Triton (35, 100, etc), y obtuvieron que la CMC del Triton-100 está entre los 140 a los 188 mg/L en ausencia de sal, y en presencia de sal ésta baja a 10 mg/L. El cloruro de dodecilmirimidina, un surfactante catiónico tiene una CMC de 4,100 mg/L en agua destilada, y en presencia de sal, el valor desciende a 2,500 mg/L.





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

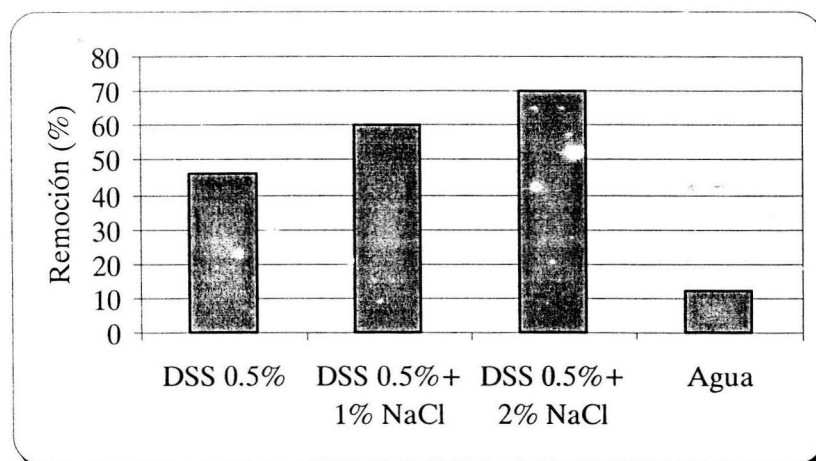
Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Se probaron las concentraciones de 1% y 2% de NaCl con DSS al 0.5%, dando las eficiencias de remoción de HTP que se observan en la figura 8.2. El DSS en ausencia de sal presentó una remoción del 46%, en comparación con el que contiene NaCl al 1%, el cual aumenta a 60.36% y con un 2% de sal, la remoción se incrementa a 70.28%, la cual es la máxima eficiencia de remoción que fue obtenida en este trabajo.

Tabla 8.1. Eficiencias de remoción de combinaciones como solución de lavado.

Solución de Lavado	TPH (mg/Kg)	% Remoción
DSS 0.5% + NaCl 1%	6818.46	60.36
DSS 0.5% + NaCl 2%	5112.78	70.28
DSS 0.5% sin sal	7,572.66	55.98
Agua (blanco)	15,128.93	12.05



Gráfica 8.1. Eficiencias de remoción de mezclas de DSS y NaCl.

El aumento en la eficiencia de remoción del DSS en presencia de sal, puede deberse a dos fenómenos, a la modificación del valor de la CMC del DSS y que a la sola presencia de NaCl en la solución es capaz de disolver parte de la concentración presente de HTP/g suelo.

Las dosis usadas para las soluciones de lavado en la segunda etapa, que fue la de los cajones experimentales, son las que se presentan en la Tabla 8.2. Esta decisión, para el caso de los dos surfactantes no iónicos (EW600 y TW80) y del aniónico DSS sin sal, se basó en las referencias citadas en el capítulo anterior. Para la decisión de la dosis de la mezcla, fue por la eficiencia de remoción que resultó en la prueba de los viales dentro de la primera etapa de éste trabajo, y se eligió la dosis de NaCl de 1% porque se considera que la dosis del 2% es una concentración alta de sal para adicionarse al suelo durante todo el experimento y que muy probablemente afecte considerablemente propiedades del suelo tales como el aumento de sodic y la conductividad, principalmente, por lo que el efecto de ésta adición pudiera ser negativo.

Tabla 8.2. Dosis seleccionadas para soluciones de lavado.

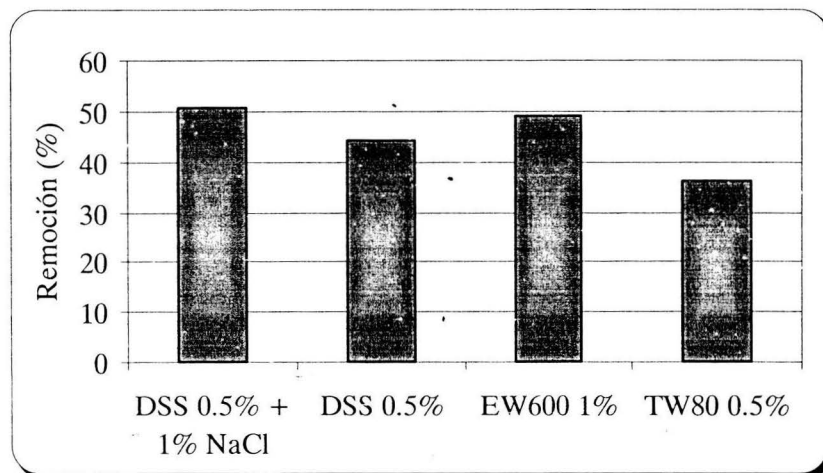
C1 DSS 0.5% + NaCl 1%	C3 DSS 0.5%	C5 EW600 1%	C7 TW80 0.5%
C2 DSS 0.5% + NaCl 1%	C4 DSS 0.5%	C6 EW500 1%	C8 TW80 0.5%

De manera general se puede decir que la presencia de surfactantes a concentraciones relativamente bajas, influye fuertemente las propiedades interfaciales del suelo, por lo que la concentración de ellos va a estar directamente relacionada con la eficiencia de remoción de los contaminantes en el suelo (Karagunduz *et al.*, 2001).

Las concentraciones de HTP se midieron al inicio del experimento y al final, con la finalidad de determinar el surfactante que resulta mejor para el lavado, en la gráfica 8.2 se puede observar que en cuanto al valor de eficiencia de remoción, el surfactante que presentó el máximo valor fue la mezcla de DSS al 0.5% + 1% de NaCl, teniendo un valor de remoción de 50.87%, comprobando así que la adición de sal aumenta la capacidad de remoción. En segundo lugar fue el EW600 en una



concentración del 1%, con una eficiencia de remoción de 43.96%, seguido del DSS al 0.5% en ausencia de sal que removi6 un 44.25% de la concentración de HTP del suelo, por 6ltimo, el surfactante que result6 con la menor eficiencia de remoci6n fue el TW80 al 0.5%, con un valor de 36.13%. En general la secuencia de los surfactantes por su eficiencia de remoci6n, es: DSS 0.5%+1% de NaCl > EW600 1% > DSS 0.5% > TW80 0.5%.



Gráfica 8.2. Eficiencias de remoci6n del lavado de suelos.

8.2. PARÁMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS

Como ya fue mencionado con anterioridad, se midieron los parámetros físicos, químicos y biológicos, antes y después del lavado. Cada determinaci6n fue realizada por duplicado para cada caj6n, en algunos casos por triplicado, para tener una mayor confiabilidad de los resultados presentados, adem6s de que las t6cnicas empleadas as6 lo especifican. De manera general se esperaba que el suelo presentara cambios en los parámetros que en este trabajo se midieron, como algunos autores lo mencionan, los cambios se presentan dependiendo el tipo de t6cnica de saneamiento que se aplique, en 6ste caso, va a depender de si la t6cnica es *in situ* o fuera del sitio, *in situ* generalmente si se presentan cambios en la

química del suelo y en la estructura física, pero no han determinado si hay cambios en la población bacteriana. Mientras que el lavado de suelo fuera del sitio, comúnmente presenta cambios en el suelo sólo en las propiedades químicas, no así en las físicas y tampoco hay afectación a los microorganismos (Semple *et al.*, 2001).

pH

En cuanto al pH se observa que hay una mínima diferencia en los valores de los cuatro tratamientos (Tabla 8.3), el más alto se dio en el tratamiento T3. Por lo que se puede considerar que no se presentaron cambios en éste parámetro, ya que todos los valores se encontraron dentro del rango de pH recomendable en los suelos para su buen funcionamiento, que va de 6-7. Éstas diferencias pueden deberse al método de determinación, ya que el instrumento de medición tiene cierto rango de error que está ligado con la temperatura ambiente. Los rangos de pH, según Jones y Wolf (1984), son de 6.1-6.5: ligeramente ácido, de 6.6-7.3: neutro; por lo que con respecto al inicial, las muestras pasaron de ligeramente ácido a neutro, que puede ser también por efecto del lavado, ya que el agua tiende a disolver compuestos que determinan el pH, tal como las sales.

Tabla 8.3. Resultados del pH medido antes y después del lavado de suelos.

	Tratamiento	Resultado	Observación
	Testigo (inicial)	6.3	Ligeramente ácido
TI	DSS 0.5% + 1% NaCl	6.74±0.09	Neutro
T2	DSS 0.5%	6.68±0.31	Neutro
T3	EW600 1%	7.08±0.33	Neutro
T4	TW80 0.5%	6.83±0.12	Neutro

Takahashi *et al.* (2001), estudiaron la capacidad que tienen los suelos de amortiguar el pH, es decir, la capacidad que tienen para funcionar como *buffer* para regular el



pH del suelo, el cual está relacionado con la presencia de cationes como el Ca^+ , por ejemplo, el efecto *buffer* del suelo por carbonato de calcio ocurre en suelos de pH mayores a 6.2. Muchos de los suelos que muestran un pH en el rango entre 4.2 y 6.2, las reacciones de intercambio catiónico son dominantes. Así que en nuestro caso, el que no haya habido cambio de pH en ninguna de las muestras, que aunque para el caso de T1 se adicionó sal y ésta pudo haber modificado el pH, no fue así por el efecto *buffer* del suelo.

Ekundayo (1997) encontró que para un suelo con un porcentaje promedio de arena del 96%, y que fue contaminado por derrames de combustible, no hubieron cambios en el pH del suelo, ya que los valores que obtuvo para la zona de mayor contaminación fueron muy similares a los de la zona de referencia, la cual no está contaminada, por lo que se puede decir que los hidrocarburos por sí solos no provocan cambios en el pH del suelo. Por otra parte, el pH influye en las propiedades físicas y químicas de los suelos y por ello se considera un parámetro importante en la caracterización del mismo. Los valores de pH neutros son más deseables que los ácidos o los básicos. A pH muy ácidos, hay una intensa alteración de minerales y la estructura se vuelve inestable. A pH neutro existe la mayor disponibilidad de nutrientes. En pH alcalinos, las arcillas se dispersan, se destruye la estructura y existen malas condiciones desde el punto de vista físico. En cuanto a las propiedades químicas y la fertilidad, la asimilación de nutrientes del suelo está influenciadas por el pH, ya que determinados nutrientes se pueden bloquear en ciertas condiciones de pH y no son asimilables para las plantas. A pH neutro se tienen los mínimos efectos tóxicos.

El pH también afecta a la población microbiana del suelo, ya que a pH relativamente alto o bajo, la actividad microbiana se inhibe y con ello se afectan también a los nutrientes del suelo, ya que los microorganismos ayudan a producirlos o a mantenerlos disponibles para las plantas; mientras que a pH



cercano a la neutralidad, la actividad de los microorganismos es óptima. No obstante, hay microorganismos que sobreviven a los valores extremos de pH.

DENSIDADES APARENTE (ρ_b) Y REAL (ρ_s)

En el caso de la densidad aparente y la densidad real, hay una disminución en todos los tratamientos, de hasta un 3.2% para el caso de la densidad real, y de un 9.28% a un 13.57% para la densidad aparente, con respecto al valor inicial. Las diferencias entre éstos rangos son debidos a la acumulación del surfactante en las partículas del suelo. Los resultados se observan en la Tabla 8.4. El tratamiento que presentó una mayor disminución fue el T3.

Tabla 8.4. Resultados de las densidades medidas antes y después del lavado.

Tratamiento		Densidad aparente (g/cm ³)	Densidad real (g/cm ³)
Testigo (inicial)		1.4	2.5
T1	DSS 0.5% +1% NaCl	1.27±0.03	2.47±0.00
T2	DSS 0.5%	1.23±0.001	2.46±0.005
T3	EW600 1%	1.21±0.006	2.42±0.009
T4	TW80 0.5%	1.25±0.02	2.50±0.03

Éstos cambios en los valores de las densidades no son importantes ni afectan la estructura del suelo. En el caso de los resultados de la densidad real, la explicación tiene relación con el proceso de determinación, ya que éste toma en cuenta el peso y volumen únicamente de las partículas minerales del suelo, ya que se tiene que eliminar la humedad del suelo y el volumen de aire ocupado en los espacios porosos. Sin embargo, el hidrocarburo residual y el surfactante queda adsorbido en las partículas del suelo, y al momento de determinar su peso, éste se encuentra modificado por la combinación de partículas con mayor densidad con el hidrocarburo que presenta una densidad menor. Si las partículas han adsorbido



hidrocarburos o surfactante cuya densidad es menor que uno, la densidad real se ve afectada directamente reflejándose como una disminución (Martínez y López, 2001).

En el caso de la densidad aparente, la disminución de los resultados con respecto al inicial puede atribuirse a la disminución de la concentración del hidrocarburo adsorbido en el suelo, esto es por que en la determinación del método de la probeta se considera a las partículas del suelo tanto como al aire en los espacios porosos, de ésta manera, la disminución de hidrocarburos adsorbidos se refleja en un pequeño aumento en el espacio poroso (Martínez y López, 2001).

Los valores de densidad real y la densidad aparente en un suelo son importantes para el manejo de los suelos, pues reflejan la compactación y facilidad de circulación de agua y aire a través del suelo. La densidad aparente de una arena es de 1.49, así que los valores obtenidos por la técnica apoyan los resultados de la granulometría, descrito más adelante.

