



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

METODOLOGÍA PARA EL BALANCE DE MASA EN
SUELOS CONTAMINADOS

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERO QUÍMICO

PRESENTA

MARIO ALBERTO VILLANUEVA CASTILLO

MÉXICO, D.F.

2011





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.

JURADO ASIGNADO:

PRESIDENTE: VÍCTOR MANUEL LUNA PABELLO

VOCAL: MARÍA RAFAELA GUTIÉRREZ LARA

SECRETARIO: GEORGINA FERNÁNDEZ VILLAGÓMEZ

1er SUPLENTE: LETICIA VALLE ARIZMENDI

2do SUPLENTE: MARÍA GUADALUPE LEMUS BARAJAS

SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA: FACULTAD DE INGENIERÍA UNAM

ASESOR DEL TEMA:

Georgina Fernández Villagómez

SUSTENTANTE:

Mario Alberto Villanueva Castillo

AGRADECIMIENTOS.

- Gracias a **DIOS**, por haberme dado la inteligencia y la sabiduría para salir adelante con esta carrera, que si bien no fue fácil tampoco fue imposible, gracias por poner en mi camino a todas y cada una de las personas que estuvieron conmigo, gracias por permitirme compartir un éxito más con las personas que más quiero.

- Gracias a la **UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO** y a la **FACULTAD DE QUÍMICA**, por permitir mi formación dentro de sus aulas y con sus profesores, gracias por prestarme sus espacios y ser parte de su inmensa historia, siempre voy a estar orgulloso de ser parte de estas grandes instituciones y prometo poner en alto el nombre de cada una de ellas.

- Le agradezco a mi tutora **Dra. GEORGINA FERNÁNDEZ VILLAGÓMEZ**, por brindarme su tutela y por la confianza depositada en mí, sin ellas este proyecto de tesis hubiese sido más difícil de concluir, gracias por compartirme y proporcionarme sus conocimientos.

- A mis padres **Ricardo Villanueva Varela y Aracely Castillo Reyes.**

Les dedico este trabajo de tesis porque siempre han estado conmigo en todo momento, cuando estuve equivocado siempre supieron decírmelo de la forma más sutil, cuando necesitaba de sabios consejos nunca me los negaron, me brindaron todo su apoyo sin condición, y cuando fue necesario un regaño nunca lo dudaron y hoy soy lo que soy por ustedes. Este es un primer logro que les dedico y que espero no sea el último. Alguna vez me preguntaron si tengo un modelo de persona a seguir y conteste que no, pero quiero que sepan que muchas de las cosas y principios por los cuales quiero regir mi vida y forma de pensar son de ustedes. Gracias por ser las grandes personas que son, por todo el tiempo que me dedican y por todas esas cosas de las que se han limitado por apoyarme, este éxito también es de ustedes porque se han esforzado más que yo, GRACIAS PAPÁS.

- A mi hermano **Ricardo Villanueva Castillo.**

Te dedico esta tesis porque espero lo tomes como una motivación para seguir adelante, recuerda que no soy el mejor estudiante del mundo y mucho menos el mejor hijo, pero si lo puedes soñar lo puedes hacer, si yo pude lograrlo tú también puedes, recuerda que siempre estoy aquí para apoyarte, aun cuando nuestra forma de ser y de pensar son distintas recuerda que somos hermanos. GRACIAS por las noches que te desvelaste a mi lado sólo para que no estuviera solo, por lo que este éxito también es tuyo.

- A mi primo **Luis Antonio.**

Te doy gracias y dedico esta tesis porque desde mucho tiempo atrás me has apoyado, y hoy que culmina esta etapa te digo que tu ayuda fue fundamental para la realización de este trabajo. GRACIAS y si en algo te puedo ayudar, no dudes que lo haré.

- A mi **Familia**.

Les dedico este trabajo en signo de agradecimiento, porque siempre han estado a mi lado como la gran familia que somos, cuando he necesitado su apoyo me lo han dado, les comparto este éxito porque todos y cada uno de ustedes son especiales y llevo en mí algo de cada uno, sobre todo en honor a mis difuntos que llevo siempre presentes en mi corazón.

- A mis **Amigos**.

Les dedico esta tesis porque son como mi segunda familia, pues creo que mucho tiempo de mi vida la he compartido con ustedes, en clases, en fiestas, en momentos de tristeza y de alegría, como olvidar esos días y momentos de adolescencia en el CCH-Oriente donde conocí a mis grandes amigos, los días en la Facultad de Química que por momentos se hacían eternos y que por su amistad sobrellevarlos era más fácil, gracias por compartir grandes momentos de su vida conmigo.

- A mi **Familia**.

Les dedico este trabajo en signo de agradecimiento, porque siempre han estado a mi lado como la gran familia que somos, cuando he necesitado su apoyo me lo han dado, les comparto este éxito porque todos y cada uno de ustedes son especiales y llevo en mí algo de cada uno, sobre todo en honor a mis difuntos que llevo siempre presentes en mi corazón.

- A mis **Amigos**.

Les dedico esta tesis porque son como mi segunda familia, pues creo que mucho tiempo de mi vida la he compartido con ustedes, en clases, en fiestas, en momentos de tristeza y de alegría, como olvidar esos días y momentos de adolescencia en el CCH-Oriente donde conocí a mis grandes amigos, los días en la Facultad de Química que por momentos se hacían eternos y que por su amistad sobrellevarlos era más fácil, gracias por compartir grandes momentos de su vida conmigo.

- A esa persona **Especial**.

Dedico esta tesis y agradezco a esa persona que estuvo a mi lado cuando más necesité de un hombro para apoyarme, porque estuvo a mi lado en momentos difíciles y si actualmente las cosas han cambiado, no olvidaré esos momentos que compartimos, por haber formado parte de mi vida y de este proyecto que hoy culmina, gracias **Xóchitl**.



Lista de Tablas.

TABLA 2.1 Tipos de residuos peligrosos que se encuentran como principales contaminantes en sitios abandonados y/o ilegales en varios Estados de México.

TABLA 3.1 Separados del suelo.

TABLA 3.2 Clasificación de separados según el USDA.

TABLA 3.3 Densidades de algunos minerales en el suelo.

TABLA 3.4 Tipos de textura de las rocas ígneas.

TABLA 3.5 Conformación promedio de un suelo.

TABLA 3.6 Tipos de Rocas.

TABLA 3.7 Clasificación del suelo por su pH utilizando agua y KCl.

TABLA 3.8 Capacidad de Intercambio Catiónico para algunos materiales según Fassbender 1975.

TABLA 4.1 Valores estimados de la conductividad hidráulica (m/día).

TABLA 4.2 Constantes de sorción de suelo estimadas para algunos componentes de gasolinas.

TABLA 4.3 Parámetros hidrogeológicos para materiales y acuíferos.

TABLA 4.4 Capacidad de retención para keroseno en suelos no saturados.

TABLA 6.1 Ventajas y desventajas de los mecanismos de remediación.

TABLA 6.2 Tabla comparativa de algunas técnicas de remediación.

TABLA 8.1 Capacidades de retención de combustibles para algunos suelos (ppm de combustible en suelo).

TABLA 8.2 Resumen de procesos naturales que afectan la velocidad de contaminantes en la subsuperficie

Lista de Figuras.

FIGURA 2.1 Evolución de los contaminantes.

FIGURA 2.2 Cantidad de plomo en turbera de Galicia.

FIGURA 2.3 Diagrama de sustancias involucradas en emergencias ambientales.

FIGURA 3.1 Composición ideal del suelo edafológico.

FIGURA 3.2 Representación gráfica de algunos suelos francos.

FIGURA 3.3 Triángulo de texturas del suelo.

FIGURA 4.1 Transporte por dispersión según el flujo de agua en un medio poroso como el suelo.

FIGURA 5.1 Principales sustancias involucradas en emergencias ambientales reportadas a la PROFEPA.

FIGURA 5.2 Clasificación jerárquica normativa de México.



- FIGURA 6.1 Información necesaria antes de aplicar algún método de remediación.
- FIGURA 6.2 Esquema de remediación de suelo combinando la inyección de aire con la extracción de vapores.
- FIGURA 6.3 Proceso de lavado de suelo.
- FIGURA 6.4 Proceso de Barreras Reactivas Permeables.
- FIGURA 6.5 Proceso de Bioventeo.
- FIGURA 6.6 Proceso de Biosorción.
- FIGURA 6.7 Proceso de compostaje.
- FIGURA 6.8 Proceso de Desorción Térmica.
- FIGURA 6.9 Proceso de Incineración de suelos.
- FIGURA 7.1 Diagrama de los términos de acumulación.
- FIGURA 8.1 Metodología para el balance de masas en suelos contaminados.
- FIGURA 8.2 Grafico de área neta y distribución del contaminante según los gradientes de concentración con *Surfer 8*.



ABREVIATURAS Y ACRONIMOS

SEMARNAT	Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
INE	Instituto Nacional de Ecología.
PROFEPA	Procuraduría Federal de Protección al Ambiente.
NOM	Norma Oficial Mexicana.
NMX	Norma Mexicana.
PVC	Policloruro de vinilo.
EPA	Agencia de Protección Ambiental (por sus siglas en ingles).
BETEX	Compuesto orgánico con Benceno Tolueno y Xilenos.
BPC's	Bifenilospoliclorados.
HAP's	Hidrocarburos poliaromaticos.
HTP's	Hidrocarburos Totales de Petróleo.
DGGIMAR	Dirección General de Gestión Integral de Materiales y actividades Riesgosas.
LGPGIR	Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos.
USDA	Departamento de Agricultura de los estados Unidos (por sus siglas en ingles).
ISSS	Sociedad Internacional de la Ciencia del Suelo (por sus siglas en ingles).
DIN	Instituto Alemán de Estándares.
D_A	Densidad aparente.
D_R	Densidad real o Densidad de partícula.
P	Porosidad.
pH	Potencial de Hidrógeno.
meq	Miliequivalentes.
ppm	Partes por millón.
K	Conductividad hidráulica.
K_o	Permeabilidad intrínseca.
μ	Viscosidad.
Y	Peso específico del fluido.
K_f	Permeabilidad intrínseca.
C	Constante relacionada a la configuración del fluido.
D	Diámetro promedio de los poros del material.
Q	Caudal.
A	Área transversal al flujo.
DH	Variación del potencial hidráulico a través del medio.



DL	Distancia a través del medio.
i	Gradiente hidráulico.
V_D	Velocidad de Darcy.
V_S	Velocidad real del agua.
J	Densidad de flujo.
C	Concentración de la sustancia química.
v	Velocidad del fluido.
D	Dispersión hidrodinámica.
D_m	Dispersión mecánica.
D^*	Difusión molecular.
J_m	Flux de masa debido a la difusión.
dC/dx	Gradiente de concentración.
D	Coefficiente de difusión molecular.
ω	Coefficiente empírico referente a la tortuosidad.
α	Dispercividad del acuífero.
V	Velocidad del flujo.
R	Retardo.
n	Porosidad del suelo.
ρ_a	Densidad aparente del suelo.
K_d	Coefficiente de distribución.
K_{oc}	Coefficiente de partición del carbono orgánico.
f_{oc}	Fracción de carbono orgánico en el suelo.
K_{ow}	Coefficiente de partición octanol-agua.
H	Constante de Henry.
P_g	Presión parcial de la sustancia química en fase gas.
C_{si}	Solubilidad en la saturación.
d	Densidad de vapor.
c	Concentración de la solución.
S_m	Solubilidad de la mezcla.
S_w	Solubilidad de agua pura.
f_s	Fracción volumen del cosolvente en la mezcla binaria.
A y B	Constantes empíricas propiedad del cosolvente.

**UNIDADES Y SIMBOLOS.**

D_A	Densidad aparente.
D_R	Densidad real o Densidad de partícula.
P	(adimensional)
K	(LT^{-1})
K_o	(L^2)
μ	($ML^{-1}T^{-1}$)
Y	($MT^{-2}L^{-2}$)
K_i	(L^2)
C	(adimensional)
D	(L)
Q	(L^3T^{-1})
A	(L^2)
DH	(L)
DL	(L)
i	(adimensional)
V_D	(LT^{-1})
V_S	Velocidad real del agua.
J	($ML^{-2}T$)
C	(ML^{-3})
v	(LT^{-1})
D	Dispersión hidrodinámica.
D_m	Dispersión mecánica.
D^*	Difusión molecular.
J_m	(MT^{-1})
dC/dx	($MT^{-3}L^{-1}$)
D	(L^2T^{-1})
ω	(adimensional)
α	(L)
V	(LT^{-1})
R	(adimensional).
n	(adimensional).
ρ_a	Densidad aparente.
K_d	Coefficiente de distribución.
K_{oc}	Coefficiente de partición del carbono orgánico.
f_{oc}	Fracción de carbono orgánico en el suelo.
K_{ow}	Coefficiente de partición octanol-agua.



H	(atm m ³ mol ⁻¹)
P_g	(atm)
C_{si}	Solubilidad en la saturación.
d	(M V ⁻¹)
c	(M V ⁻¹)
S_m	Solubilidad de la mezcla.
S_w	Solubilidad de agua pura.
f_s	Fracción volumen del cosolvente en la mezcla binaria.
A y B	Constantes empíricas propiedad del cosolvente.



RESUMEN.

Hoy en día existe una gran cantidad de pasivos ambientales con suelos contaminados, donde la contaminación por hidrocarburos es la que mayor cantidad de sitios registra, además de las actividades derivadas de la industria minera y no por ello menos importante las actividades de la agricultura.

Dado que los pasivos ambientales son sitios que fueron contaminados por mucho tiempo sin que se les aplicara algún tipo de remediación, resulta necesario conocer la masa de contaminante presente en éstos. Para resolver esta necesidad se pretende realizar el planteamiento de una metodología de balance de masa en un suelo.

Para el desarrollo de la metodología se requiere tener conocimiento sobre las propiedades del contaminante presente en el suelo, ya sea orgánico o inorgánico; dentro de las características importantes a conocer, se encuentran la composición, densidad, solubilidad, masa molecular. De igual manera es importante identificar las propiedades fisicoquímicas del suelo y la composición del mismo, como lo son, la textura, densidad real, densidad aparente y porosidad, ya que dichas características son fundamentales en la distribución del contaminante, es decir, según las propiedades que se tengan en el suelo de estudio, son los mecanismos de transporte que se pueden presentar, como son: advección, difusión, dispersión, volatilización y adsorción.

Dado que esta metodología se aplicará a suelos considerados como pasivos ambientales, donde los fenómenos de transporte ya se efectuaron y el fenómeno de transporte que comúnmente prevalece es la adsorción, el objetivo de la metodología es determinar la carga de contaminante en el suelo, la caracterización del sitio contaminado por medio de pozos de muestreo en el suelo es la actividad medular, pues a partir de estos datos se hará dicha determinación,



para la cual se deberá calcular el área total de suelo contaminado y la masa total del mismo.

La aplicación de esta propuesta se puede llevar a cabo en la evaluación de descontaminación de un suelo, donde sí la metodología se implementa usando los datos de concentración de antes y después de la remediación, se podrá obtener de manera indirecta la eficiencia de la misma.



CONTENIDO

LISTA DE TABLAS

LISTA DE FIGURAS

ABREVIATURAS Y ACRÓNIMOS

UNIDADES Y SIMBOLOS

RESUMEN

CAPÍTULO I

1.1 INTRODUCCIÓN.	1
1.1.1 Objetivo General.	4
1.1.2 Objetivos Particulares.	4
1.1.3 Alcances.	4

CAÍTULO II. ANTECEDENTES

2.1 Situación de los Suelos Contaminados en el Mundo.	5
2.2 Situación de los Suelos Contaminados en México.	12

CAPÍTULO III. SUELO

3.1 Definición de Suelo.	17
3.2 Propiedades Físicas del Suelo.	18
3.2.1 Partículas de Suelo.	19
3.2 Clasificación de Suelos por Textura.	20
3.4 Densidad y Porosidad.	23
3.4.1 Densidad de Partícula o Real.	23
3.4.2 Densidad Aparente.	25
3.4.3 Porosidad.	25
3.5 Propiedades Químicas del Suelo	26
3.5.1 Rocas Ígneas.	27
3.5.2 pH.	33
3.5.3 Intercambio Catiónico.	34
3.5.4 Capacidad de Intercambio Iónico.	36

CAPÍTULO IV. MECANISMOS DE TRANSPORTE DE CONTAMIANENTES EN MEDIO POROSO.

4.1 Trascendencia del Transporte de Contaminantes.	38
4.2 Advección.	42
4.3 Dispersión Hidrodinámica.	43
4.3.1 Difusión Molecular.	44
4.3.2 Dispersión.	46
4.4 Retardo y Sorción.	48
4.5 Volatilización.	52
4.6 Transformación de Contaminantes en el Suelo.	54
4.6.1 Reacciones de Óxido-Reducción.	54
4.6.2 Reacciones Fitolíticas.	56
4.6.3 reacciones de Hidrólisis.	58

CAPITULO V NORMATIVIDAD PARA SUELOS CONTAMINADOS.

5.1 Normatividad Vigente.	61
---------------------------	----



5.1.1 NOM-133-SEMARNAT-2000.	61
5.1.2 NOM-138-SEMARNAT/SS-2003.	62
5.1.3 NOM-141-SEMARNAT-2003.	63
5.1.4 NOM-147-SEMARNAT/SSA-1-2004.	63
CAPITULO VI TECNICAS DE REMEDIACION DE SUELOS CONTAMINADOS	65
6.1 Tratamientos Fisicoquímicos.	66
6.1.1 Inyección de aire.	66
6.1.2 Extracción de vapores.	67
6.1.3 Lavado de suelos.	68
6.1.4 Barreras reactivas permeables.	68
6.2 Tratamientos Biológicos.	69
6.2.1 Bioventeo.	70
6.2.2 Biosorción.	71
6.2.3 Compostaje.	72
6.2.4 Fitorremediación	73
6.3 Tratamientos Térmicos.	74
6.3.1 Desorción Térmica.	74
6.3.2 Incineración.	75
CAPITULO VII BALANCE DE MASA EN SUELOS CONTAMINADOS.	80
7.1 Definición de Balance de Masa.	80
CAPITULO VIII METODOLOGÍA DEL BALANCE DE MASA.	83
CAPITULO IX CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.	90
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.	91



CAPÍTULO I

1.1 INTRODUCCION.

En la actualidad durante los trabajos realizados para la localización y extracción de agua potable así como el desarrollo y crecimiento de nuevas ciudades en el mundo, se ha presentado con una problemática generalizada en la existencia de suelos contaminados por compuestos orgánicos e inorgánicos. Dando a notar que la contaminación del suelo es un factor significativo en el punto ecológico, económico y social.

La generación de suelos contaminados es consecuencia en primera instancia por el crecimiento y desarrollo de la minería que alrededor del siglo XVII y XVIII en Estados Unidos y Europa, se inició a ver más como industria y consigo trajo la explotación masiva tanto de minerales como de metales, lo que posteriormente se propagó en el resto de la orbe, estos acontecimientos dejaron como resultado grandes cantidades de desperdicios, conteniendo en gran parte materiales altamente tóxicos que quedaron expuestos a la población, la flora y la fauna a través del suelo, aire y aguas contaminadas (Volke, 2000; Medina 2001).

En segundo lugar, se tiene una gran generación de suelos contaminados por las actividades petroleras, tales como la obtención de derivados del petróleo, el almacenamiento, la transportación y distribución de los mismos, estas actividades ha dejado una severa contaminación por hidrocarburos y otras sustancias tóxicas, que han contaminado los suelos y a su vez diversos cuerpos de agua (Volke, 2002; Medina 2001).

Otras actividades que también contribuyen a la contaminación del mismo, tales como la agrícola, industriales, basureros a cielo abierto entre otros. La actividad agrícola contamina principalmente los suelos por el uso de agroquímicos y plaguicidas en prácticas inadecuadas, lo que trae consigo la contaminación de las aguas de los ríos que pasan por estas áreas, sin dejar de lado el uso de aguas residuales para riego, las cuales tienen gran cantidad de materia orgánica y



residuos químicos provenientes de descargas industriales y municipales (Volke, 2002).

La producción de los bienes de consumo en todo el mundo ha generado focos de contaminación por el manejo inadecuado de residuos, como son descargas, tanto al suelo como a los ríos y cuerpos de agua, lo que provoca un área de contaminación muy extensa, (Volke, 2002; Medina 2001).