FÓSFORO DISPONIBLE (P_d)

Para el fósforo disponible, se encontró un aumento con respecto al valor inicial desde un 371% en el caso del tratamiento T3, un 762.5% para el caso del T1, como se observa en la Tabla 8.5. Estos aumentos están directamente relacionados con el tipo de surfactante utilizado, ya que como son detergentes, éstos contienen una fuerte cantidad de fósforo, puesto que los productos son grado técnico y no poseen la pureza de los que son grado reactivo, el cual al adicionarse al suelo puede aumentar la concentración de fósforo disponible, tal como lo reportan Corbin *et al.* (2003), ellos demostraron que la adición de fósforo al suelo aumenta la cantidad de fósforo disponible en el suelo, por otro lado, el aumento también pudo deberse a reacciones químicas inducidas por el proceso de lavado.



El proceso de sorción y desorción de especies disponibles de fósforo se encuentra también involucrada con el aumento en los resultados para todos los tratamientos probados, tal como lo mencionan en su trabajo Bergen *et al.* (2002). Observaron que un alto contenido de carbono provoca que haya una alta concentración de fósforo sorbido en las partículas del suelo y viceversa, que su desorción va estar relacionada con un bajo contenido de materia orgánica. Además mostraron que la desorción de fósforo aumenta conforme aumenta el tiempo de contacto del suelo con una solución de lavado.

Tabla 8.5. Resultados del fósforo disponible medido antes y después del lavado de suelos.

Tratamiento		Resultado (mg/Kg)	Observación
Testigo		4.8	Bajo
TI	DSS 0.5% + 1% NaCl	41.4±1.83	Alto
T2	DSS 0.5%	30.53±2.94	Medio
T3	EW600 1%	22.6±4.15	Medio
T4	TW80 0.5%	28.51±0.72	Medio

Cabe señalar que solamente la contaminación de hidrocarburos no cambia éste parámetro, pues Ekundayo (1997) llevó a cabo estudios en un suelo contaminado con hidrocarburos y para éste parámetro resultó que no hubo diferencias significativas entre los valores del suelo contaminado con su testigo (suelo no contaminado), así que el aumento que se obtuvo en el presente trabajo se atribuye únicamente al lavado con surfactantes.

La importancia de este parámetro en los suelos se debió a que es necesario en todos los procesos de intercambio de energía, formando parte del ATP. Su déficit detiene el crecimiento, atrofia las raíces y detiene la madurez de las plantas. También es un nutrimento esencial para el desarrollo de los microorganismos.



NITRÓGENO TOTAL (N_T)

En el caso del nitrógeno, se presentaron ligeras diferencias en los valores de todos los tratamientos con respecto al valor inicial, el que presentó mayor aumento fue el T3 con un 24% por arriba del testigo, por otro lado el tratamiento que presentó un menor aumento fue el 1, con un 5% de aumento, como puede apreciarse en la siguiente tabla.

Tabla 8.6. Resultado del N_T medido antes y después del lavado de suelos.

	Tratamiento	Resultado (mg/Kg)	Observación
	Testigo (inicial)	582.15	Bajo
TI	DSS 0.5% + 1% NaCl	613.99±43.49	Bajo
T2	DSS 0.5%	711.01±26.33	Bajo
T3	EW600 1%	721.53±19.21	Bajo
T4	TW80 0.5%	677.70±21.69	Bajo

Estos aumentos en los cuatro tratamientos no son perjudiciales; de hecho, el aumento puede considerarse benéfico para el suelo, ya que puede aumentar la concentración de las especies aprovechables por las plantas y los microorganismos. El aumento pudo darse por la posible desorción de compuestos nitrogenados del suelo, como una consecuencia de la aplicación de los surfactantes, ya que éstos tienden a arrastrar o desorber compuestos orgánicos del suelo. Así mismo, la concentración del contaminante en el suelo puede contribuir un poco con éste aumento, ya que Eukundayo (1997), encontró que la contaminación por hidrocarburos puede aumentar ligeramente la concentración de nitrógeno (Kjeldahl) en un suelo predominantemente arenoso, aunque éstos aumentos no son significativos.



La importancia de este elemento en el suelo se debe a que es un constituyente básico de las proteínas, la clorofila y las enzimas. En el suelo, el nitrógeno, puede ser aprovechado por las plantas sólo como nitrito, nitrato y amonio, por lo que un aumento en éste nutrimento puede favorecer la concentración de éstas especies aprovechables en el suelo.

CONTENIDO DE MINERALES (K, Na, Mg, Ca)

El proceso del lavado está directamente involucrado con el aumento o la disminución de los cationes K, Na, Mg, Ca. En el caso del K y el Ca, la concentración en el suelo aumentó en rangos de 30-38% y 90-120% respectivamente, con respecto al valor inicial, mientras que para el Na y el Mg, su concentración disminuyó, en un 93% para el sodio y 52-62% para el magnesio, con respecto a los valores iniciales, como la Tabla 8.7 lo indica. En todos los casos el tratamiento que tuvo un mayor efecto (disminución o aumento) fue el T4.

Tabla 8.7. Resultados de K, Na, Mg y Ca medidos antes y después del lavado.

Tratamiento		K (mg/Kg)	Na (mg/Kg)	Mg (mg/Kg)	Ca (mg/Kg)
Testigo (inicial)		3240	27,567	1621	7168
T1	DSS 0.5% + 1% NaCl	4422.5±36.5	1777±296	625.5±76.5	14525±1209
T2	DSS 0.5%	4242±252	1831.5±404.5	675.5±91.5	15781±609
T3	EW600 1%	4441±85	1876±66	615±6	13640±350
T4	TW80 0.5%	4486±111	1715±228	765.5±44.5	14329±917

La disminución del Na y el Mg pudo deberse a que la afinidad con los tensoactivos empleados es muy alta, provocando el intercambio con los otros dos cationes y teniendo como resultado el aumento de K y Ca. Además, también tiene importancia, la selectividad de éstos iones para ser intercambiados en general el orden que se sigue es el siguiente: Ca > Mg > K > Na (Bonneau y Souchier, 1982).



Así mismo, el aumento o disminución de estos cationes, puede deberse a la disociación o asociación de los iones, pues generalmente los cationes del Grupo I y II, se encuentran en abundancia en las soluciones de suelo (Orlov, 1992).

También, hablando particularmente del uso del surfactante aniónico DSS, cuando se aplica una solución de éste al suelo, generalmente se forma una precipitación como consecuencia de la disociación del surfactante en dos partes, el ion sodio (Na^+) y la molécula del surfactante aniónico (DS^-), ya que el sodio de la molécula del DSS es reemplazado por calcio o por magnesio, el cual generalmente se encuentra presente en el agua y en el suelo, formando así precipitados, como el $\text{Ca}(\text{DS})_2$. Además en pruebas del suelo se ha encontrado que la concentración de calcio es muy alta, esto puede ser posible gracias al intercambio con otros iones como el sodio (Liu y Roy, 1995).

Los cambios en éstos cuatro elementos, se deben únicamente a la aplicación de la técnica de lavado con surfactantes, ya que Ekundayo (1997) demostró que la contaminación de un suelo con hidrocarburos no modifica los valores de ellos, ya que encontró que hubo diferencias significativas entre las muestras contaminadas y no contaminadas analizadas. Aunque hay que resaltar que los valores que él reportó son para las especies extractables, los resultados que se presentan en éste trabajo son de las concentraciones totales.

La importancia de estos elementos en un suelo está relacionada con su función. El K interviene en el equilibrio osmótico e iónico y en la activación de un gran número de enzimas. El Na es necesario para el equilibrio ácido-base, además interviene en los procesos osmóticos. El Mg es parte integral de la molécula de clorofila siendo indispensable para la fotosíntesis. Finalmente el Ca es indispensable para el crecimiento de las raíces y combinado con quitina presta rigidez a las células.



CARBONO ORGÁNICO TOTAL (COT)

La materia orgánica y la fracción de carbono orgánico, presentaron un aumento proporcional, ya que los dos parámetros están relacionados por un factor. El tratamiento que presentó el mayor incremento fue el T3 y el que presentó el más bajo fue el T1, como lo muestra la Tabla 8.8. Estos aumentos se pueden deber a la presencia de los surfactantes en el suelo, que son cadenas de carbono, por lo tanto el método de determinación los contabiliza dentro del carbono total. Además se sabe que los surfactantes provocan la desorción de los contaminantes orgánicos del suelo, ocasionando un aumento en la concentración inicial de éstos en el mismo, y aunque la técnica ayudó a remover una concentración considerable, lo que no pudo removerse se ve reflejado en el resultado de éste parámetro.

Tabla 8.8. Resultados de la fracción de carbono orgánico y porcentaje de materia orgánica medidos antes y después del lavado de suelos.

Tratamiento		Fracción de Carbono Orgánico (%)	Materia Orgánica (%)
Testigo (inicial)		1.3	2.3
T1	DSS 0.5% + 1% NaCl	3.51±0.15	6.03±0.25
T2	DSS 0.5%	3.78±0.10	6.52±0.18
T3	EW600 1%	4.12±0.44	7.09±0.75
T4	TW80 0.5%	3.65±0.00	6.29±0.00

Éstos valores son muy importantes en un suelo, ya que el carbono forma parte de todas las moléculas biológicas y es la fuente de energía de los microorganismos. Sin ella, la actividad general del suelo se vería inhibida. La materia orgánica favorece la estructura del suelo en la formación y estabilización de agregados, aereación, velocidad de infiltración, circulación de agua y resistencia a la erosión. Además, interviene en el ciclo biogeoquímico de nutrientes por el almacenamiento bajo formas orgánicas, evita pérdidas por lavado, libera



nutrimentos al mineralizarse, controla la acidez y basicidad del suelo por su poder *buffer*, permite la formación de complejos y quelatos. También interviene en el balance hídrico del suelo y estimula el crecimiento vegetal por que contiene reguladores del crecimiento y posee efectos antibióticos sobre patógenos.

POROSIDAD (η)

En cuanto a la porosidad, se presentó un aumento mínimo con respecto al valor inicial, en los valores para todos los tratamientos (Tabla 8.9). Este aumento no se considera relevante, ya que se encuentra muy cercano al que se reporta para un suelo predominantemente arenoso que es de 0.43. Lo que se puede decir es que durante el proceso de lavado se arrastraron partículas por el paso de la solución a través del suelo, lo que se demuestra con los resultados muy similares para todos los tratamientos. Las partículas que preferentemente se movieron fueron los finos, modificando así la porosidad, ya que en cuanto a la magnitud, es mayor cuando en la textura dominan las fracciones finas que cuando dominan las gruesas. Además se puede atribuir éste ligero aumento a que la remoción de hidrocarburos por la adición de surfactantes, liberó espacios que estaban siendo ocupados por el contaminante.

Tabla 8.10. Resultados de la porosidad medida antes y después del lavado de suelo.

Tratamiento		Resultado
Testigo (inicial)		0.4
TI	DSS 0.5% + 1% NaCl	0.49±0.02
T2	DSS 0.5%	0.5±0.0007
T3	EW600 1%	0.5±0.001
T4	TW80 0.5%	0.5±0.002



La porosidad es un parámetro importante porque de ella depende el comportamiento del suelo frente a las fases líquida y gaseosa, y por tanto vital para la actividad biológica que pueda soportar.

CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE)

En cuanto a la conductividad eléctrica, se presentaron aumentos desde un 3.5% para el caso del tratamiento T3 y hasta un 418.9% para el caso del tratamiento de T1, con respecto a los valores iniciales. En éste parámetro hubo diferencias importantes con respecto a los valores de la muestra inicial, para T1 y T2, pero no así para el T3 y T4 como se observa en la Tabla 8.10. Estos aumentos son significativos con respecto al tratamiento aplicado (surfactante utilizado) y se deben a la adición del surfactante aniónico, que contribuye con especies iónicas, que al estar disueltas en el agua de solución y ésta a su vez en el suelo, aumentan su conductividad eléctrica. Schulz *et al.*, (1995), demostraron que la conductividad de la solución es una función de la concentración del surfactante, utilizando el surfactante aniónico DSS. Además de que la adición de NaCl, también suministra al suelo con más cargas, que son registradas como un aumento de la conductividad. Por ello en el T1 se obtuvo la mayor conductividad eléctrica.

Tabla 8.10. Resultados de la conductividad eléctrica medida antes y después del lavado de suelos.

Tratamiento		Resultado ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Observación
Testigo (inicial)		418	No salino
T1	DSS 0.5% + 1% NaCl	1751 \pm 129	No salino
T2	DSS 0.5%	1370.25 \pm 139.25	No salino
T3	EW600 1%	403 \pm 15.5	No salino
T4	TW80 0.5%	736.25 \pm 8.75	No salino



Para el caso de los surfactantes no iónicos, que fueron los tratamientos T3 y T4, el surfactante no afectó el valor de conductividad. El aumento que se dió con respecto al valor inicial pudo ser debido a la disociación de compuestos, tales como sales presentes en el suelo, teniendo como resultado iones en solución y por lo tanto el aumento en la conductividad eléctrica. También por que algunas sustancias se ionizan en forma más completa que otras y por lo mismo conducen mejor la corriente. Sin embargo, los cambios de la conductividad eléctrica se pueden tomar sólo como consecuencia de la aplicación de la técnica de saneamiento ya que Ekundayo (1997) demostró que para un suelo arenoso y contaminado con hidrocarburos no hay cambios en sus valores de conductividad eléctrica, con respecto a valores de suelo sin contaminar del mismo lugar, los cuales fueron bajos para ambos casos. Aunque entre los tratamientos y el valor inicial hay una diferencia significativa, los resultados obtenidos siguen clasificando al suelo como no salino, ya que el enjuague con agua que se realizó después del ciclo de lavado con surfactantes, ayudó a que las especies iónicas no se acumularan en el suelo, si no que salieran con la solución drenada de los cajones.