Lo mismo sucede con la mala disposición de los residuos sólidos municipales, los cuales pueden contener residuos peligrosos, los que representan una gran amenaza a los suelos y cuerpos de agua (Volke, 2002).

Como resultado de estas actividades en el mundo, se han encontrado y generando aun hoy en día áreas contaminadas conocidas como pasivos ambientales; un pasivo ambiental es un sitio con daños ambientales en términos de contaminación de suelo, agua, aire, deterioro de los recursos y de los ecosistemas, que al igual pueden causar riesgo a la salud, generados principalmente por la liberación de materiales y residuos peligrosos o por accidentes a lo largo de su historia y que no fueron remediados oportunamente y siguen causando efectos negativos al ambiente (SEMARNAT,2008; LGPGIR, 2007).

Existen ciudades con alto grado de contaminación y toxicidad como lo son Chernobyl en Ucrania, que presenta contaminación de suelo y agua debido al conocido accidente de su planta nuclear. Así mismo, Republica Dominicana cuenta con suelos contaminados con plomo derivado de reciclado de pilas y baterías; así como estas ciudades, se reportan más en el mundo, (ECOSOFÍA.ORG, 2010).



La situación en México en materia de contaminación de los suelos se debe en gran parte a la industria minera por la producción de jales, como resultado de la explotación de minerales y metales así como de la disposición incorrecta de sus residuos; por otro lado, la industria petrolera contribuye mayoritariamente a la contaminación de los mismos por la gran cantidad de emergencias reportadas por SEMARNAT, como derrames y fugas en ductos y tanques de almacenamiento, dejando así suelos y cuerpos de agua contaminados por hidrocarburos y otras sustancias tóxicas, (SEMARNAT, 2008).

Dada la existencia de estos sitios, ha provocado preocupación en los países y gobiernos, por lo que se han generado tecnologías de remediación para suelos las cuales se dividen con base en sus principios de acción o tipo de tratamiento en biológicas, fisicoquímicas y térmicas (ECOSOFÍA.ORG, 2010; Volke, 2002).

Como una herramienta muy útil para la estimación del avance y distribución de un contaminante al igual que para la evaluación de una remediación en suelo, se propone un balance de masa el cual toma en cuenta los procesos mediante los cuales los contaminantes pueden moverse a través de éste, para el cual es necesario tener datos del área contaminada, tipo de contaminante y sus propiedades, así como el tipo de suelo, uso que se le dio, mediciones de concentración, entre otras.



1.1.1 Objetivo General.

Realizar una metodología para el balance de masa en suelos contaminados, considerando tipo de contaminante, las propiedades del suelo y los fenómenos de transporte en el medio poroso.

1.1.2 Objetivos Particulares.

- Obtener información que relaciona los fenómenos de transporte de contaminantes, considerando sus propiedades fisicoquímicas y las propiedades del suelo, clasificando los posibles fenómenos de transporte para sustancias orgánicas e inorgánicas.
- Utilizar un software comercial para la determinación de un área contaminada, considerando la localización de los puntos de muestreo y los datos de concentración del contaminante presente.
- Desarrollar el balance de masa considerando dos factores (tipo de contaminante, propiedades del suelo), que intervienen en el destino final de un contaminante en el suelo.

1.1.3 Alcances.

- La metodología expuesta en este trabajo se sustentará con la información obtenida que se encuentra referida en la bibliografía.
- Esta metodología se planteará para su uso en cualquier tipo de suelo contaminado.
- Esta metodología pudiera ser utilizada como herramienta para toma de decisiones en el empleo de técnicas de remediación de suelos.



CAPITULO II. ANTECEDENTES

2.1 Situación de los Suelos Contaminados en el Mundo

La situación del suelo en la actualidad es un tema importante y de sumo cuidado, puesto que la vida en el planeta depende en gran parte de éste mismo, es decir, del trabajo del suelo los seres vivos obtienen beneficios como vegetales, minerales, frutos, entre otros; al mismo tiempo se realiza la explotación de los recursos, la cual altera la estructura del suelo, teniendo como consecuencia la contaminación del mismo.

Se puede decir que esta contaminación del suelo causada por el hombre tiene relación con las primeras culturas que existieron, pues en su proceso de desarrollo un elemento importante fue el fuego, el cual tras los procesos de combustión se generaban cenizas, sustancias volátiles, CO_2 , entre otras que con ayuda de fenómenos naturales como la lluvia se regresan al suelo alterando su composición. Esto junto con el desarrollo de la agricultura y el descubrimiento y transformación de los metales (García, 2011).

Estos tres procesos de la historia se pueden tomar como las principales causas de la contaminación del suelo.

Como es sabido, la agricultura es parte fundamental de la vida diaria, en el mundo hay distintos tipos de suelos que tiene que ver de manera muy íntima con el tipo de clima, pues éste es el factor más importante para determinar la producción del suelo y el éxito del cultivo. En busca de este éxito en los cultivos y la rentabilidad, así como el acondicionamiento del mismo para el cultivo de cualquier tipo de semillas en suelos donde sus propiedades físicas y químicas no lo permitirían, debido a la alta demanda mundial, se implementa el uso de fertilizantes, los cuales se encargan de proporcionar al suelo los minerales que le hacen falta, como lo son el nitrógeno, el potasio y el fósforo. Los fertilizantes más comunes son los que son a base de nitrógeno como el amoniaco anhidro, el nitrato de amonio y el sulfato de



amonio, los que son a base de fósforo como el triple fósforo, fosfatos de amonio y diamónico. Y por último, a base de potasio como los depósitos subterráneos de potasa o salmuera (García, 2011). El uso excesivo y descontrolado durante muchos años de los fertilizantes ha traído consigo la contaminación de los suelos y de los mantos freáticos.

Posterior a la agricultura surge el descubrimiento de los metales, dada la explotación y la utilización de los mismos se da origen a la meteorización y erosión de los suelos, provocando la contaminación de éstos y de su entorno (Minería y Suelo, 2011).

La meteorización y la erosión se denominan *procesos externos* porque tienen lugar en la superficie terrestre o en sus aproximaciones y porque se alimentan de la energía solar, estos procesos son los responsables de la transformación de la roca sólida en sedimento (Tarbuck, 2009).

La meteorización se define como la fragmentación física (desintegración) y alteración química (descomposición) de las rocas de la superficie terrestre o cerca de ella, se produce cuando la roca es fragmentada mecánicamente (desintegrada) o alterada químicamente (descompuesta).

La meteorización mecánica se lleva a cabo por fuerzas físicas que rompen la roca en trozos cada vez más pequeños sin modificar la composición mineral de la roca. La meteorización química implica una transformación química de la roca en uno o más compuestos nuevos. De manera general la meteorización es la transformación gradual de la roca (Tarbuck, 2009; García, 2011).

Cuando una roca experimenta meteorización mecánica se transforma en fragmentos pequeños, conservando cada uno las características del material original, lo que genera que aumente el área superficial disponible para la



meteorización química, es decir, que se lleven a cabo procesos como la oxidación, hidratación y la hidrólisis principalmente (Tarbuck, 2009; García, 2011).

La erosión se define como la eliminación física de material por agentes dinámicos como el agua, el viento y el hielo. Este fenómeno se produce generalmente cuando el suelo ha sufrido una meteorización, puesto que la roca blanda y relativamente pequeña es más susceptible a ser arrastrada. La erosión puede ocurrir en los valles o en las laderas, la erosión de los valles se llama erosión lineal y la de las laderas erosión areolar o erosión hídrica y finalmente la que es causada por el viento que se conoce como erosión eólica (Tarbuck, 2009; García, 2011).

El uso de los metales aunado al crecimiento de la población implican la generación de residuos que pueden ser eliminados a través del suelo y el agua, esto se puede observar en la Figura 2.1, donde se muestran las tendencias registradas hasta la década de los 80's para los principales contaminantes registrados, dentro de los cuales se observa que los contaminantes derivados del petróleo iban en crecimiento, mientras que los radiactivos disminuían (García, 2011).

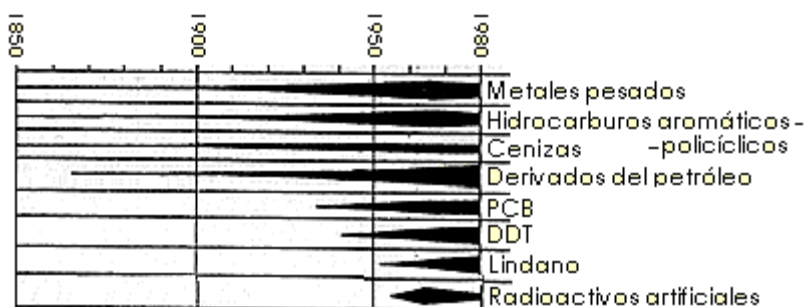


FIGURA 2.1. Evolución de los contaminantes (García, 2011)

Hoy en día se puede observar la contaminación de los suelos mediante distintos estudios, uno de ellos es el análisis de los histosoles, los cuales acumulan materiales orgánicos e inorgánicos a través del tiempo, mediante la perforación de turberas, un caso de estudio es el de una turbera en Galicia España en la cual se muestreo el contenido de plomo, donde los máximos contenidos de éste se ven relacionados con algunos acontecimientos históricos, como se observa en la Figura 2.2 (García, 2011).

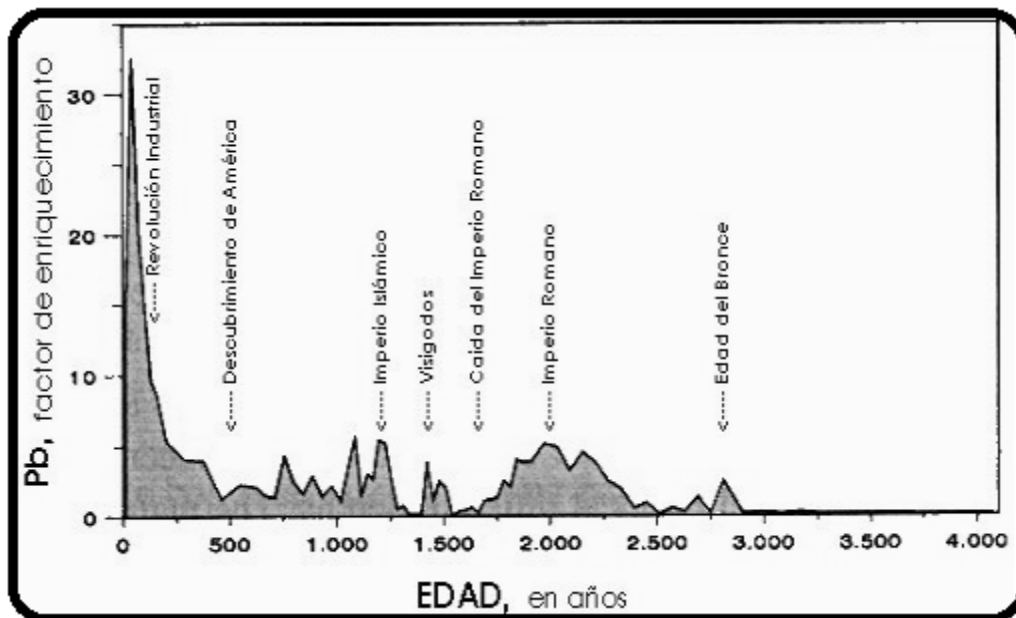


FIGURA 2.2. Cantidad de plomo en turbera de Galicia (García, 2011).

La actividad minera que el Imperio Romano desarrolló en la Península Ibérica, generó un aumento en la cantidad de plomo, coincidiendo con el periodo de mayor auge de este imperio, como se muestra en la Figura 2.2 (la producción de Pb en Iberia representa el 40% del total mundial) (García, 2011).

Con la caída de este Imperio se observa una disminución del plomo contenido en el suelo, el cual vuelve a incrementarse con la llegada a la Península de los pueblos germánicos, concretamente los Visigodos (Siglo VI). Posteriormente se produce un decrecimiento de los contenidos de Pb que se pueden atribuir a la llegada del Islam. Donde el establecimiento del dominio árabe en el sur y de los reinos cristianos en la parte norte de la Península conduce a un desarrollo de las civilizaciones, con el posterior enriquecimiento de los contaminantes, cuyos máximos niveles se encuentran entre los siglos IX-XI (García, 2011).

Finalmente, en el siglo XV las reservas mineras de la Península quedan limitadas y el descubrimiento del nuevo mundo (América) incorpora materiales que



provocan un gran incremento del Pb en el suelo, representando la intensa contaminación resultante de la Revolución Metalúrgica y Revolución Industrial de los siglos XVIII y XIX (García, 2011; Minería y suelo, 2011).

El siglo XX, con su industria basada en el petróleo está representado por unas acumulaciones más intensas. En fechas recientes, la implantación de las gasolinas sin plomo y la sustitución de las tuberías de plomo por derivados del plástico (PVC), se registra en un decrecimiento de la contaminación por Pb en el suelo (García, 2011; Minería y suelo, 2011).

Entre las décadas de 1940's y 1950's, el incremento en la producción de automóviles en los Estados Unidos de América trajo consigo un alza en la demanda de petróleo y sus derivados, como los combustibles para estos nuevos automotores. Para satisfacer esta necesidad fue necesario transportarlos por ferrocarril, carretera y líneas subterráneas, pero estas prácticas impactaron en un crecimiento potencial de accidentes por derrames de dichos productos (García, 2011; Minería y suelo, 2011).

Este problema creció de manera significativa hasta la década de los 80's, cuando se vió como un gran factor de contaminación de suelos. Y no fue hasta 1984 que con ayuda de La Agencia de Protección Ambiental (EPA, por sus siglas en inglés), que se estableció en el estado de California una serie de leyes que buscaban la regulación en los aspectos de construcción y monitoreo de los tanques subterráneos, dentro de los cuales tan solo para el estado de California se registraron alrededor de 10,000 tanques, los cuales tenían una capacidad estimada de 80 millones de galones, lo que representaba un gran problema en el aspecto ambiental (EPA, 2011).

La Agencia de Protección Ambiental (EPA) surge el 2 de diciembre de 1970, por orden del presidente Richard Nixon, cuya misión es proteger la salud humana y el



ambiente de dicha nación, puesto que se tenían registros de una contaminación altamente visible, pues se podían observar ríos incendiados que fluían con desechos humanos e industriales, existiendo poblados a sus alrededores (EPA, 2011).

La EPA desarrolló el programa Superfund, establecido por el congreso para tratar el problema de los sitios contaminados más peligrosos de su país, dicho programa hasta el año 2005 ha limpiado cerca de 150 sitios. Como lo son Londonderry, New Hampshire, entre otros, y ha detentado otros más como lo son el caso de Canal Love en Nueva York que entre los años 1947 y 1952 la compañía química Hooker uso dicho canal para depositar aproximadamente 20,000 toneladas de productos químicos muy tóxicos, sobre los cuales posteriormente se construyeron zonas habitacionales dañando a finales de los 50's a niños y plantas, y hasta el año de 1978 se realizaron estudios de las aguas, encontrando aproximadamente 82 productos químicos contaminantes. Otro caso es *La Base Aérea Loring*, la cual fue un área ocupada como instalación militar de 1952 hasta 1994, cuya contaminación proviene básicamente de aceites usados, combustibles, solventes orgánicos, otro caso se presentó en el Condado de Fayette en New York, una extensión de área propiedad de Ross Metals, fué ocupada de 1979 a 1992, como un lugar para fundir plomo mediante chatarra, dejando contaminación de suelo con escoria, así como residuos de plomo, por mencionar algunos (EPA, 2011, Superfund, 2004)

Por otra parte, en Alemania siendo un país industrializado es de esperar que también existan sitios contaminados, por ejemplo: Harbauer, Marktrewitz el cual posee suelos contaminados con mercurio, fenoles, benceno, tolueno, etilbenceno, xileno, entre otros. Hochtief-Umwelt, Herne, que presenta contaminación por BETEX, Ruhrkohlr, contaminado con mercurio, entre otros, estos registrados aproximadamente en 1995 (Van der Brink, 1995).



Más recientemente el Blacksmith Institute, donde se trabaja el tema de la salud infantil dio a conocer las 10 ciudades más tóxicas del mundo, que por lo general son zonas de bajo nivel económico que no cuentan con regulaciones legales para las emisiones y generación de residuos industriales, las cuales se enlistan a continuación (ECOSOFIA, 2006):

1. Linfen, China. Contaminación de aire y agua por partículas y gases derivados de la industria minera y de procesamiento de alimentos.
2. Ranipet, India. Contaminación de agua y suelo por productos químicos para teñido industrial.
3. MailuuSuu, Kirjistán. Contaminación de suelos y aguas por desechos radiactivos derivados de la industria nuclear de uranio (Rusia).
4. Dzerzhinsky, Rusia. Contaminación de agua y suelos por la producción de armas químicas.
5. Norilsk, Rusia. Contaminación de aire, suelo y agua con dióxido de sulfuro, cesio y otros elementos; derivados de la producción de platino.
6. RudnayaPristan, Rusia. Contaminación del suelo por plomo, derivado de su minería.
7. Chernobyl, Ucrania. Contaminación de agua y suelo por residuos radiactivos emanados tras el accidente de la planta nuclear.
8. Kabwe, Zambia. Contaminación del suelo por plomo, derivado de su minería.
9. La Oroya, Perú. Contaminación de aire y suelos por plomo, derivado de su minería.
10. Haina, República Dominicana. Contaminación del suelo por plomo, derivado del reciclado de pilas y baterías.

De los cuales se presume cuentan ya, con un plan de descontaminación de los mismos.



2.2 Situación de los Suelos Contaminados en México.

Así como Estados Unidos de América, Alemania, China, países africanos, entre otros, México también tiene sitios contaminados. Los cuales a consecuencia de varios siglos de actividad minera y posteriormente, debido a la industria de la química básica, petroquímica y de refinación del petróleo, han producido grandes cantidades de residuos peligrosos. Los cuales junto con la intensa actividad de otras industrias, aunado 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 en el año 2000, la superficie de suelo degradado por causas de contaminación en 1999, fue de 25,967 km².

De acuerdo con estadísticas de la Procuraduría Federal de Protección 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, se encuentran el petróleo y sus derivados (gasolinas, combustóleo, diesel), agroquímicos, gas LP y natural, entre otros, los cuales han sido reportados entre 1997 y 1999, lo anterior se presentan en la Figura 2.3 (Volke, 2002).

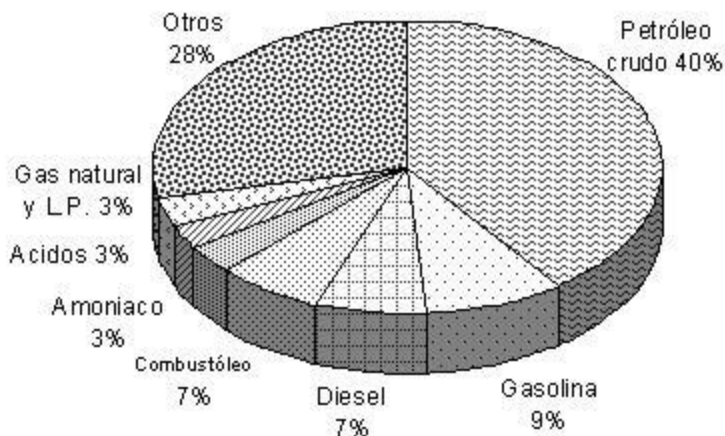


FIGURA 2.3. Diagrama de sustancias involucradas en emergencias ambientales (Volke, 2002).

Dentro de los contaminantes que se consideran prioritarios en México debido a su alta toxicidad y a su persistencia en el ambiente, se tienen las dioxinas, furanos, hexaclorobenceno, bifenilospoliclorados (BPCs), plaguicidas organoclorados, mercurio, plomo, cromo, cadmio, compuestos tóxicos atmosféricos e hidrocarburos poliaromáticos (HAPs). Los BPCs, han sido almacenados en tambores que en muchas ocasiones, han sido dispuestos clandestinamente. Por su parte, los HAPs se encuentran como componentes de los hidrocarburos totales del petróleo (HTPs).

La existencia de sitios contaminados en México se debe al 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 (SEMARNAT, 2008).