GRANULOMETRÍA

Para la determinación de éste parámetro se realizó una curva granulométrica o de distribución de pesos por tamaño de partícula, que se obtuvo para cada muestra (inicial y tratamientos) con los pesos de las fracciones de suelo retenidas en cada malla utilizada, según el método que fue descrito en el capítulo 6.

Con los resultados de la Tabla 8.11, que son los resultados para la muestra inicial (antes del lavado), se graficó el porcentaje que pasa con respecto a los tamaños de las mallas utilizadas, que proporcionan el tamaño de partícula, con la curva obtenida se calcularon el coeficiente de uniformidad (C_u) y el índice de curvatura (C_c) que nos definen el tipo de suelo según la información referida en la carta del



Sistema Unificado de Clasificación de Suelos, que se presenta en el Anexo A1 de éste trabajo.

Tabla 8.11. Pesos del suelo retenido para las mallas empleadas en la prueba de granulometría del testigo.

Malla	Peso suelo (g)	% retenido	% acumulado	% que pasa
1½"	48.86	1.37	1.37	98.63
1"	116.28	3.27	4.64	95.36
¾"	313.88	8.83	13.47	86.53
½"	326.78	9.20	22.67	77.33
3/8"	164.20	4.62	27.29	72.71
4	723.38	20.36	47.65	52.35
10	494.58	13.92	61.57	38.43
20	326.13	9.18	70.75	29.25
40	237.28	6.68	77.43	22.57
60	241.34	6.79	84.22	15.78
100	463.93	13.06	97.28	2.72
200	83.74	2.36	99.64	0.36
Charola	12.62	0.36	100.00	0.00

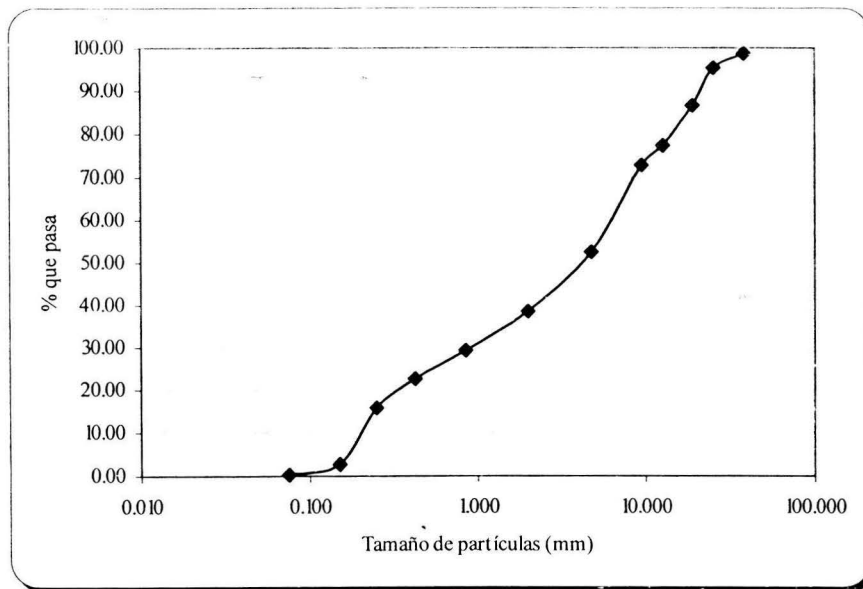
A partir de la Gráfica 8.3 se interpolaron el 10%, 30% y 60% de suelo que pasa, para obtener el tamaño de partícula más grande que pasó, obteniendo los siguientes valores:

$$D_{60} = 6.35 \text{ mm} ; D_{30} = 0.90 \text{ mm} ; D_{10} = 0.20 \text{ mm}.$$

Según las ecuaciones descritas en el capítulo de metodología, se obtuvieron C_u y C_c :

$$C_u = \frac{6.35}{0.20} = 31.75 ; C_c = \frac{(0.9)^2}{6.35(0.2)} = 0.6377$$





Gráfica 8.3. Curva granulométrica del testigo.

De acuerdo con los resultados anteriores y la carta del Sistema Unificado de la Clasificación de Suelos (SUCS), el suelo se considera como clasificación SP, que son arenas mal graduadas, arena con grava, con poco o nada de finos. Es decir que son suelos de apariencia uniforme o presentan predominio de un tamaño o de un margen de tamaños, faltando algunos intermedios. La presencia de finos que pueden contener estos grupos no debe generar cambios apreciables en las características de resistencia de la fracción gruesa, ni interferir con su capacidad de drenaje.

Para las muestras de los tratamientos, se siguió el mismo procedimiento para la determinación de C_u y C_c a partir de las curvas granulométricas correspondientes, las que se muestran en el Anexo A2 de éste trabajo.

Los resultados de granulometría para las muestras de los tratamientos se presentan en la Tabla 8.12. De acuerdo con los resultados de ésta tabla, se establece que los suelos tratados no cambian según su clasificación en el SUCS, aunque cabe señalar



que hubo un ligero aumento en el porcentaje de finos, como se muestra en la Tabla 8.13., en la que se separan las fracciones teniendo como fronteras las mallas #4 y la #200. Éste resultado puede deberse a la disminución de la concentración de los hidrocarburos adsorbidos en el suelo por acción de los surfactantes aplicados, como se ha demostrado en otros trabajos, Martínez y López (2001) estudiaron los efectos de la contaminación por hidrocarburos en un suelo, encontrando que los valores de arena tienden a aumentar y los de arcilla a disminuir, en nuestro caso fue lo contrario, atribuyéndose al lavado, ya que hay un arrastre de partículas.

Tabla 8.12. Resultados de granulometría de las muestras antes y después del lavado de suelos.

Tratamiento		Clasificación según la carta del SUCS ¹	Observación
Testigo (inicial)		SP	Arena mal graduada con poco o nada de finos
T1	DSS 0.5% + 1% NaCl	SP	Arena mal graduada con poco o nada de finos
T2	DSS 0.5%	SP	Arena mal graduada con poco o nada de finos
T3	EW600 1%	SP	Arena mal graduada con poco o nada de finos
T4	TW80 0.5%	SP	Arena mal graduada con poco o nada de finos

¹Sistema Unificado de Clasificación de Suelos (Badillo *et al.*, 1997)

Cabe señalar, de acuerdo con los resultados de la Tabla 8.13, que aunque el porcentaje de finos presenta un aumento, en las fracciones gruesa y media hay cambios importantes, mientras que los más gruesos (antes de la malla 4) disminuyeron a poco menos de la mitad del testigo. La fracción media (entre mallas 4 y 200) aumentó para todos los casos, con lo que se puede decir que las partículas más grandes eran conglomerados de partículas más pequeñas, y que por efecto del lavado, fueron disgregadas. Es así que en la misma medida en que



disminuyó el porcentaje de los más gruesos, el porcentaje de la fracción media aumentó.

Tabla 8.13. Porcentaje de fracciones separadas por la malla #4 y la #200.

Tratamiento	Retenido en malla #4 ¹	Pasa malla #4 y retenido en #200 ²	Pasa malla #200
Testigo (inicial)	47.65%	51.99%	0.36%
T1	20.01%	78.29%	1.7%
T2	25.01%	73%	1.99%
T3	29.51%	68.96%	1.53%
T4	18.65%	79.26%	2.09%

El tratamiento que más disminución de gruesos fue el T4, seguido por el T1, el T2 y finalmente el que presento una menor disminución fue el T3. De la misma manera, los aumentos en los porcentajes de las fracciones medias para todos los tratamientos, siguieron la misma secuencia de la disminución de gruesos, es decir, T4 > T1 > T2 > T3.

En cuanto a la fracción de finos, la secuencia de aumento según el tratamiento fue en primer lugar el T4, posteriormente el T2, en tercer lugar T1 y por último el T3.

POBLACIÓN DE BACTERIAS HETERÓTROFAS (PBH)

La disminución de PBH fue más del 80% con respecto al valor inicial, en todos los tratamientos para la población bacteriana, expresada como UFC/g. Esto puede deberse a que hay un grado de toxicidad de los surfactantes a los microorganismos. La toxicidad depende del tipo de surfactante iónico o no iónico, siendo los catiónicos más tóxicos que los aniónicos y los no iónicos, son los menos tóxicos de ellos, siendo el SDS la excepción. Por consiguiente, los surfactantes no



iónicos deben ser promovidos. Algunos autores como Kollmann *et al.*, (2003), encontraron que los surfactantes de la familia de los nonilfenol (como el EW600), poseen un bajo potencial de producir efectos tóxicos en grupos específicos de microorganismos, tales como los hongos. La toxicidad aumenta con el incremento de cadenas largas alquil, que tienden a tener un gran efecto en la toxicidad por los grupos de óxido de etileno o etoxilados (Singh *et al.*, 2002). Además, un factor de lavado, puede estar involucrado en el arrastre de éstos.

Los resultados se presentan en la Tabla 8.14, para el testigo y cada uno de los tratamientos, en los que se observa que el tratamiento en el que se obtuvo la menor población bacteriana fue el T3, mientras que el T4 fue el de población más grande, seguido por el T1 y finalmente por el T2, que en resultado es muy similar al T3.

Tabla 8.14. Resultados de la población bacteriana antes y después del lavado.

Tratamiento		Resultado (UFC/gr suelo)
Testigo		6,600,000
T1	DSS 0.5% + 1% NaCl	752,150
T2	DSS 0.5%	550,583
T3	EW600 1%	517,500
T4	TW80 0.5%	1,125,250

La importancia que tienen los microorganismos en el suelo es mucha, ya que ellos juegan un rol esencial en los ciclos de los nutrientes y en la descomposición de la materia orgánica que proporciona a su vez el sostén de vida superior como las plantas, y éstos son afectados por la labor de cultivo y por las propiedades físicas y químicas del suelo (Kladivko, 2001).

En otros trabajos se ha estudiado la degradación de surfactantes por especies de bacterias del suelo, Dhouib *et al.*, (2003), demostraron que *Citrobacter braakii* degrada el surfactante aniónico sodio lauril éter sulfato (SLES) en una tasa de 0.065



a 0.15 g/l hr, y que no sólo éste surfactante degrada, sino también muchos otros surfactantes aniónicos. Con lo que se puede decir que aunque los surfactantes aniónicos poseen cierto grado de toxicidad a los microorganismos, éstos pueden adaptarse al medio. En éste trabajo se observó una disminución importante de la población bacteriana para todos los casos, cosa que se atribuye a que están en una etapa de adaptación al medio.

Por otro lado Suchanek *et al.*, (2000), emplearon el surfactante aniónico SDS para estimular la biodegradación de *n*-alcanos sin contaminación residual por el surfactante, ya que el DSS induce la actividad de mineralización del decano en las células de una especie de *Pseudomonas* que clasificaron como C12B. La presencia de DSS en el medio de cultivo con *n*-decano es una fuente de carbono y energía que acelera el crecimiento de *Pseudomonas* C12B. El DSS desapareció del medio de cultivo en estados tempranos del cultivo, lo que hace pensar que es un sustrato que prefieren las bacterias, mientras que la degradación del *n*-decano fue acelerada.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN GENERALES

Por principio se esperaba que las propiedades que se midieron en éste trabajo si presentaran un cambio, ya que otros autores han demostrado que el suelo sufre cambios en propiedades físicas, químicas y biológicas por el uso agrícola de éste (Jaiyeoba, 2003), pero no sólo por la labor agrícola un suelo sufre modificaciones, Aon *et al.* (2001) demostraron que el suelo por si sólo sin cultivar va sufriendo cambios en sus propiedades físicas, químicas y biológicas a través del tiempo y dependiendo de la fauna que viva en él, por lo que la aplicación de una técnica de saneamiento es más posible que produzca cambios en el suelo.

De manera general, se muestra que para los parámetros de pH, densidad aparente (ρ_b), densidad real (ρ_s), porosidad (η) y granulometría, no hay cambios en éstas



propiedades, por lo que se puede considerar que el lavado de suelo no modifica estas características del suelo. En cambio, para el fósforo disponible (Pd), población de bacterias heterótrofas (PBH), sodio (Na), calcio (Ca) y la conductividad eléctrica (CE), se presentaron los mayores aumentos o disminuciones con respecto a los valores iniciales, por lo que el lavado de suelos modifica en gran medida éstos parámetros. Los parámetros que sufren un aumento o disminución, pero no tan importante como para alterar al suelo, son el nitrógeno total (N_T), potasio (K), magnesio (Mg), el carbono orgánico total (COT), materia orgánica (MO), con respecto al valor inicial.

El tratamiento que más afectó las propiedades del suelo fue el T3, que es el lavado con el surfactante no iónico EW600 al 1%, por ser el que presenta los mayores cambios en más parámetros. El surfactante que menos cambios provocó en el suelo fue el T1, el cual es la mezcla del surfactante aniónico DSS al 0.5% y 1% de NaCl.

Muñoz *et al.*, (2003), llevaron a cabo estudios para evaluar el efecto de los nutrientes y la adición de un agente que aporta densidad, en la remoción de hidrocarburos en suelos contaminados con residuos de perforación. El trabajo fue realizado en tres biopilas de 25 Kg cada una, en la que una fue testigo (CB), la segunda fue con adición de N y P (SB), y la tercera con adición de paja, N y P (StB). Las muestras se incubaron por 84 días a 30°C. Durante la incubación se mantuvieron controlados el contenido de agua, al 30%, el pH para la CB a 7, y para SB y StB el pH disminuyó ligeramente al final del experimento. Después de los 84 días, la relación C/N disminuyó mientras que la de C/P aumentó, esto porque los microorganismos consumen más P que N ó porque se recicló mucho el N en comparación con el P. En CB, SB y StB, la relación de C/N fue de 38, 26 y 23 respectivamente, y para C/P correspondieron los valores de 52, 677, 426 y 266. Estos valores indican que la concentración de carbono orgánico total (COT) fue en



la secuencia de CB>SB>StB, demostrando el efecto positivo de los nutrimentos y la adición de paja a los suelos contaminados. Por otro lado, la remoción de hidrocarburos para SB y StB fue de 4,776 mg/Kg y 7,300 mg/Kg respectivamente, de los 20,000 mg/Kg iniciales. El conteo de bacterias para CB, SB y StB durante todo el tratamiento fue de valores altos de UFC, lo que indica la ausencia de toxicidad en el suelo en la adaptación de microorganismos a la alta contaminación de hidrocarburos en el suelo.

8.3. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Los resultados del análisis estadístico para evaluar si existe diferencia significativa entre los tratamientos, con un nivel de confianza del 95% ($P < 0.05$) mostró que sólo existen diferencias significativas en los parámetros fósforo disponible y conductividad eléctrica, lo cual quiere decir que para estos dos parámetros sí importa el tipo de surfactante que se utilice o bien la incorporación de NaCl. En el resto de los parámetros, el usar un surfactante u otro no es significativo.

Para el **pH**, la tabla de ANOVA, que se observa en el Anexo A4 de éste trabajo, descompone la varianza en dos componentes: un componente entre grupos y un componente entre valores del mismo grupo. El valor de P , que en este caso es igual a 0.6874, es una proporción de la estimación del componente entre grupos y la estimación del mismo componente pero entre los valores del mismo grupo. El valor de P en la prueba de F es mayor a 0.05, por lo tanto no hay diferencias estadísticamente significativas entre el valor de pH de un nivel de surfactantes a otro, es decir, de un tratamiento a otro, con un 95.0% de nivel de confianza.

Para la **densidad aparente**, el resultado de F que nos mostró la tabla de ANOVA (Anexo A4), el cual para éste parámetro fue de 0.3344, y nos indicó que el valor de P en la prueba de F fue mayor a 0.05, por lo tanto no hubo diferencias



estadísticamente significativas entre la densidad aparente de un tratamiento a otro, con un 95.0% de nivel de confianza.

Para la **densidad real**, el valor de P en la prueba de F, que en este caso fue igual a 0.1420 (Anexo A4), fue mayor a 0.05, por lo tanto no hubo diferencias estadísticamente significativas entre la densidad real de un tratamiento a otro, con un 95.0% de nivel de confianza.

Para el **fósforo disponible**, El valor de P en la prueba de F fue de 0.0343 (Anexo A4) y fue menor a 0.05, por lo tanto si hubo diferencias estadísticamente significativas entre el fósforo disponible de un tratamiento a otro, con un 95.0% de nivel de confianza.

Para el **nitrógeno total**, el valor de P en la prueba de F es mayor a 0.05, lo cual nos indica que no hubo diferencias estadísticamente significativas entre el nitrógeno total de un tratamiento a otro, con un 95.0% de nivel de confianza. Siendo el valor de P de 0.17728 (Anexo A4).

Para el **potasio, sodio, magnesio y calcio**, la tabla de ANOVA, nos mostró valores de P en la prueba de F de 0.6684, 0.9903, 0.4425 y 0.5099 (Anexo A4), respectivamente, lo que nos indicó que no hubo diferencias estadísticamente significativas entre un tratamiento a otro, con un 95.0% de nivel de confianza.

Para el **carbono orgánico total** y la **materia orgánica**, los valores de P en la prueba de F fueron de 0.4081 y 0.4082 (Anexo A4), respectivamente, debido a que fueron mayores a 0.05, no hubo diferencias estadísticamente significativas entre el carbono orgánico total y la materia orgánica de un tratamiento a otro, con un 95.0% de nivel de confianza.



Para la **porosidad**, no hubo diferencias estadísticamente significativas entre la Porosidad de un tratamiento a otro ya que el valor de P fue de 0.7109 (Anexo A4), y éste es mayor a 0.05.

Para la **conductividad eléctrica**, el valor de P fue de 0.0019 (Anexo A4), y siendo menor de 0.05 nos indicó sí hubo diferencias estadísticamente significativas entre la conductividad eléctrica de un tratamiento a otro.

La **población de bacterias heterótrofas**, la tabla de ANOVA que nos muestra el Anexo A4, nos muestra que el resultado de P para éste parámetro fue de 0.7520, y como éste mayor a 0.05 podemos decir que no hubo diferencias estadísticamente significativas entre la población de bacterias heterótrofas de un tratamiento a otro.



CAPÍTULO 9. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Las conclusiones a las que se llega en este trabajo, por el estudio de los cambios en los parámetros físicos, químicos y biológicos del suelo después de aplicar la técnica de lavado de suelos, se enlistan a continuación, según la actividad realizada.

1. Los resultados obtenidos indican que sí hubieron cambios en las propiedades físicas, químicas y biológicas que se midieron en el suelo saneado con la técnica de lavado de suelos.
2. De manera general, la eficiencia de remoción del contaminante en el lavado de suelos es dependiente del tipo de surfactante y de la dosis empleada.
3. La adición de NaCl a las pruebas de lavado con DSS, en la primera etapa de selección de soluciones de lavado, mejoró la capacidad de remoción ya que para el caso de NaCl al 1% resultó una remoción de 60.36% y de 70.28% para un 2% de NaCl. Esto se debe a la disminución en el valor real de CMC del DSS y a la capacidad de las soluciones de NaCl para disolver una mayor cantidad de hidrocarburo en comparación con el blanco (lavado sólo con agua), la cual tuvo una eficiencia de remoción del 12%.





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

4. En la segunda etapa, referente a la experimentación en cajones, el tratamiento que resultó con la mayor remoción del contaminante fue la mezcla del surfactante aniónico DSS al 0.5%+1% de NaCl, teniendo un valor de remoción de 50.87%, comprobando así que la adición de sal aumenta la capacidad de remoción; En segundo lugar fue el surfactante no iónico EW600 al 1%, con una eficiencia de remoción de 48.96%, seguido del surfactante aniónico DSS al 0.5% con un 44.25% de eficiencia de remoción, por último, el surfactante que resultó con la menor eficiencia de remoción fue el no iónico TW80 al 0.5%, con un valor de 36.13%.
5. En general, para la segunda etapa de éste trabajo (experimentación en cajones), la secuencia de los surfactantes por su eficiencia de remoción, fue la siguiente: DSS 0.5%+1% de NaCl > EW600 1% > DSS 0.5% > TW80 0.5%.
6. El suelo presenta cambios físicos, químicos y biológicos debido a la aplicación de la técnica de lavado de suelos y la adición de surfactantes como solución de lavado.
7. Los parámetros que no presentaron cambios con respecto a los valores iniciales fueron el pH, la densidad aparente (ρ_b), la densidad real (ρ_s), la porosidad (η), y la granulometría, por lo que se considera que el lavado de suelo no altera éstas propiedades.
8. Para el fósforo disponible (Pd), la población de bacterias heterótrofas (PBH), calcio (Ca) y la conductividad eléctrica (CE), presentaron aumentos importantes con respecto a los valores iniciales, por lo que el lavado de suelos sí modifica a éstos parámetros.



9. Los parámetros que resultaron con una disminución importante con respecto a los valores iniciales fueron el sodio (Na) y la población de bacterias heterótrofas (PBH), concluyendo que también para éstas propiedades el uso de surfactantes y la aplicación de la técnica en estudio las alteran de manera importante.
10. Los parámetros que sufrieron un aumento con respecto a los valores iniciales y que no se consideran de mayor importancia debido a que no cambia su clasificación del valor resultante que cae dentro del mismo rango que el valor inicial fueron, el nitrógeno total (N_T), el potasio (K) y el carbono orgánico total (COT).
11. Para el magnesio (Mg), en el resultado que se obtuvo hubo una disminución con respecto al valor inicial, pero ésta no se considera importante, ya que el valor obtenido cae dentro del mismo rango de clasificación que el valor inicial.
12. El tratamiento que más afectó a las propiedades del suelo es el T3, el cual es el lavado con el surfactante no iónico EW600 al 1%, por ser el que presenta los cambios más grandes en un mayor número de parámetros. El surfactante que menos cambios provocó en el suelo fue el T1, el cual es la mezcla del surfactante aniónico DSS al 0.5% y 1% de NaCl.
13. Con los resultados del análisis estadístico para evaluar las diferencias significativas, con un nivel de confianza del 95% ($P < 0.05$) entre los tratamientos aplicados, se concluyó que sólo se observaron diferencias significativas en los parámetros fósforo disponible y conductividad eléctrica, lo cual quiere decir que para estos dos parámetros si importa el



tipo de surfactante que se aplique (EW600, TW80, DSS ó la mezcla de DSS y NaCl).

14. Para el caso del pH, densidad real y aparente, nitrógeno total, potasio, sodio, calcio, magnesio, porosidad, carbón orgánico total, población de bacterias heterótrofas y en la granulometría, no hubo diferencias significativas ($P < 0.05$), entre el tipo de tratamiento utilizado, es decir, que el tipo de surfactante aplicado no se encuentra relacionado con los cambios que se pudieran presentar en éstos.
15. De manera general podemos decir que la técnica de saneamiento Lavado de Suelos, modifica los parámetros que en éste trabajo se midieron, pero el cambio no es importante para el suelo.

Las recomendaciones derivadas de éste trabajo son las siguientes:

1. Determinar en el efluente los mismos parámetros que se midieron en el suelo, con la finalidad de establecer un balance de masa, para cada una de las propiedades.
2. Determinar los mismos parámetros en el suelo, después de un período de 3 a 6 meses de la aplicación de la técnica de saneamiento.
3. Realizar un estudio microbiológico más extenso, para determinar las familias bacterianas degradadoras de los contaminantes presentes en el suelo.
4. Estimular la biorremediación para disminuir más las concentraciones finales del contaminante.



REFERENCIAS

- Al-Sabagh A. M., Ahmed N. S., Nassar A. M. y Gabr M. M. (2003). *Synthesis and evaluation of some polymeric surfactants for treating crude oil emulsions. Part I: treatment of sandy soil polluted with crude oil by monomeric and polymeric surfactants*. Colloids and Surfaces. 00:1-11.
- Aon M. A., Sarena D. E., Burgos J. L. y Cortaza S. (2001). *(Micro)biológica, chemical and physical properties of soils subjected to conventional or no-till management: an assessment of their quality status*. Soil & Tillage Research. 60:173-186.
- Atanaga H I, Haines R J, y Wallis F M. (2003). *The use of surfactants as possible enhancers in bioremediation of creosote contaminated soil*. Water, Air and Soil Pollution. 142(1) 137-149.
- Badillo J. y Rodríguez R. (1977). *Mecánica de Suelos. Fundamentos de la Mecánica de Suelos*. Tomo I. 3ª Edición. Limusa. México. pp. 53-56, 97-121, 149-163.
- Bai G., Brusseau M. L. y Miller R. M. (1997). *Biosurfactant-enhanced removal of residual hydrocarbon from soil*. Journal of Contaminant Hydrology. 25:157-170.
- Bear F. E. (1964). *Chemistry of the soil*. Second Edition. Reinhold Publishing Corporation. USA. pp. 133, 242-248.
- Bergen J. M., Bruun H. H. C. y Magid J. (2002). *Phosphate sorption to macropore wall materials and bulk soil*. Water, Air and Soil Pollution. 137:141-148.
- Bonneau M. y Souchier B. (1982). *Constituents and Properties of Soils*. Academic Pres. USA. pp. 140-154, 261-267, 412-451.
- Cajuste L. J. (1986). *El fósforo aprovechable en los suelos*. Chapingo. México, Serie de Cuadernos de Edafología 6 UACH.





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

- Centro Nacional de Prevención de Desastres. (2001). *Diagnóstico de peligros e identificación de riesgos de desastres en México: Atlas Nacional de Riesgos de la República Mexicana*. Secretaría de Gobernación. Primera impresión. México.
- Chu W. y Chan K. H. (2003). *The mechanism of the surfactant-aided soil washing system for hydrophobic and partial hydrophobic organics*. *The Science of the Total Environment*. 307:83-92.
- Chu W. y So W. S. (2001). *Modeling the stages of surfactant-aided soil washing*. *Water Environmental Research*. 35(3):761-767.
- Corbin J. D., Avis P. G. y Wilbur R. B. (2003). *The role of phosphorus availability in the response of soil nitrogen cycling, understory vegetation and arbuscular mycorrhizal inoculum potential to elevated nitrogen inputs*. *Water, Air and Soil Pollution*. 147:141-161.
- Deshpande S., Shiau B. J., Wade D., Sabatini D. A. y Harwell J. H. (1999). *Surfactant selection for enhancing ex situ soil washing*. *Water Environmental Research*. 33(2):351-360.
- Dhouib A., Hamad N., Hassaïri I. y Sayadi S. (2003). *Degradation of anionic surfactants by Citrobacter braakii*. *Process Biochemistry*. 38:1245-1250.
- Domínguez R. y Aguilera H. N. (1990). *Metodología de análisis físico-químicos de suelos*. Técnicas de Laboratorio. Facultad de Ciencias. UNAM. México.
- Duffield A. R., Ramamurthy R. S. y Campanelli R. (2003). *Surfactant enhanced mobilization of mineral oil within porous media*. *Water, Air and Soil Pollution*. 143:111-122.
- Ekundayo E. O. (1997). *Effects of an oil spill on soil physico-chemical properties of a spill site in a typical paleudult of Midwestern Nigeria*. *Environmental Monitoring and Assessment*. 45:209-221.
- Freeman M. y Harris F. E. (1995). *Hazardous waste remediation innovative treatment technologies*. Technomic Publishing Company. pp. 103-111, 121, 131.
- Gavande S. A. (1991). *Física de Suelos, principios y aplicaciones*. Limusa. México.
- Grasso D. (1993). *Hazardous waste site remediation*. CRS Press. Caps G, H, J, K. EUA.