En la Tabla 2.1 se muestran algunos sitios contaminados que fueron detectados por la PROFEPA entre los años de 1995 y 1997.



TABLA 2.1. Tipos de residuos peligrosos que se encuentran como principales contaminantes en sitios abandonados y/o ilegales en varios Estados de México. (Volke, 2002)

Estado	Número de sitios	Principales residuos*
Baja California Norte	8	Aceites, metales, polvo de fundición, solventes
Baja California Sur	2	Escorias de fundición, jales
Campeche	4	Aceites, lodos de perforación
Chiapas	17	Hidrocarburos, plaguicidas, solventes
Chihuahua	13	Aceites, hidrocarburos, químicos
Coahuila	15	Aceites, hidrocarburos, jales, metales, químicos
Durango	3	Hidrocarburos, insecticidas
Estado de México	10	Aceites, escorias de fundición, químicos
Guanajuato	10	Aceites, escorias de fundición, lodos, metales, compuestos organoclorados
Hidalgo	6	Escorias de fundición, pinturas
Jalisco	7	Diesel y combustible, baterías, lodos, químicos
Nayarit	5	Hidrocarburos, jales
Nuevo León	22	Aceites, cianuros, escorias de fundición, hidrocarburos, metales
San Luis Potosí	10	Asbesto, escorias de fundición, lodos, metales, pinturas
Sinaloa	4	Agroquímicos
Tamaulipas	8	Aceites, escorias de fundición, químicos
Veracruz	8	Azufre, hidrocarburos
Zacatecas	9	Jales, metales, químicos
TOTAL	161	



Dentro de los residuos peligrosos encontrados con mayor frecuencia en tiraderos clandestinos se encuentran los desechos provenientes de la industria minera, (jales, metales y escorias de fundición) y petroquímica (hidrocarburos y químicos), además de aceites gastados provenientes de talleres mecánicos.

Hoy en día, el gobierno federal ha detectado 297 sitios contaminados a lo largo del territorio nacional que ponen en riesgo la salud y el ambiente, denominados pasivos ambientales, dentro de los cuales siete de ellos son considerados como “críticos”, (SEMARNAT,2008).

La Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas (DGGIMAR), informó que las entidades más afectadas por las emergencias ambientales son (SEMARNAT, 2008):

- Veracruz
- Tamaulipas
- Oaxaca
- Hidalgo
- Puebla
- Guanajuato
- San Luis Potosí
- Jalisco
- Tabasco
- Coahuila

Información que denota que los estados de Veracruz y Tabasco son los más afectados por accidentes de PEMEX (SEMARNAT, 2008).

La DGGIMAR, publicó que se han iniciado trabajos de remediación en los sitios con mayor riesgo en el país, los cuales se consideran grades pasivos ambientales



en gestión o en remediación que poseen un responsable, el cual puede cubrir los costos de remediación: Metales y Derivados en Tijuana (Baja California), el ex confinamiento de la pedrera en Guadalcázar (San Luis Potosí), Cromatos en Tultitlán (Estado de México), presa de jales La Zacatecana para la contención de metales pesados (Zacatecas) y Jales de Nacozari (Sonora), (SEMARNAT,2008).

Dentro de los sitios en donde se pretende reutilizar sitios contaminados tras su remediación, se encuentran los ex talleres de ferrocarriles en Aguascalientes (Parque Tres Centurias), graseros de Peñoles en Monterrey (Paseo Santa Lucía- parte II del Parque Fundidora), confinamiento de la Planta de RIMSA en Monterrey y la ex refinería 18 de Marzo (Parque del Bicentenario recientemente inaugurado).



CAPÍTULO III. SUELO

3.1 Definición de Suelo.

La palabra suelo proviene del Latín *solum* que significa piso o tierra, sin embargo la palabra suelo puede adoptar un significado distinto según la gente que trabaje con él (Foth, 1990). Por ejemplo, cuando la agricultura iniciaba su desarrollo, hace aproximadamente 10,000 años al suelo se le dio el significado de un medio para el crecimiento de plantas (Donahue, 1971). Para los geólogos el suelo es un manto producto de la erosión, los cuales más adelante harían los primeros trabajos científicos sobre la clasificación de los suelos en Estados Unidos de América. El suelo en ingeniería se considera como un material compuesto de partículas sólidas, líquidas y gaseosas (Foth, 1990).

Como se puede observar, la palabra suelo tiene varios significados, sin embargo en 1984, la Sociedad Americana de la Ciencia del Suelo, establece dos definiciones para la palabra suelo:

- Es el material no consolidado en la superficie de la tierra que sirve como medio natural para el crecimiento de las plantas terrestres.
- Es el material no consolidado en la superficie de la tierra que ha estado sometido a la influencia de factores genéticos y ambientales: Material parental, clima, macro y microorganismos y topografía, todos actuando durante un lapso de tiempo y generando un nuevo producto: el suelo, cuyas características físicas, químicas, biológicas y morfológicas difieren del material del cual se derivó.

En 1998, el Soil Survey Staff ,definió el suelo como un cuerpo natural compuesto de sólidos, líquidos y gases que ocurre en la superficie de la tierra, ocupa un lugar en el espacio y se caracteriza porque tiene horizontes o capas que se diferencian del material inicial como resultado de las adiciones, pérdidas, traslaciones y transformaciones de energía y materia. Con esta definición, al suelo se le considera ya como un sistema trifásico sólido, líquido y gas, donde la fase sólida



es ocupada por minerales y materia orgánica, mientras que la fase líquida es comúnmente ocupada por agua la cual rodea las partículas sólidas y los espacios entre los poros que aún tiene son ocupados por gases (Jaramillo, 2002).

3.2 Propiedades Físicas del Suelo.

Físicamente, el suelo mineral es una mezcla porosa de partículas inorgánicas, materia orgánica en descomposición, aire y agua. En algunos casos, las partículas minerales grandes y grava dan como resultado un suelo *arenoso*. Por otro lado, cuando los minerales coloidales prevalecen, el suelo que se obtiene es uno con características *arcillosas*. La materia orgánica actúa como un agente aglutinante para incitar que las partículas individuales se unan en grupos o agregados, en la edafología el suelo como medio poroso es un sistema trifásico el cual debe tener una proporción ideal para favorecer el crecimiento de las plantas, como se muestra en la Figura 3.1 (Buckman, 1969; Jaramillo 2002).

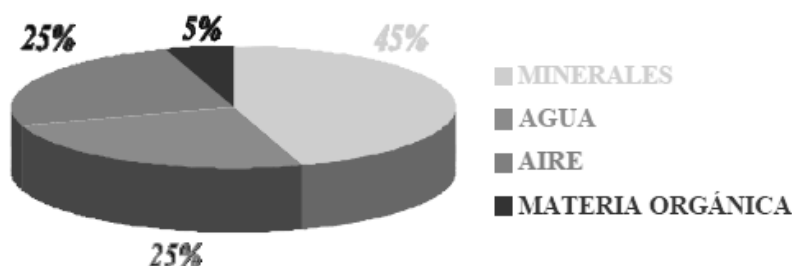


FIGURA 3.1 Composición ideal del suelo edafológico (Jaramillo, 2002).

Dos de las características físicas más importantes de los suelos, son la *textura* y la *estructura*. Las cuales se tratarán más adelante. La textura del suelo tiene que ver con el tamaño de partícula, específicamente se refiere a la proporción relativa de los distintos grupos de tamaño en un suelo. No menos importante es la estructura del suelo, que es el arreglo o disposición de las partículas del suelo en grupos o agregados. En conjunto, estas dos características ayudan a determinar la



capacidad de suministro de nutrientes del suelo, así como el suministro de agua y aire (Bukman, 1969; Donahue, 1971).

3.2.1 Partículas del Suelo.

Para un estudio exitoso de las partículas minerales de un suelo, los científicos usualmente las han clasificado en distintos grupos según su tamaño, considerados como *separados*, dentro de los cuales no tiene nada que ver su composición química. El procedimiento analítico mediante el cual estas partículas son separadas es denominado análisis mecánico, en el cual se determina la distribución del tamaño de partícula. Existen varias clasificaciones en el mundo pero todas coinciden en que principalmente son tres los *separados* del suelo Arena, Limo y Arcilla, cuyos rangos de diámetro se muestran en la Tabla 3.1 según el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA, por sus siglas en inglés), la Sociedad Internacional de la Ciencia del Suelo (ISSS, por sus siglas en inglés), El Instituto Alemán de Estándares (DIN, por sus siglas en alemán) y el Instituto Británico de Estándares (BSI, por sus siglas en inglés) (Buckman, 1969; Foth, 1990; Bonneau, 1982):

TABLA 3.1. Separados del suelo (Jaramillo, 2002).

Separado	Intervalo de Diámetro de Partícula (mm)		
	USDA	ISSS	DIN Y BSI
Arena	2 – 0.05	2 – 0.02	2 – 0.08
Limo	0.05 – 0.002	0.02 – 0.002	0.08 – 0.002
Arcilla	< 0.002	< 0.002	< 0.002

Cabe destacar que en la Tabla 3.1, se muestra que las distintas entidades coinciden en el establecimiento del límite para el caso de la arcilla y que también no se tiene bien definido un límite estandarizado entre el limo y la arena, lo que demuestra que la definición de estas últimas es un tanto arbitraria. Sin embargo el más usado y consecuentemente más aceptado es el propuesto por el USDA, el



cual subdivide de manera más detallada los separados como se muestra a en la Tabla 3.2 (Foth, 1990; Jaramillo, 2002).

TABLA 3.2. Clasificación de separados según el USDA (Foth, 1990).

Separado	Diámetro (mm)	Número de partículas por gramo	Área superficial en un gramo (cm²)
Arena muy gruesa	2.00 – 1.00	90	11
Arena gruesa	1.00 – 0.5	720	23
Arena mediana	0.5 – 0.25	5700	45
Arena fina	0.25 – 0.1	46000	91
Arena muy fina	0.1 – 0.05	722000	227
Limo	0.05 – 0.002	5776000	454
Arcilla	< 0.002	90260853000	8x10 ⁶

Como se puede observar en la tabla anterior, el área superficial que se obtiene en la arcilla es miles de veces mayor a las obtenidas los separados de limo y arena, esto se debe básicamente a que las partículas de arena y limo se dan como resultado de la recombinación de las partículas finas que forma las arcillas, mientras que la arcilla está compuesta por minerales que son muy diferentes en composición y propiedades de los minerales que conforman la arena y el limo. Dada esta propiedad de las arcillas y que el agua en el suelo comúnmente se encuentra en forma de película rodeando las partículas de suelo, lo que hace que las partículas de arcilla influyan en la capacidad de retención de agua y contaminantes líquidos, por lo que las arcillas actúan como reservas de agua y nutrientes.