- Head K. H. (1992). *Manual of Soil Laboratory Testing. Soil classification and compaction test*. Volume 1. Second edition. Halsted Press Wiley. Inglaterra. pp. 200-230.
- Hong T. T., Bettahar M. y Kumagai S. (2000). *Optimization of the surfactant/alcohol formulations for the remediation of oily contaminated porous media*. *Environmental Science & Technology*. 34(18):3977-3981.
- Iturbe A. Rosario. (2000). *Aplicación de técnicas de saneamiento mediante pruebas piloto en la Refinería Francisco I. Madero, evaluación de la atenuación natural y de los drenajes pluvial y aceitoso*. Informe. Instituto de Ingeniería. UNAM. México.
- Iturbe A. Rosario, Castro R. Alejandrina y Madrigal M. Ismael. (1998). *Técnicas de Rehabilitación de Suelos y Acuíferos*. Series del Instituto de Ingeniería. UNAM. México. 612:1-5, 23-26.
- Iturbe R., Flores C., Chavez C., Bautista G., y Torres L. G. (2004). *Remediation of contaminated oil using soil washing and biopile methodologies*. *Journal of Soils and Sediments*. Submitted.
- Jaiyeoba I. A. (2003). *Changes in soil properties due to continuous cultivation in Nigerian semiarid Savannah*. *Soil & Tillage Research*. 70:91-98.
- Jayanti S., Britton L. N., Dwarakanath V. y Pope G. A. (2002). *Laboratory evaluation of custom-designed surfactants to remediate NAPL source zones*. *Environmental Science & Technology*. 36:5491-5497.
- Karagunduz A., Pennell K. D. y Young M. H. (2001). *Influence of a nonionic surfactant on the water retention properties of unsaturated soils*. *Soil Science Society of American Journal*. 65:1392-1399.
- Kladivko E. J. (2001). *Tillage systems and soil ecology*. *Soil & Tillage Research*. 61:61-76.
- Kofi A. D. (1996). *Management of contaminated site problems*. CRC Press. EUA. pp. 197-198, 202-203.
- Kolev V L, Danov K D, Kralchevsky P A, Bronze G, y Mehreteab A. (2002). *Comparison of the van der Waals and Freundlich adsorption isotherms for sodium dodecyl sulphate at various salt concentrations*. *Langmuir*. 18: 9106-9109.



-
- Kollmann A., Brault A., Touton I., Dubroca J., Chaplain V. y Mougin C. (2003). *Effect of nonylphenol surfactants on fungi following the application of sewage sludge on agricultural soils*. Journal of Environmental Quality. 32:1269-1276.
 - Li-zhong Z. y Chiou C.T. (2001). *Water enhancements of pyrene by single and mixed surfactant solutions*. Journal of Environmental Science. 13(4): 491-496.
 - Liu M. y Roy D. (1995). *Surfactant-induced interactions and hydraulic conductivity changes in soil*. Waste Management. 15(7):463-470.
 - Martel R., Gélinais P. J. y Saumure L. (1997). *Aquifer washing by micellar solutions: 3 field test at the Thouin Sand Pit (L'Assomption, Québec, Canada)*. Journal of Contaminant Hydrology. 30: 33-48.
 - Martel R., Lefebvre R. y Gélinais P. J. (1998). *Aquifer washing by micellar solutions: 2. DNAPL recovery mechanisms for an optimized alcohol-surfactant-solvent solution*. Journal of Contaminant Hydrology. 30:1-31.
 - Martínez M. V. E. y López S. F. (2001). *Efecto de hidrocarburos en las propiedades físicas y químicas de suelo arcilloso*. Terra. 19:9-17.
 - Millar C. E., Turk L. M. y Foth H. D. (1980). *Fundamentos de la ciencia del Suelo*. C.E.C.S.A. México. pp. 29-30, 41-44, 121-138, 200-201, 212-220, 414.
 - Montgomery C. D. (1991). *Diseño y análisis de experimentos*. Grupo Editorial Iberoamérica. México. pp. 45-72, 119-138, 155-165.
 - Moreno D. R. (1978). *Clasificación de pH del suelo; contenido de sales y nutrimentos asimilables*. México. INIA-SARH.
 - Muñoz A., Rojas N., Roldán T., Zaragoza D. y Fernández L. (2003). *Effect of nutrients and bulking agent addition on hydrocarbon removal in a drilling waste-polluted soil*. Article IMP.
 - Orlov D. S. (1992). *Soil Chemistry*. Balkema Publishers. USA. pp. 69-81, 301-313.
 - Quadri T. G. (1994). *Industria y Política Ambiental*. El Nacional. Sábado 18 de Junio. México.



-
- Reyes J. I. (1999). *Fundamentos teórico-prácticos de temas selectos de la ciencia del suelo*. Parte I. UAM Campus Iztapalapa.
 - Rharbi Y. y Winnik M. A. (2002). *Salt effects on solute exchange in sodium dodecyl sulphate micelles*. Journal of American Chemical Society. 124 (10): 2082-2083.
 - Salager J.L. (2002). *Surfactantes Tipos y Usos*. Facultad de Ingeniería. Universidad de los Andes. Venezuela.
 - Schulz P. C., Hernández V. M. E. y Puig J. E. (1995). *Do micelles contribute to the total conductivity of ionic micellar systems?*. Latin American Applied Research. 25:153-159.
 - Sellers K. (1999). *Fundamentals of hazardous waste site remediation*. Lewis Publishers. pp. 326.
 - Semple K. T., Reid B. J. y Fermor T. R. (2001). *Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants*. Environmental Pollution. 112:269-283.
 - Seoáñez C. M. (1999). *Contaminación del Suelo. Estudios, Tratamiento y Gestión*. Ediciones Mundi-Prensa. México.
 - Singh R. P., Gupta N., Singh S., Singh A., Suman R. y Annie K. (2002). *Toxicity of ionic and nonionic surfactants to six microbes found in Agra, India*. Environmental Contamination and Toxicology. 69:265-270.
 - Suchanek M., Kostal J., Demnerova K. y Kralova B. (2000). *Use of sodium dodecyl sulphate for stimulation of biodegradation of n-alkenes without residual contamination by the surfactant*. International Biodeterioration & Biodegradation. 45:27-33.
 - Sulthana S. B., Rao P. V. C., Bhat S. G. T., Nakano T. Y., Sugihara G. y Rakashit A. K. (2000). *Solution properties of nonionic surfactants and their mixtures: polyoxyethylene (10) alkyl ether [C_nE₁₀] and MEGA-10*. Langmuir. 16:980-987.
 - Sun X. y Puri R. K. (1997). *Surfactant enhanced solubility and movility of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil*. Environmental Trace Substances Laboratory. University of Missouri Rolla. pp.1-17

-
- Takahashi M., Sakata T. y Ishizuka K. (2001). *Chemical characteristics and acid buffering capacity of surface soils in japanese forests*. Water, Air and Soil Pollution. 130:727-732.
 - Tan K. H. (1996). *Soil Sampling Preparation and Analysis*. Marcel Dekker. USA. Pp. 114-135.
 - Testa S. M., Winegarden y Duane L. (1991). *Restoration of Petroleum-Contaminated Acuifers*. Lewis Publishers. USA.
 - Tisdale L. S. Y Nelson L. W. (1982). *Fertilidad de los suelos y fertilizantes*. Unión Tipográfica Editorial Hispano-americana. México. pp. 78-88, 138-150.
 - Torres L., Orantes J. y Iturbe R. (2003). *Critical micellar concentrations for three surfactants and their diesel removal efficiencies in petroleum contaminated soils*. Environmental Geosciences. 10(1): 28-36.
 - Wilson D. y Clarke A. (1994). *Soil surfactant flushing/washing, Hazardous waste site soil remediation*. Marcel Dekker. USA. pp. 493-550.
 - Wooding R. G. (1967). *Los Suelos. Su origen, constitución y clasificación*. Ediciones Omega. Barcelona. pp. 20-46, 146-163, 189-192, 201-207, 219-223, 482.
 - Wu B., Shiau B., Sabatini A. D. y Harwell H.J. (2000). *Formulating Microemulsion System for a Weathered Jet Fuel Waste Using Surfactant/Cosurfactant Mixures*. Separation Science and Technology. 35(12): 1917-1937.
 - Xing-hui X, Li L., y Jia-lin X. (2000). *Mixed surfactant washing of petroleum contaminants form the soils and sediment in the unsaturated zone*. Journal of Environmental Science. 2 (1): 108-114.
 - Yeh C. K. y Young Ch. (2003). *Effects of soil fines and surfactant sorption on contaminated reduction of coarse fractions during soil washing*. Journal of Environmental Science and Health. Part A. Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering. A38(11): 2697-2709.
 - Zeynep A. N., Yenigün O. y Asutay M. (2002). *Sorption of anionic surfactants SDS, AOT and cationic surfactant Hyamine 1622 on natural soils*. Water, Air and Soil Pollution. 136:55-67.



Páginas Web consultadas

- Leyes y Normas
 1. <http://www.semarnat.gob.mx/>
 2. <http://www.economía.gob.mx/dgn/>
 3. <http://www.epa.gov/>

- Contaminación de Suelos por Hidrocarburos
 4. <http://www.franquiciapemex.com/manopera/manop4/iv4.html/>
 5. <http://www.inegi.gob.mx/>
 6. <http://www.pemex.com/>
 7. <http://www.profepa.gob.mx/>
 8. <http://www.clu-in.com/>
 9. <http://www.em.doe.gov/er/index.html>
 10. <http://edafología.ugr.es/conta/>
 11. <http://www.medio-ambiente.info/>
 12. <http://www.medioambiente.gov.ar/>
 13. <http://www.unex.es/edafo/>
 14. http://www.euskadi.net/vima_suelo/contaminacion/
 15. http://www.eco-sitio.com.ar/contaminacion_del_suelo/
 16. <http://www.aspec-cv.ci/local/suelo/>

- Propiedades Físicas y Químicas
 17. <http://www.chapingo.mx/terra/contenido>
 18. <http://www.fagro.edu.uy/agrociencia/vol6/>
 19. <http://www.sagan-gea.org/hojaresuelo/>
 20. <http://edafologia.urg.es/>
 21. <http://www.suelos.ucr.ac.cr/>
 22. <http://www.unex.es/edafo/>
 23. <http://www.tgm.com.ar/revistas/>
 24. <http://www.zonanosaturada.com/publics/v6>
 25. <http://www.ciedperu.org/manuales/>
 26. <http://www.sica.gov.ec/agronegocios/biblioteca/>
 27. <http://www.estrucplan.com.ar/articulos/propiedades/>
 28. <http://www.oas.org/usde/publications>
 29. <http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/>
 30. <http://www.agrotecnica.com/publicaciones/>
 31. <http://www.abcagro.com/libro/>



-
32. <http://www.tecnociencia.es/especiales>
 33. <http://www.fca.unl.edu.ar/extensivos/>
 34. <http://plata.uda.cl/minas/apuntes/geologia/>
 35. <http://ceres.agro.unlp.edu.ar/cursos/edafologia/>

- Lavado de Suelos

36. <http://www.gestion-ambiental.com/article/>
37. <http://www.milliarium.com/proyectos/>
38. <http://clu-in.org/download/citizens/>
39. <http://edafología.urg.es/>
40. <http://www.gtz.orf.mx/sitios-contam/articulos/>
41. <http://www.gaiker.es/web/pages/>
42. <http://www.copmisti.com.pe/>
43. <http://www.unex.es/edafo/>
44. <http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/>



ANEXO A1





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

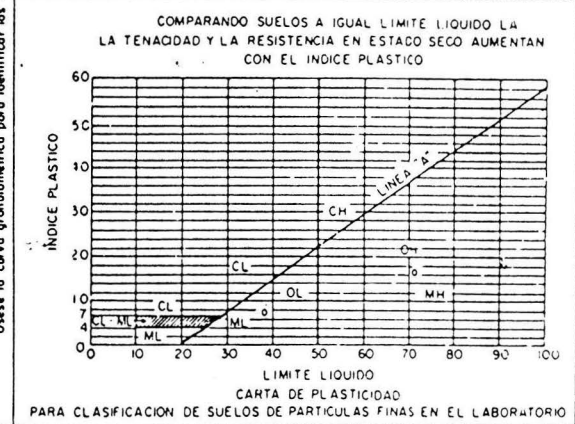
DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