3.3 Clasificación de Suelos por Textura.

La clasificación más antigua registrada fue desarrollada en China hace aproximadamente de 4000 a 5000 años, el cual se originó para poder establecer



el valor de producción del suelo y cobrar impuestos por el mismo. Posteriormente los geólogos hicieron estudios científicos para poder establecer una clasificación más apropiada del suelo la cual involucrara las propiedades del mismo (Fitz, 1987).

Para el desarrollo de la metodología del balance de masa en suelos contaminados, la clasificación de los suelos de mayor importancia es la que se realiza en base a su textura, dadas sus aportaciones, las cuales auxilian en el buen planteamiento de la misma.

Las arenas incluyen todos los suelos que del *separado* representa el 70% o más de los materiales en peso, por lo que éste grupo representa al más pesado de los suelos (Buckman, 1969; Foth, 1990).

Para que un suelo pueda ser designado como arcilla debe contener al menos 35% del *separado* arcilla y en la mayoría de los casos no menos del 40%. A este *separado* se le conoce también como arcilla arenosa, arcilla limosa, o simplemente arcilla. Cabe destacar que las arcillas de arena a menudo contienen más arena que arcilla. Del mismo modo, el contenido de limo de una arcilla limosa generalmente es superior a la de la fracción de arcilla de sí mismo (Buckman, 1969; Foth, 1990).

El grupo franco es el más difícil de comprender puesto que presenta muchas subdivisiones. Un franco ideal se puede definir como una mezcla de arena, limo y arcilla, el cual posee propiedades ligeras y pesadas en iguales proporciones. Se puede decir que es una mezcla cincuenta-cincuenta, puesto que la suma de las arenas y la suma del limo y arcilla son generalmente cercanas al 50%, lo que hace, dada la cantidad de arena, limo y arcilla presentes en un suelo modifiquen las clase del mismo, es decir, un franco donde predomina la arena se denomina franco arenoso, algo semejante ocurre cuando las partículas que predominan son



limos o arcillas, lo que darían un franco arcilloso y franco limoso respectivamente; ejemplo de esto se muestra en la Figura 3.2 (Buckman, 1969).

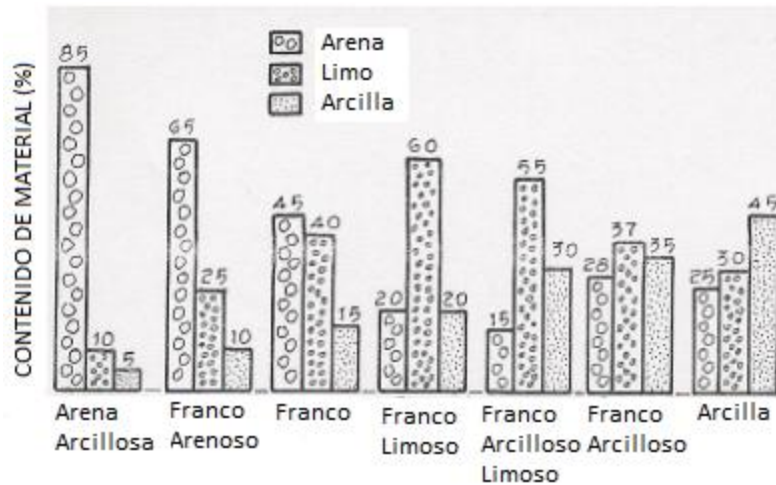


FIGURA 3.2. Representación gráfica de algunos suelos francos (Buckman, 1969).

El análisis mecánico de un suelo, determina el porcentaje existente de dichas partículas, lo cual posteriormente, conociendo el porcentaje exacto y con ayuda del diagrama que se muestra en la Figura 3.3 permitirá hacer una mejor clasificación textural.

Para tener la clasificación textural de un suelo dado, es necesario ubicar en primera instancia el porcentaje de arena (eje X) y seguir la línea de forma ascendente hacia la izquierda, para posteriormente localizar el porcentaje de limo (eje Y), descender sobre éste hacia el lado izquierdo hasta el punto donde las líneas se intersectan, y finalmente se recorre de manera horizontal hacia la línea de la arcilla (eje Z), si este porcentaje coincide con el obtenido del análisis mecánico, la determinación es correcta (Buckman, 1969).

Un ejemplo de éste es que si el análisis mecánico de un suelo arroja que contiene 65 % de arena, 25 % de limo y 10% de arcilla, utilizando el método anterior se dice que éste es un suelo cuya clasificación es Franco Arenoso (). ●

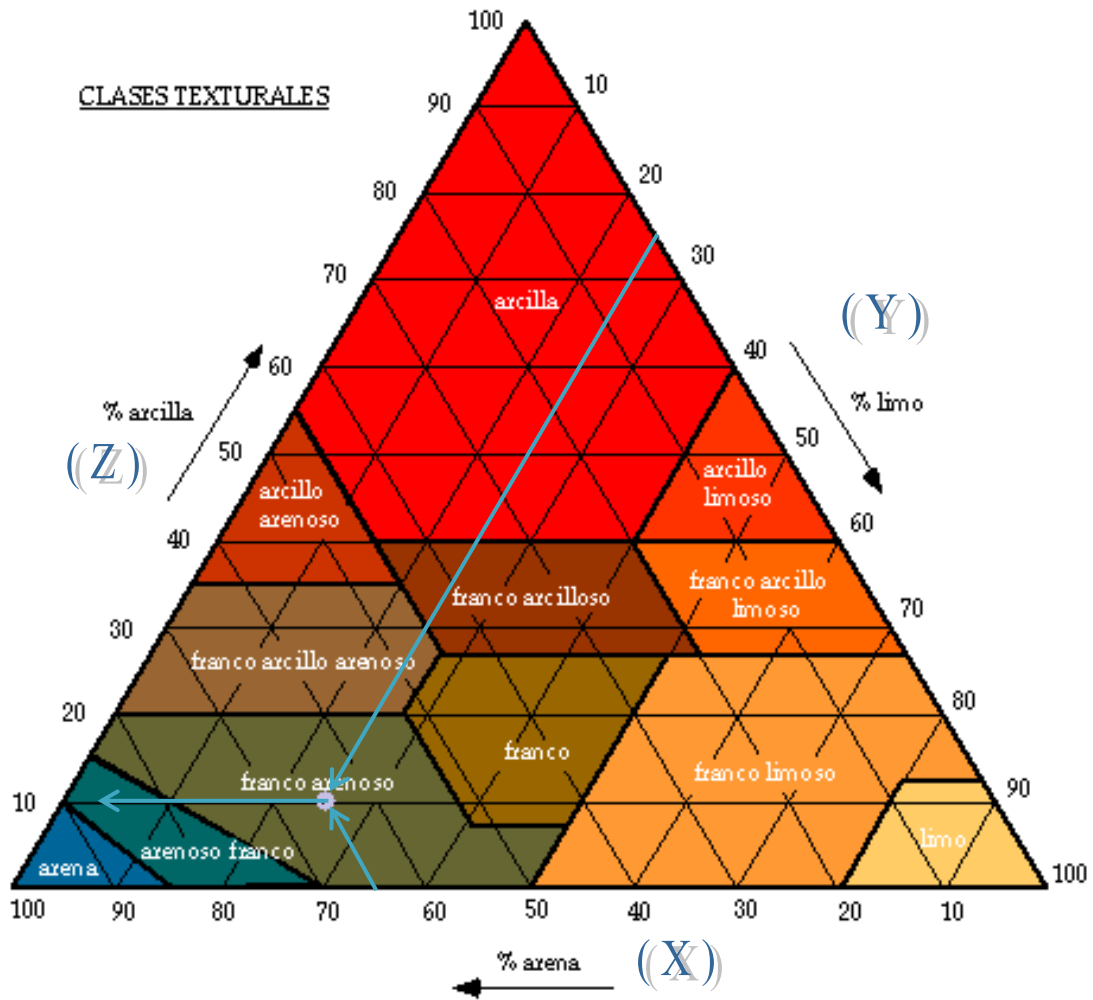


FIGURA 3.3. Triángulo de texturas del suelo.

3.4. Densidad y Porosidad.

La densidad de un material se define como el peso que tiene dicho material, por unidad de volumen. Dado que el suelo es un cuerpo poroso, se presentan dos tipos de densidades, la densidad real y densidad aparente (Buckman, 1969; Donahue, 1971; Jaramillo, 2002).

3.4.1. Densidad de Partícula o Real.

En la determinación de la densidad de partícula también llamada densidad real, sólo se consideran las partículas sólidas, por lo que la densidad de partícula es el



peso de la partículas sólidas del suelo, relacionado con el volumen que ocupan, sin tener en cuenta la organización del suelo, es decir, sin relacionar el espacio existente entre estas, por lo que sólo dependerá se la composición mineral del suelo y del contenido de otros solidos como la materia orgánica, entre otros. Para algunos suelos minerales su densidad fluctúa entre los 2.6 g/cm^3 como se muestra en la Tabla 3.3, donde se listan las densidades de diferentes minerales en el suelo (Buckman, 1969; Foth, 1990).

TABLA 3.3. Densidades de algunos minerales en el suelo (Jaramillo, 2002)

MATERIAL	DENSIDAD (g/cm^3)
Gibsita	2.30 -2.40
Montmorillonita	2.40
Ortoclasa	2.56
Illita	2.60
Cuarzo	2.60
Caolinita	2.60 – 2.63
Clorita	2.60 – 3.00
Plagioclasa	2.62 – 2.72
Calcita	2.80 – 2.90
Moscovita	2.80 – 2.90
Biotita	3.00 – 3.10
Homblenda	3.00 – 3.47
Olivino	3.27 – 3.37
Limonita	3.80
Siderita	3.83 – 3.88
Hematita	4.90 – 5.30
Magnetita	5.17 – 5.18



3.4.2 Densidad Aparente.

Es la densidad del suelo que se calcula teniendo en cuenta el espacio ocupado por los poros al cuantificar el volumen de la muestra de suelo, razón por la cual depende de la distribución que presente la fracción sólida del mismo y que es afectada por su textura, su estructura, el contenido de materia orgánica, su humedad (en especial en suelos con materiales expansivos) y grado de compactación. En términos prácticos, es la densidad que tiene la tierra fina del suelo, con la distribución que ésta posea (Buckman, 1969; Donahue, 1971; Jaramillo, 2002).