ANEXO VII - A
SISTEMA UNIFICADO DE CLASIFICACION DE SUELOS
 INCLUYENDO IDENTIFICACION Y DESCRIPCION

PROCEDIMIENTO DE IDENTIFICACION EN EL CAMPO (Excluyendo las partículas mayores de 7.6 cm (3") y basando las fracciones en pesos estimados)		SIMBOLOS DEL GRUPO (a)		NOMBRES TÍPICOS		INFORMACION NECESARIA PARA LA DESCRIPCION DE LOS SUELOS		CRITERIO DE CLASIFICACION EN EL LABORATORIO	
SUELOS DE PARTICULAS GRUESAS Más de la mitad del material es retenido en la malla N° 200 (Q) (Los aproximadamente los más pequeños visibles a simple vista)	GRAVAS Más de la mitad de la fracción gruesa es retenido en la malla N° 4 (Para clasificación visual puede usarse 1/2" como equivalente a la abertura de la malla N° 4)	GRAVAS LIMPÍAS (Cantidad apreciable de partículas finas)		GW	Gravas bien graduadas, mezclas de grava y arena, con poco o nada de finos	Dese el nombre típico, indiquense los porcentajes aproximados de grava y arena, tamaño máximo, angulosidad, características de la superficie y dureza de las partículas gruesas; nombre local y geológico; cualquier otra información descriptiva pertinente y el símbolo entre paréntesis. Para los suelos inalterados agréguese información sobre estratificación, compactación, cementación, condiciones de humedad y características de drenaje. EJEMPLO: Arena limosa con grava, como un 20% de grava; de partículas duras, angulosas y de 1.5 cm de tamaño máximo; arena gruesa o fina de partículas redondeadas o subangulosas; alrededor de 15% de finos no plásticos de baja resistencia en estado seco, compacta y húmeda en el lugar; arena aluvial, (SM)	Determine los porcentajes de grava y arena de la curva granulométrica dependiendo del porcentaje de finos (fracción que pasa la malla N° 200) los suelos gruesos se clasifican como sigue: Menos de 5%: GW, GP, SW, SP 5% a 12%: GM, GC, SM, SC 5% o 12%. Casos de frontera que requieren el uso de símbolos dobles.	Coeficiente de uniformidad (C _u), Coeficiente de curvatura (C _c) $C_u = \frac{D_{60}}{D_{10}}$, mayor de 4; $C_c = \frac{(D_{30})^2}{D_{10} \cdot D_{60}}$, entre 1 y 3 No satisfacen todos los requisitos de graduación para GW	
		GRAVAS CON FINOS (Cantidad apreciable de partículas finas)		GP	Gravas mal graduadas, mezclas de grava y arena, con poco o nada de finos				
	ARENAS Más de la mitad de la fracción gruesa pasa la malla N° 4 (Para clasificación visual puede usarse 1/2" como equivalente a la abertura de la malla N° 4)		ARENAS LIMPÍAS (Cantidad apreciable de partículas finas)		GM				Gravas limosas, mezclas de grava, arena y limo
	ARENAS CON FINOS (Cantidad apreciable de partículas finas)		GC	Gravas arcillosas, mezclas de grava, arena y arcilla					
	ARENAS Más de la mitad de la fracción gruesa pasa la malla N° 4 (Para clasificación visual puede usarse 1/2" como equivalente a la abertura de la malla N° 4)		ARENAS LIMPÍAS (Cantidad apreciable de partículas finas)		SW				Arenas bien graduadas, arenas con grava, con poco o nada de finos
	ARENAS CON FINOS (Cantidad apreciable de partículas finas)		SP	Arenas mal graduadas, arenas con grava, con poco o nada de finos					
SUELOS DE PARTICULAS FINAS Más de la mitad del material pasa la malla N° 200 (Las partículas de 0.075 mm de diámetro (malla N° 200) son aproximadamente las más pequeñas visibles a simple vista)	LIMOS Y ARCILLAS Límite líquido menor de 50	PROCEDIMIENTO DE IDENTIFICACION EN LA FRACCION QUE PASA LA MALLA N° 40		ML	Limos inorgánicos, polvo de cao, limos arenosos o arcillosos ligeramente plásticos	Dese el nombre típico, indiquense el grado y carácter de la plasticidad, cantidad y tamaño máximo de las partículas gruesas; color del suelo húmedo, nombre local y geológico; cualquier otra información descriptiva pertinente y el símbolo entre paréntesis. Para los suelos inalterados agréguese información sobre la estructura, estratificación, consistencia tanto en estado inalterado como remoldeado, condiciones de humedad y drenaje. EJEMPLO Limo arcilloso, café, ligeramente plástico, porcentaje reducido de arena fina, numerosas agujeros verticales de raíces, firme y seco en el lugar, loess, (ML)	Usee la curva granulométrica para identificar las fracciones de suelo analadas en la columna de identificación en el campo	EQUIVALENCIA DE SIMBOLOS G-Grava M-Limo O-Suelos orgánicos W-Bien graduada L-Baja compresibilidad S-Arena C-Arcilla R-Turba P-Mal graduada H-Alta compresibilidad	
		RESISTENCIA EN ESTADO SECO (Características al rompimiento)	DILATANCIA (Reacción al agitado)						TENACIDAD (Consistencia cerca del límite plástico)
	Nula a ligera	Rápida a lenta	Nula	CL	Arcillas inorgánicas de baja a media plasticidad, arcillas con grava, arcillas arenosas, arcillas limosas, arcillas pobres				
	Media a alta	Nula a muy lenta	Media	OL	Limos orgánicos y arcillas limosas orgánicas de baja plasticidad				
	Ligera a media	Lenta	Ligera	MH	Limos inorgánicos, limos micáceos o diatomáceos, limos elásticos				
	Ligera a media	Lenta a nula	Ligera a media	CH	Arcillas inorgánicas de alta plasticidad, arcillas francas				
LIMOS Y ARCILLAS Límite líquido mayor de 50	Alta a muy alta	Nula	Alta	OH	Arcillas orgánicas de media a alta plasticidad, limos orgánicos de media plasticidad				
	Media a alta	Nula a muy lenta	Ligera a media						
SUELOS ALTAMENTE ORGANICOS		Fácilmente identificables por su color, olor, sensación esponjosa y frecuentemente por su textura fibrosa		Pt	Turba y otros suelos altamente orgánicos				



(a) Clasificaciones de frontera - Los suelos que posean las características de dos grupos se designan con la combinación de los dos símbolos. Por ejemplo GW-GC, mezcla de grava y arena bien graduada con cemento arcillosa.
 (Q) Todos los tamaños de los mallas en esta carta son los U.S. Standard

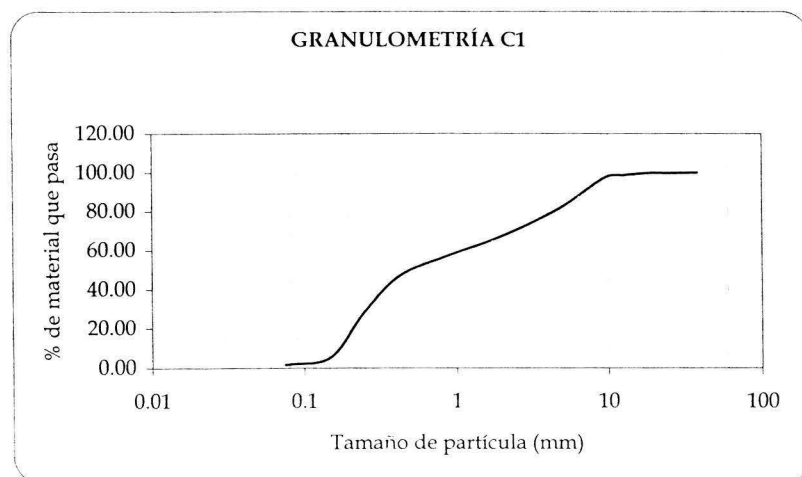
ANEXO A2



CURVAS GRANULOMÉTRICAS DE LAS MUESTRAS DE SUELO LAVADAS CON LOS DIFERENTES TRATAMIENTOS

- Tratamiento T1 (SDS 0.5%+1% NaCl)

Cajón 1				
Malla	Abertura (mm)	Peso suelo (g)	% retenido	% que pasa
1 1/2	38.1	0.00	0.00	100.00
1	25.4	3.87	0.17	99.83
3/4	19.05	0.91	0.03	99.80
1/2	12.7	26.50	1.15	98.65
3/8	9.525	29.02	1.25	97.40
4	4.76	372.03	16.08	81.32
10	2	326.21	14.10	67.22
20	0.85	242.22	10.47	56.75
40	0.425	228.82	9.89	46.86
60	0.25	430.12	18.59	28.27
100	0.15	530.08	22.91	5.36
200	0.075	85.57	3.7	1.66
Charola		38.52	1.66	0

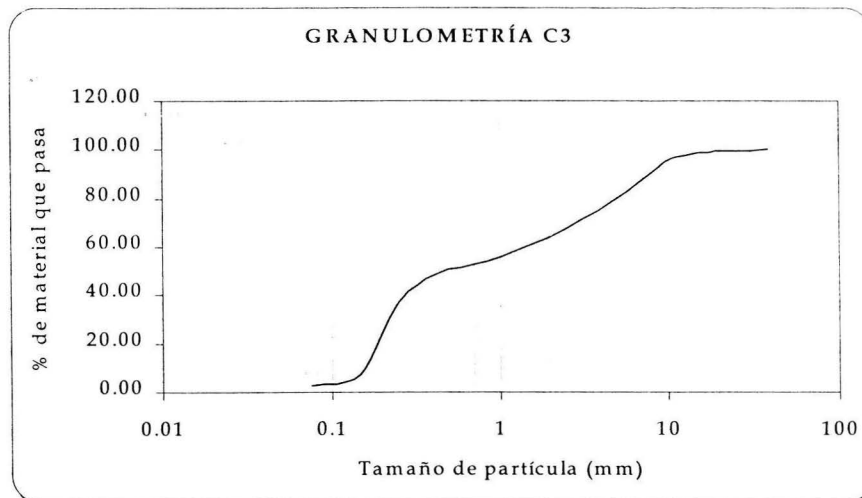


$$D_{10} = 0.18, D_{30} = 0.26, D_{60} = 2.05 ; C_u = 8.82, C_c = 0.207$$



- Tratamiento T2 (SDS 0.5%)

Cajón 3				
Malla	Abertura (mm)	Peso suelo (g)	% retenido	% que pasa
1 1/2	38.1	0.00	0.00	100.00
1	25.4	2.63	0.11	99.89
3/4	19.05	0.00	0.00	99.89
1/2	12.7	60.47	2.49	97.40
3/8	9.525	64.30	2.64	94.76
4	4.76	375.28	15.44	79.32
10	2	368.23	15.15	64.17
20	0.85	242.55	9.98	54.19
40	0.425	134.86	5.55	48.64
60	0.25	290.2	11.94	36.7
100	0.15	708.78	29.16	7.54
200	0.075	123.93	5.1	2.44
Charola		59.29	2.44	0

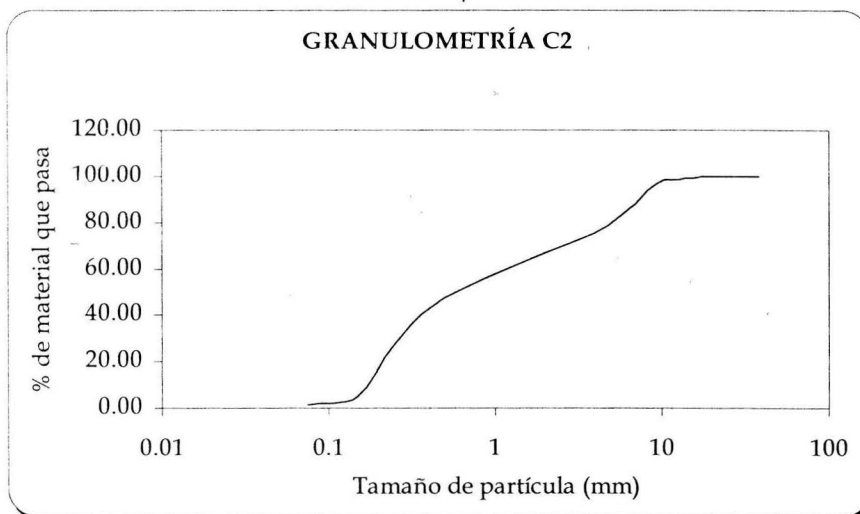


$$D_{10} = 0.17, D_{30} = 0.23, D_{60} = 1.5$$

$$C_u = 11.38, C_c = 0.183$$



Cajón 2				
Malla	Abertura (mm)	Peso sieve (g)	% retenido	% que pasa
1 1/2	38.1	0.00	0.00	100.00
1	25.4	0.00	0.00	100.00
3/4	19.05	3.77	0.13	99.87
1/2	12.7	35.17	1.20	98.67
3/8	9.525	42.62	1.44	97.23
4	4.76	547.46	18.57	78.66
10	2	362.98	12.31	66.35
20	0.85	321.98	10.91	55.44
40	0.425	339.67	11.52	43.92
60	0.25	505.92	17.16	26.76
100	0.15	647.76	21.98	4.78
200	0.075	89.9	3.05	1.73
Charola		51.05	1.73	0

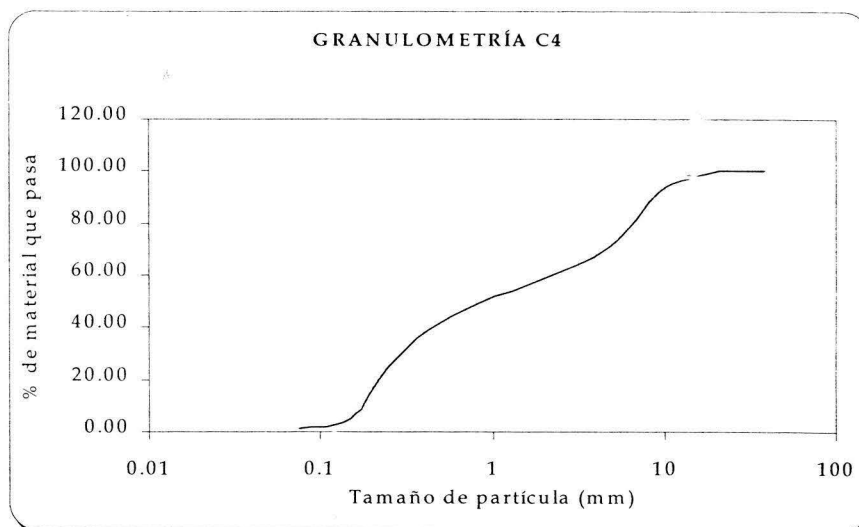


$$D_{10} = 0.18, D_{30} = 0.28, D_{60} = 1.4$$

$$C_u = 7.77, C_c = 0.311$$



Cajón 4				
Malla	Abertura (mm)	Peso suelo (g)	% retenido	% que pasa
1 1/2	38.1	0.00	0.00	100.00
1	25.4	0.83	0.03	99.97
3/4	19.05	16.95	0.57	99.40
1/2	12.7	92.92	3.16	96.24
3/8	9.525	121.63	4.13	92.11
4	4.76	631.60	21.46	70.65
10	2	358.17	12.17	58.48
20	0.85	262.08	8.91	49.57
40	0.425	317.91	10.81	38.76
60	0.25	410.42	13.95	24.81
100	0.15	592.06	20.12	4.69
200	0.075	93.07	3.16	1.53
Charola		45.13	1.53	0