Para la determinación de la densidad aparente es necesario secar el suelo, y ésta se calcula con la siguiente expresión (Buckman, 1969; Donahue, 1971; Jaramillo, 2002):

$$D_A = \frac{\text{peso de suelo seco (g)}}{\text{volumen de suelo seco (cm}^3\text{)}}$$

Los suelos de textura arenosa o gruesa poseen una densidad aparente mayor con respecto a los suelos con textura fina, ya que éstos presentan una mayor cantidad de macroporos (Jaramillo, 2002).

3.4.3 Porosidad.

El porcentaje de espacio de poro en un suelo dependerá de la composición y el arreglo de la fracción sólida, es decir, la textura, del contenido de materia orgánica y de la estructura, por lo que la porosidad se estima en base a la densidad de partícula y la densidad aparente con la siguiente expresión (Buckman, 1969; Jaramillo, 2002)

$$\% P = \left(1 - \frac{\text{Densidad aparente}}{\text{Densidad de partícula}} \right) \times 100$$



Existen dos tipos de espacios porosos:

- Microporosidad ó Porosidad textural, está compuesta por el volumen de los poros más finos que contiene el suelo, de los cuales la mayor cantidad se encuentran en el interior de las partículas.
- Macroporosidad ó Porosidad estructural, es el volumen de poros grandes del suelo, los cuales se encuentran, en mayor proporción entre las partículas.

Cada uno de estos espacios porosos tiene una función específica, debido a que los macroporos son los responsables de la circulación del agua y del aire en el suelo, mientras que los microporos son lo que almacenan agua dentro del mismo (Jaramillo, 2002)

3.5 Propiedades Químicas del Suelo.

Como se mencionó con anterioridad, para conocer la clasificación textural de un suelo es necesario realizar un análisis mecánico del mismo, pero también es importante conocer las características químicas del suelo, aunque un análisis químico nos puede revelar pocas cosas es útil para conocer y predecir la capacidad de suministro de nutrientes y retención de agua y/o contaminantes.

De la misma forma que es necesario conocer las propiedades físicas de un suelo contaminado, también es muy importante conocer las propiedades químicas del mismo, puesto que estas dos propiedades son herramientas importantes para el momento de la predicción de los fenómenos de transporte que se presentan en un suelo contaminado. Estas propiedades resultan del proceso de formación y evolución del suelo, lo referente a la parte química de un suelo es el intercambio iónico y catiónico, solubilidad, pH, entre otros. Los procesos de intercambio



catiónico y anicónico resultan de las interacciones de la fase sólida y líquida del suelo, así como de la composición del mismo. Por otra parte, el pH juega un papel primordial en el suelo ya que determinará las reacciones que se pueden presentar en forma natural y en presencia de contaminantes (Seoánez, 1999; Doménech, 2006).

3.5.1 Rocas ígneas.

Con excepción del núcleo exterior líquido, la porción sólida restante del planeta tierra es básicamente una gran roca ígnea parcialmente cubierta por una capa delgada de rocas sedimentarias (Foth, 1990; Doménech, 2006; Tarbuck, 2009).

Las rocas ígneas se forman conforme se enfría y solidifica una roca fundida, cuando éste proceso se lleva a cabo en la superficie terrestre éstas se conocen como rocas extrusivas (*ex=fuera; tredere=empujar*), donde el material parental es el magma, cuando el material pierde su movilidad y no logra llegar a la superficie, el proceso de solidificación ocurre en la profundidad formando una roca ígnea a la cual se le conoce como intrusivas (*in=dentro; trudere=empujar*) la palabra ígnea proviene del vocablo *ignis = fuego* (Tarbuck, 2009).

Los magmas son materia completa o parcialmente fundido, este material consta de tres partes un componente líquido llamado fundido, constituido principalmente por iones de silicio y oxígeno que se combinan fácilmente para formar sílice (SiO_2), así como cantidades menores de aluminio, potasio, calcio, sodio, hierro y magnesio, los componentes sólidos son silicatos ya cristalizados desde el fundido pero no siempre existen, y el componente gaseoso lo forman principalmente el vapor de agua (H_2O_g), el dióxido de carbono (CO_2) y el dióxido de azufre (SO_2) (Buckman, 1969; Foth, 1990).



Conforme se enfría un magma, los iones del fundido empiezan a perder movilidad y a disponerse en estructuras cristalinas ordenadas, a éste proceso se le conoce como cristalización. Este fenómeno es complejo por lo que es posible clasificar a las rocas ígneas en función de su composición mineral y de las condiciones bajo las cuales se formaron. El ambiente durante la cristalización puede deducirse de manera aproximada del tamaño y la ordenación de los granos minerales una propiedad llamada textura, por lo que las rocas ígneas pueden clasificarse por textura y composición mineral (Tarbuck, 2009).

Cuando el término textura se aplica a una roca ígnea es para describir el aspecto general de la roca en función del tamaño, forma y ordenamiento de sus cristales. Para este último existen tres factores que la afectan y que contribuye para la textura de las rocas ígneas: 1) la velocidad a la que se enfría el magma; 2) la cantidad de sílice presente y, 3) la cantidad de gases disueltos en el magma; dentro de los cuales la velocidad de enfriamiento del magma es el factor dominante, pero tiene numerosas excepciones (Tarbuck, 2009).

Cuando el material fundido se enfría rápidamente no hay tiempo suficiente para que los iones se dispongan en una red cristalina. Las rocas que están formadas por iones desordenados son conocidas como *vidrios*. Por otro lado el enfriamiento lento promueve el crecimiento de grandes cristales lo contrario al enfriamiento rápido. Dando como resultado distintas texturas como se muestran en la Tabla 3.4 (Tarbuck, 2009).



TABLA 3.4 Tipos de textura de las rocas ígneas (Tarbuck, 2009).

Textura	Descripción
Afanítica (a=no; phaner=visible)	Son rocas ígneas que se forman en la superficie o como masas pequeñas dentro de la corteza, por lo que poseen una estructura de grano <i>muy fina</i> , estas se forman con el enfriamiento relativamente rápido
Fenerítica (de grano grueso)	Estas se generan cuando grandes masas de magma se solidifican lentamente muy por debajo de la superficie. Dado que estas rocas se forman en el interior de la superficie, solo se pueden observar una vez que afloran debido a la erosión que elimina el recubrimiento de lo que fue la cámara magmática.
Porfídica	Es cuando una gran masa de magma que se encuentra en la profundidad y necesita de decenas a centenares de años para solidificar, debido a que contiene diferentes minerales los cuales solidifican a distintas temperaturas y por lo mismo no lo hace a la misma velocidad, a esto se debe que la roca tenga una apariencia de poseer grandes cristales incrustados en un matriz de cristales más pequeña, a la masa de cristales grandes se les conoce como fenocristales, mientras que a la matriz de cristales pequeños se denomina pasta.
Vítrea	La generación de estas rocas se debe básicamente a que en las erupciones volcánicas la roca fundida sale proyectada hacia la atmósfera, lo que genera que se solidifique rápidamente por lo que ésta adquiere una apariencia vítrea. El magma granítico, que es rico en sílice, puede ser emitido como una masa extremadamente viscosa que acaba solidificando como un vidrio. Por lo contrario, el magma basáltico, que contiene poco sílice, forma lavas muy fluidas que, al enfriarse, suelen generar roca cristalinas de grano fino.
Piroclástica	Estas rocas ígneas se forman por la consolidación de fragmentos de rocas individuales que son emitidos durante erupciones volcánicas violentas, las partículas más comúnmente expulsadas pueden ser cenizas muy finas, gota fundidas o grandes bloques angulares arrancados de las paredes de la chimenea volcánica
Pegmatítica	Son rocas ígneas formadas por grano especialmente grueso, estas tienen lugar en la últimas etapas de la cristalización, cuando el agua y otros volátiles, como el cloro, el flúor y el azufre, forman un porcentaje inusualmente elevado del fundido, la mayor parte de su composición es parecida a la del granito, por lo que contienen cristales grandes de cuarzo, feldespato y moscovita



La composición de las rocas ígneas son los óxidos principalmente, tales como óxido de silicio y de aluminio, siendo estos el primer y segundo lugar de abundancia en los suelos, posteriormente se encuentra el hierro, seguido de cuatro elementos: calcio, magnesio, sodio y potasio (también en formando óxidos), la composición mineral de una roca ígnea concreta está determinada en última instancia por la composición química del magma a partir del cual cristaliza. El magma está compuesto fundamentalmente por ocho elementos químicos, los cuales son los principales constituyentes de los silicatos. El análisis químico demuestra que el oxígeno y el silicio (normalmente expresado como contenido en sílice $[\text{SiO}_2]$ de un magma) son los constituyentes mayoritarios de las rocas ígneas. Estos dos elementos, más los iones aluminio (Al), calcio (Ca), sodio (Na), potasio (K), magnesio (Mg), hierro (Fe) constituyen aproximadamente el 98% en peso de muchos magmas (Foth, 1990; Doménech, 2006; Tarbuck, 2009).

Conforme el magma se enfría y solidifica, esos elementos se combinan para formar dos grupos importantes de silicatos. Los silicatos *oscuros* (o ferromagnéticos) son minerales ricos en hierro y magnesio, o en ambos, y normalmente con bajo contenido de sílice. El olivino, el piroxeno, el anfíbol y la biotita son los constituyentes ferromagnesianos comunes de la corteza terrestre. Por el contrario, los silicatos claros contienen mayores cantidades de potasio, sodio y calcio que de hierro y magnesio. Entre los silicatos claros se encuentran el cuarzo, la moscovita y el grupo mineral más abundante, los feldespatos los cuales constituyen al menos el 40 % de la mayoría de las rocas ígneas. Mientras que un 10 % lo constituyen los silicatos oscuros como la biotita y anfíbol, en la Tabla 3.5 se ejemplifica la cantidad promedio de cada compuesto presente en un suelo dado.