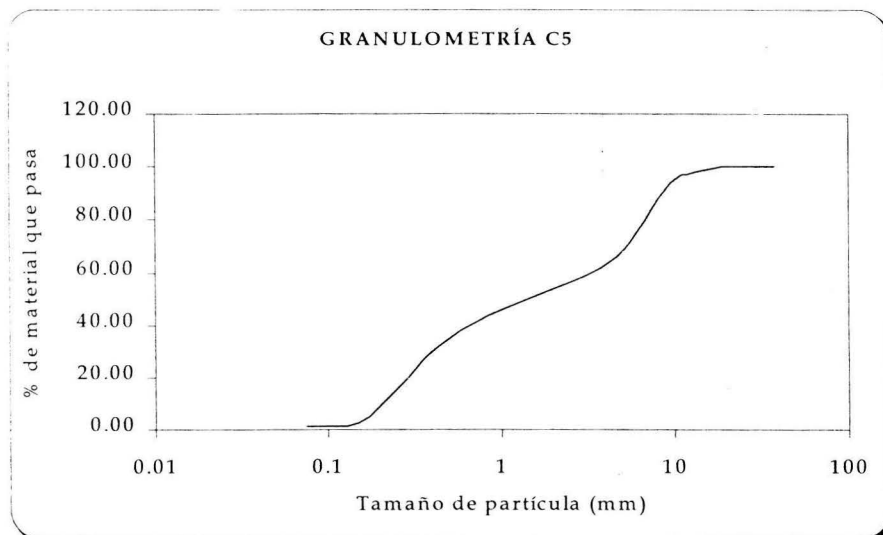
$$D_{10} = 0.18, D_{30} = 0.30, D_{60} = 2.4$$

$$C_u = 13.33, C_c = 0.208$$



▪ Tratamiento T3 (EW600 1%)

Cajón 5				
Malla	Abertura (mm)	Peso suelo (g)	% retenido	% que pasa
1 1/2	38.1	0.00	0.00	100.00
1	25.4	4.03	0.16	99.84
3/4	19.05	0.00	0.00	99.84
1/2	12.7	58.58	2.39	97.45
3/8	9.525	79.92	3.26	94.19
4	4.76	688.58	28.13	66.06
10	2	311.78	12.74	53.32
20	0.85	242.52	9.91	43.41
40	0.425	305.57	12.48	30.93
60	0.25	379.78	15.51	15.42
100	0.15	309.44	12.64	2.78
200	0.075	42.9	1.75	1.03
Charola		25.27	1.03	0

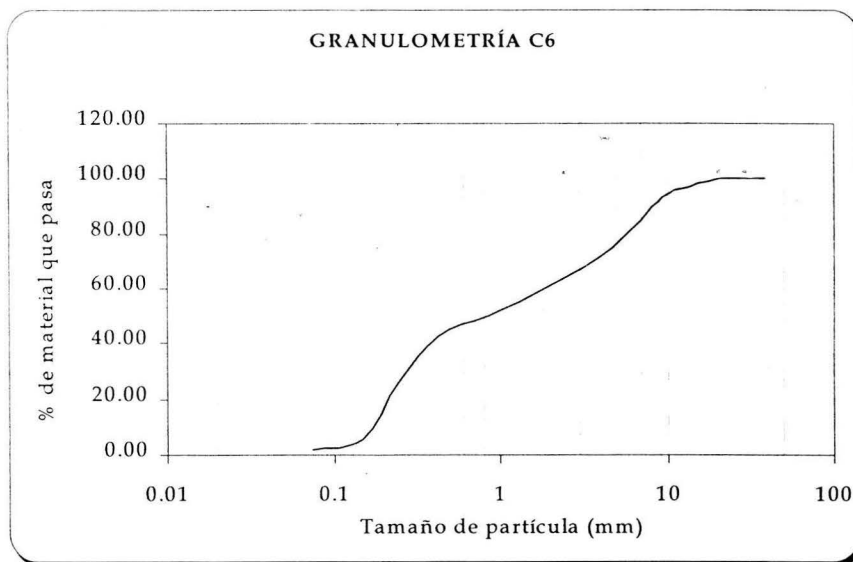


$D_{10} = 0.22$, $D_{30} = 0.41$, $D_{60} = 3.75$

$C_u = 17.04$, $C_c = 0.203$



Cajón 6				
Malla	Abertura (mm)	Peso suelo (g)	% retenido	% que pasa
1 1/2	38.1	0.00	0.00	100.00
1	25.4	0.00	0.00	100.00
3/4	19.05	19.76	0.66	99.34
1/2	12.7	87.23	2.94	96.40
3/8	9.525	85.95	2.89	93.51
4	4.76	551.66	18.58	74.93
10	2	415.08	13.97	60.96
20	0.85	313.85	10.57	50.39
40	0.425	223.82	7.54	42.85
60	0.25	501.64	16.89	25.96
100	0.15	600.44	20.22	5.74
200	0.075	109.68	3.7	2.04
Charola		60.38	2.04	0



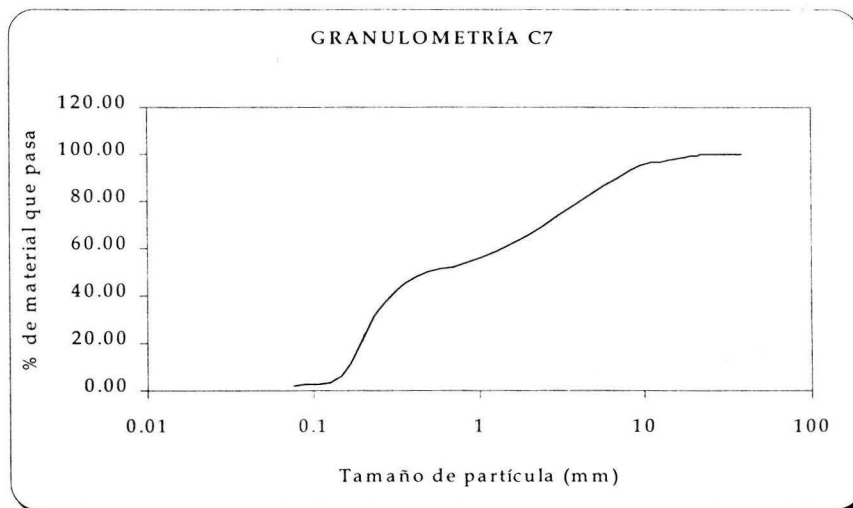
$D_{10} = 0.18$, $D_{30} = 0.29$, $D_{60} = 1.85$

$C_u = 10.27$, $C_c = 0.252$



▪ Tratamiento T4 (TW80 0.5%)

Cajón 7				
Malla	Abertura (mm)	Peso suelo (g)	% retenido	% que pasa
1 1/2	38.1	0.00	0.00	100.00
1	25.4	0.00	0.00	100.00
3/4	19.05	9.00	0.39	99.61
1/2	12.7	67.90	2.95	96.66
3/8	9.525	31.61	1.38	95.28
4	4.76	296.76	12.91	82.37
10	2	392.25	17.06	65.31
20	0.85	260.09	11.31	54.00
40	0.425	143.29	6.23	47.77
60	0.25	312.86	13.61	34.16
100	0.15	642.54	27.95	6.21
200	0.075	97.43	4.24	1.97
Charola		45.34	1.97	0

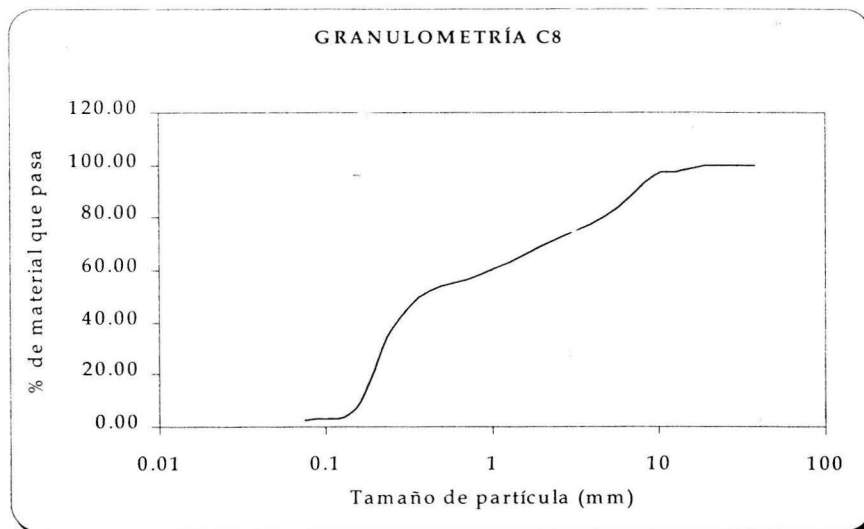


$$D_{10} = 0.17, D_{30} = 0.24, D_{60} = 1.45$$

$$C_u = 8.52, C_c = 0.233$$



Cajón 8				
Malla	Abertura (mm)	Peso suelo (g)	% retenido	% que pasa
1 1/2	38.1	0.00	0.00	100.00
1	25.4	0.00	0.00	100.00
3/4	19.05	10.65	0.36	99.64
1/2	12.7	62.67	2.10	97.54
3/8	9.525	47.55	1.59	95.95
4	4.76	465.86	15.62	80.33
10	2	330.46	11.08	69.25
20	0.85	328.52	11.01	58.24
40	0.425	189.90	6.37	51.87
60	0.25	428.22	14.35	37.52
100	0.15	927.3	31.09	6.43
200	0.075	125.49	4.21	2.22
Charola		66.33	2.22	0



$$D_{10} = 0.17, D_{30} = 0.22, D_{60} = 1.0$$

$$C_u = 5.88, C_c = 0.284$$



ANEXO A3



En éste anexo se presentan las tablas de ANOVA que se obtuvieron al realizar el análisis estadístico de los resultados de todos los parámetros, con el programa Stargraphics 5.1.

Análisis de Variancia del pH					
Recurso	Suma de cuadrados	GL	Media de cuadrados	F ₀	P
Entre grupos	0.1831	3	0.0610333	0.53	0.6874
Dentro de los grupos	0.4637	4	0.115925		
Total	0.6468	7			

Análisis de Variancia de la Densidad aparente					
Recurso	Suma de cuadrados	GL	Media de cuadrados	F ₀	P
Entre grupos	0.00401677	3	0.00133892	1.54	0.3344
Dentro de los grupos	0.00347603	4	0.000869006		
Total	0.0074928	7			

Análisis de Variancia de la Densidad real					
Recurso	Suma de cuadrados	GL	Media de cuadrados	F ₀	P
Entre grupos	0.00585709	3	0.00195236	3.26	0.1420
Dentro de los grupos	0.00239883	4	0.000599706		
Total	0.00825592	7			

Análisis de Variancia del fósforo disponible					
Recurso	Suma de cuadrados	GL	Media de cuadrados	F ₀	P
Entre grupos	369.817	3	123.272	8.28	0.0343
Dentro de los grupos	59.5256	4	14.8814		
Total	429.342	7			



Análisis de Variancia del Nitrógeno total					
Recurso	Suma de cuadrados	GL	Media de cuadrados	F ₀	P
Entre grupos	14089.1	3	4696.35	2.74	0.1772
Dentro de los grupos	6850.04	4	1712.51		
Total	20939.1	7			

Análisis de Variancia del Potasio					
Recurso	Suma de cuadrados	GL	Media de cuadrados	F ₀	P
Entre grupos	65086.4	3	21695.533	0.56	0.6684
Dentro de los grupos	154542.0	4	38635.6		
Total	219629.0	7			

Análisis de Variancia del Sodio					
Recurso	Suma de cuadrados	GL	Media de cuadrados	F ₀	P
Entre grupos	15481.4	3	5160.46	0.03	0.9903
Dentro de los grupos	606441.0	4	151610.0		
Total	621922.0	7			

Análisis de Variancia del Magnesio					
Recurso	Suma de cuadrados	GL	Media de cuadrados	F ₀	P
Entre grupos	27035.4	3	9011.79	1.11	0.4425
Dentro de los grupos	32409.5	4	8102.38		
Total	59444.9	7			

Análisis de Variancia del Calcio					
Recurso	Suma de cuadrados	GL	Media de cuadrados	F ₀	P
Entre grupos	3.66787E6	3	1.122262E6	0.91	0.5099
Dentro de los grupos	5.35237E6	4	1.33809E6		
Total	9.02025E6	7			



Análisis de Variancia del Carbono orgánico total

Recurso	Suma de cuadrados	GL	Media de cuadrados	F ₀	P
Entre grupos	0.415243	3	0.138414	1.23	0.4081
Dentro de los grupos	0.449922	4	0.112481		
Total	0.865165	7			

Análisis de Variancia de la Materia orgánica

Recurso	Suma de cuadrados	GL	Media de cuadrados	F ₀	P
Entre grupos	1.22832	3	0.4094393	1.23	0.4082
Dentro de los grupos	1.33117	4	0.332791		
Total	2.55948	7			

Análisis de Variancia de la Porosidad

Recurso	Suma de cuadrados	GL	Media de cuadrados	F ₀	P
Entre grupos	0.000271144	3	0.0000903812	0.48	0.7109
Dentro de los grupos	0.000745995	4	0.000186499		
Total	0.00101714	7			

Análisis de Variancia de la Conductividad eléctrica

Recurso	Suma de cuadrados	GL	Media de cuadrados	F ₀	P
Entre grupos	2.22019E6	3	740063.03	40.72	0.0019
Dentro de los grupos	72696.8	4	18174.2		
Total	2.29288E6	7			

Análisis de Variancia de la Población de bacterias heterótrofas

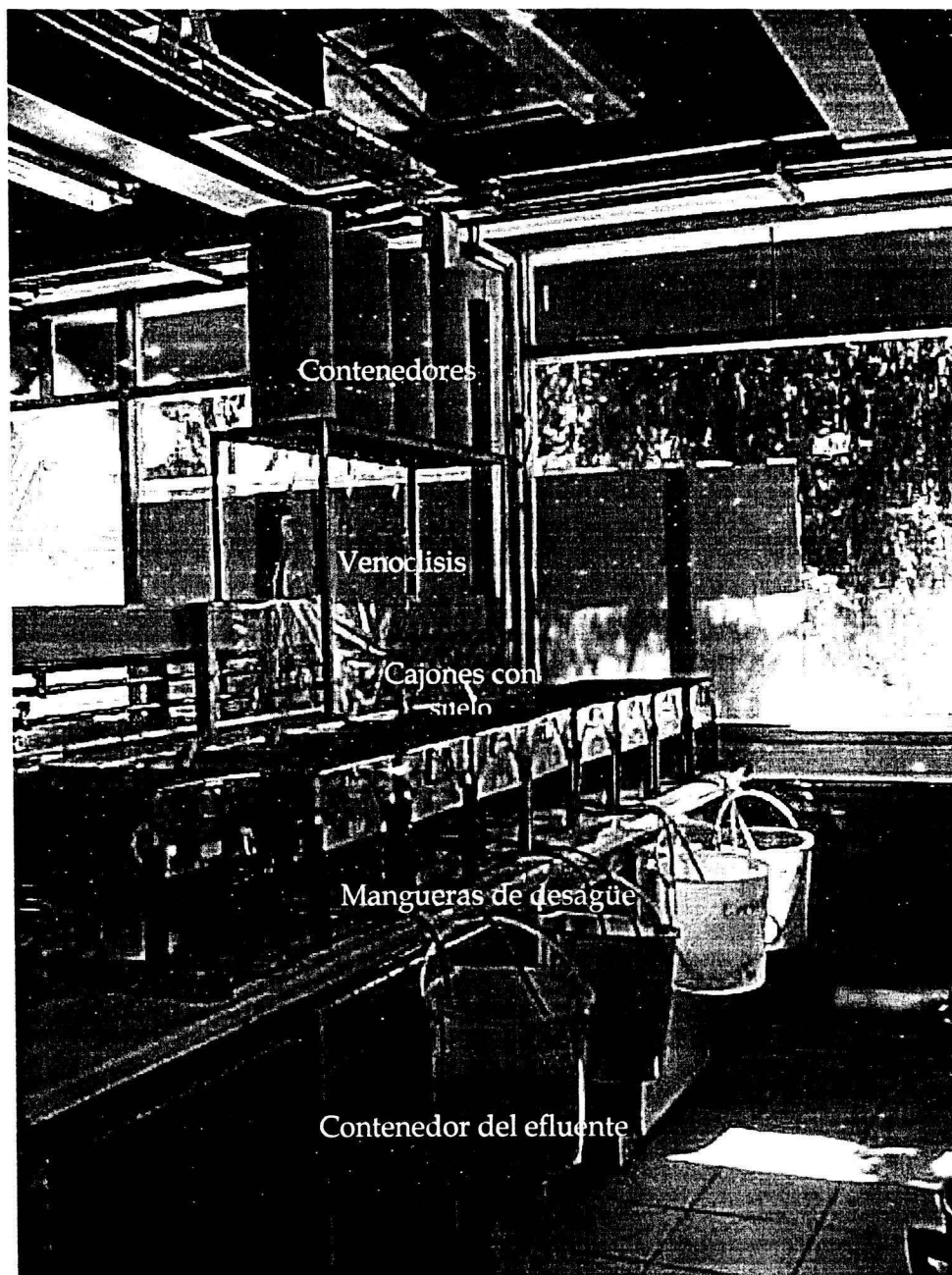
Recurso	Suma de cuadrados	GL	Media de cuadrados	F ₀	P
Entre grupos	4.67795E11	3	1.55932E11	0.42	0.7520
Dentro de los grupos	1.50272E12	4	3.75681E11		
Total	1.97052E12	7			



ANEXO A4

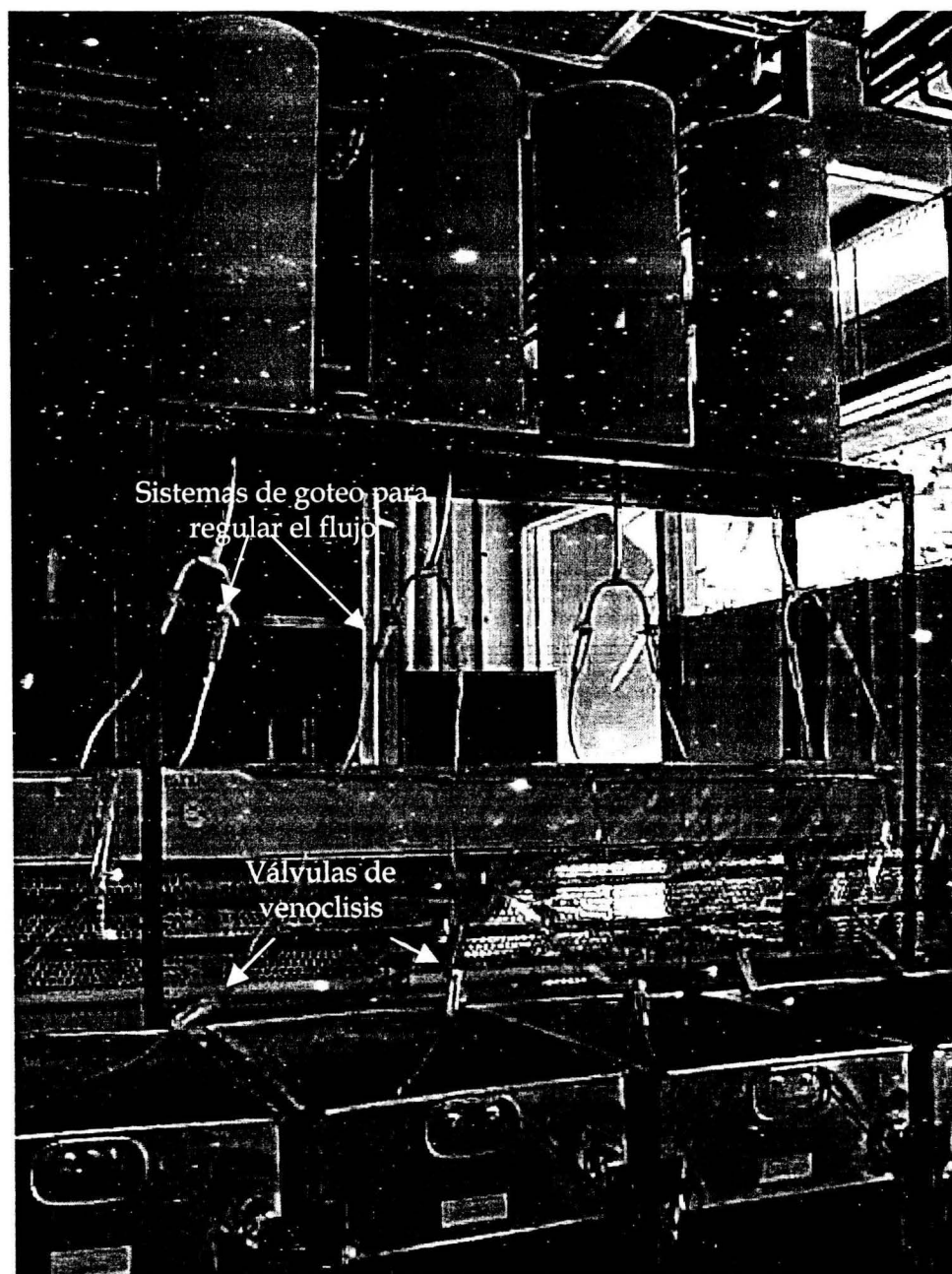


ANEXO FOTOGRAFICO DE LA EXPERIMENTACIÓN EN LOS CAJONES

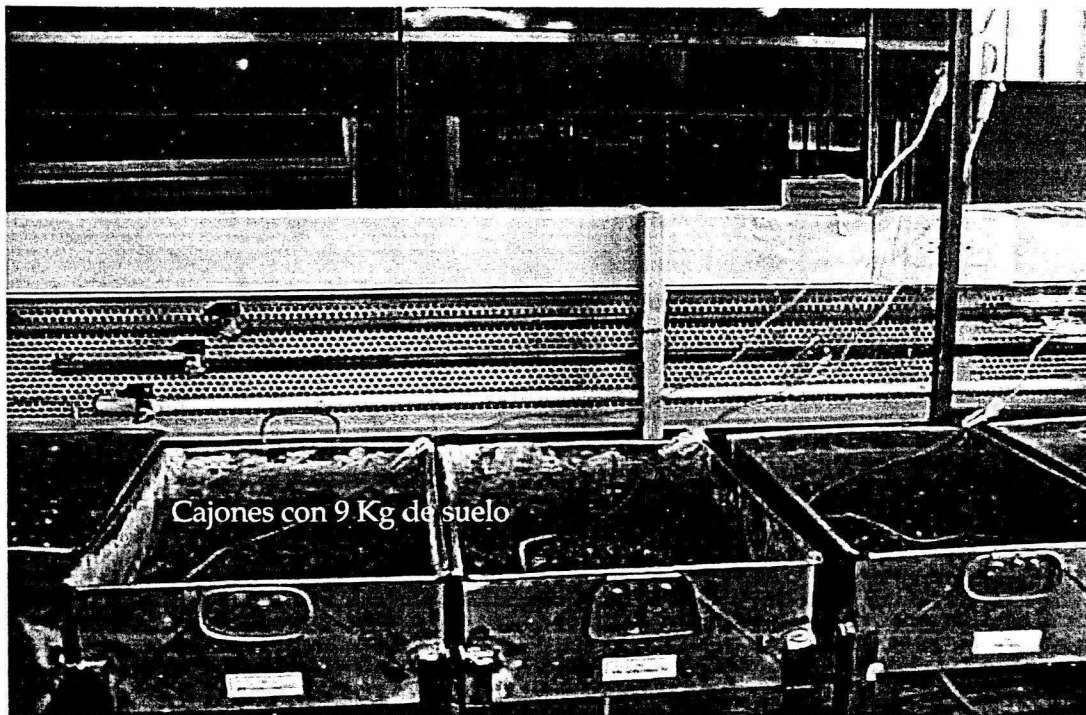
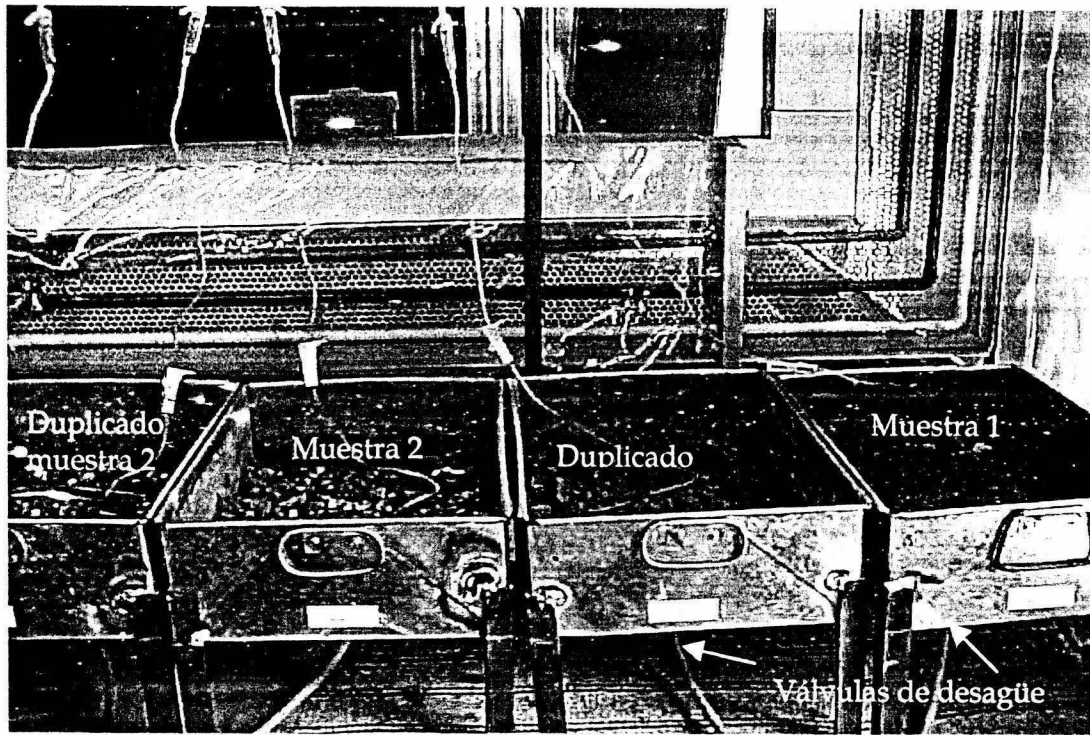


Fotografía 1. Dispositivo general de experimentación.





Fotografía 2. Sistema de dosificación de solución de lavado (venoclisis).



Fotografías 3 y 4. Cajones con muestras contaminadas con hidrocarburos.