**TABLA 3.5** Conformación promedio de un suelo (Foth, 1990)

	Promedio de rocas ígneas	Arcilla Colombiana (Costa Rica)
SiO₂	60	26
Al₂O₃	16	49
Fe₂O₃	7	20
TiO₂	1	3
MnO	0.1	0.4
CaO	5	0.3
MgO	4	0.7
K₂O	3	0.1
Na₂O	4	0.3
P₂O₅	0.3	0.4
SO₃	1	0.3
Total	100.5%	100.4%

Las diferentes texturas ígneas son consecuencia fundamentalmente de distintas velocidades de enfriamiento, mientras que la composición mineral lógica de una roca ígnea es consecuencia del contenido químico de su magma primario. Dos rocas pueden tener los mismos constituyentes minerales pero diferentes texturas y, por consiguiente, nombres diferentes que se enuncian en la Tabla 3.6.

**TABLA 3.6** Tipos de Rocas (Buckman,1969; Tarbuck,2009).

Rocas félsicas (graníticas)	
Granito	Es una roca ígnea fanerítica compuesta por alrededor del 25% de cuarzo y aproximadamente el 65% de feldespato, principalmente las variedades ricas en potasio y sodio. Otros constituyentes menores del granito son la moscovita y algunos silicatos oscuros, en particular la biotita y el anfíbol, aunque estos constituyen menos del 10% de la mayor parte de los granitos.
Riolita	El equivalente extrusivo del granito, compuesto principalmente por silicatos claros. La riolita es afanítica y contiene frecuentemente fragmentos vítreos y huecos que indican un rápido enfriamiento en un ambiente superficial.
Obsidiana	Es una roca vítrea que se forma cuando la lava rica en sílice se enfría rápidamente, lo que implica que los iones están desordenados, no están compuestas por minerales en el sentido estricto.
Pumita	Es una roca volcánica que, como la obsidiana, tiene textura vítrea. Normalmente asociada con la obsidiana, la pumita se forma cuando grandes cantidades de gases escapan a través de la lava para generar una masa gris y porosa. Puede encontrarse a menudo en la misma masa rocosa que la obsidiana, alternando en capas.
Rocas Intermedias (andesíticas)	
Andesita	Roca de color gris medio, de grano fino y de origen volcánico, esta roca muestra frecuentemente una textura porfídica, cuando este es el caso, los fenocristales suelen ser cristales claros y rectangulares de plagioclasa o cristales negros y alargados de anfíbol. Contiene pequeñas cantidades de cuarzo a diferencia del 25% que contiene la riolita.
Diorita	Equivalente intrusivo de la andesita, ya que es una roca intrusiva de grano grueso con aspecto similar al granito gris, pero no contiene cristales de cuarzo. La composición mineral es fundamentalmente plagioclasa rica en sodio y anfíbol, con cantidades pequeñas de biotita. Debido a que los granos de feldespato de color claro y los cristales de anfíbol oscuros parecen ser aproximadamente iguales en abundancia, tiene un aspecto de sal y pimienta.
Rocas máficas (basálticas)	
Basalto	Es una roca volcánica de grano fino y de color verde oscuro a negro, compuesta fundamentalmente por piroxeno, plagioclasa rica en calcio con cantidades menores de olivino y anfíbol. El basalto es la roca ígnea extrusiva más común.
Gabro	Equivalente intrusivo del basalto, es de color verde muy oscuro a negro, compuesto fundamentalmente de piroxeno y de plagioclasa rica en calcio, aunque este no es un constituyente común de la corteza continental indudablemente constituye un porcentaje significativo de la corteza oceánica.
Rocas Piroclásticas	
Compuestas por fragmentos expulsados durante una erupción volcánica, la más común es la denominada toba, compuesta de diminutos fragmentos del tamaño de cenizas que se cementaron después de su caída. En situaciones donde las partículas de cenizas permanecieron lo suficientemente calientes como para fundirse, se denomina toba soldada, son partículas de tamaño mayor que la ceniza conocida como brechas volcánicas. Los términos toba y brecha volcánica no indican composición mineral.	

Como se mencionó anteriormente, el suelo se compone de distintos minerales, materia orgánica, etc. Por lo que el suelo se puede convertir en compuestos solubles, que combinado con otros fenómenos naturales o causados por el



hombre afectan las propiedades químicas del suelo, por ejemplo, el contenido mineral, el pH, entre otras.

3.5.2 pH

El pH es una propiedad química muy importante en los suelos, puesto que este determinará el comportamiento y la evolución tanto de los componentes químicos como de contaminantes presentes en el mismo.

El pH se define como (Seoáñez, 1999):

$$pH = \log \frac{1}{[H^+]}$$

Por lo que al variar el pH en una unidad, la concentración de hidrógeno (H^+) variará en 10 unidades. Si el pH asciende hasta 14 se dice que el suelo será alcalino, mientras que si desciende será cada vez más ácido; siguiendo este principio los suelos alcalinos se presentan comúnmente en zonas áridas, mientras que en zonas húmedas se presentan suelos ácidos (Doménech, Peral , 2006).

El pH de un suelo se mide en una suspensión de suelo en agua o en soluciones salinas, casi siempre en relación volumétrica 1:1, pero cuando el suelo tiene gran contenido de materia orgánica, se utilizan otras relaciones volumétricas para su determinación, para el caso de agua 1:2 o 1:5 (Seoáñez, 1999)

En 1993 Soil Survey Division Staff estableció una clasificación de suelo según su pH en solución acuosa, haciendo una comparación con los valores determinados por Fassbender (1982) como se muestra en la Tabla 3.5 (Jaramillo, 2002).



TABLA 3.7 Clasificación del suelo por su pH utilizando agua y KCl (Jaramillo, 2002).

pH Determinado en agua a 1:1		pH Determinado en KCl 1:1 P:V	
Valor	Calificación*	Valor	Calificación**
< 3.5	Ultra ácido	< 4.0	Extremadamente ácido
3.5 – 4.4	Extremadamente ácido	4.0 – 4.9	Fuertemente ácido
4.5 – 5.0	Muy fuertemente ácido	5.0 – 5.9	Moderadamente ácido
5.1 – 5.5	Fuertemente ácido	6.0 6.9	Ligeramente ácido
5.6 – 6.0	Moderadamente ácido	7.0	Neutro
6.1 – 6.5	Ligeramente ácido	7.1 – 8.0	Ligeramente alcalino
6.6 – 7.3	Neutro	8.1 – 9.0	Moderadamente alcalino
7.4 – 7.8	Ligeramente alcalino	9.1 – 10.0	Fuertemente alcalino
7.9 – 8.4	Moderadamente alcalino	>10.1	Extremadamente alcalino
8.5 – 9.0	Fuertemente alcalino		
>9.0	Muy fuertemente alcalino		

*Según Soil Survey Division Sstaff **Según Fassbender

De manera más general el pH del suelo, se pueden agrupar en tres categorías: suelos ácidos que son los que poseen $\text{pH} < 6.5$, suelos neutros que son lo que presentan $6.5 < \text{pH} < 7.3$ y por último los suelos básicos que tienen valores de $\text{pH} > 7.3$

3.5.3 Intercambio catiónico.

El intercambio catiónico es una de las propiedades más importantes del suelo y tiene influencia sobre una gran cantidad de sus características, un ejemplo de ello es que los cationes cambiables influyen en la estructura, la actividad biológica, régimen hídrico y gaseoso, reacciones, entre otros (Buckman, 1969).



El intercambio catiónico, es la medida de la capacidad que posee un suelo de adsorber cationes y es equivalente a la carga negativa del suelo. Esta propiedad es la que define la cantidad de sitios disponibles para almacenar los cationes en el suelo. Los cationes que son sometidos a esta retención quedan protegidos contra los procesos que pueden evacuarlos del suelo, como la lixiviación, evitando así que se pierdan nutrientes. Además, como la retención se hace superficialmente obedeciendo a diferencias de carga electrostática, los cationes adsorbidos pueden ser intercambiados por otros de la solución del suelo, convirtiéndose en cationes intercambiables (Buckman, 1969; Foth, 1990).

El intercambio catiónico, son los procesos reversibles por los cuales las partículas sólidas del suelo absorben iones de la fase acuosa, desadsorben al mismo tiempo cantidades equivalentes de otros cationes y establecen un equilibrio entre ambas fases. Los cationes que pueden intercambiarse en el suelo son principalmente Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Al^{3+} , Fe^{3+} , Mn^{2+} e H^+ . La suma de los cationes Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+ se denominan bases intercambiables, y Al^{3+} , Fe^{3+} , Mn^{2+} e H^+ son los ácidos intercambiables, y a la suma de las bases y los ácidos se le denomina intercambio catiónico (Jaramillo, 2002; Donahue, 1971).

La capacidad de intercambio catiónico se expresa en **meq/100 s de suelo** y depende de la calidad y tipo de coloides que tiene, en la tabla 3.6 se ejemplifica la capacidad de intercambio catiónico de algunos materiales.

**TABLA 3.8** Factor de Capacidad de Cambio para algunos materiales según Fassbender (1975).

Mineral	Capacidad de cambio (meq/100 g)
Caoilinita	3 – 15
Haloisita	5 – 10
Montmorilonita	80 – 120
Vermiculita	100 – 150
Glauconita	5 – 40
Ilita	20 – 50
Clorita	10 – 40
Alófana	< 100
Opalo	11 – 34
Óxido Fe amorfo	10 – 25
Materia orgánica	100 – 250

3.5.4 Capacidad de Intercambio Iónico.

La Capacidad de intercambio iónico es la medida de la capacidad que posee un suelo para adsorber aniones intercambiables y es equivalente a la carga positiva del mismo. Este tipo de intercambio es importante en el suelo porque afecta algunos nutrientes para las plantas que se presentan en forma aniónica como son NO_3^- , SO_4^{2-} , HPO_4^{2-} , H_2BO_3^- y MoO_4^{2-} , se establece que los procesos de intercambio aniónico son muy importantes en problemas de contaminación de suelos, puesto que algunos plaguicidas, como el 2,4,5-T y el 2,4-D, así como algunos metales pesados como el Cr VI y el As, se presentan en formas aniónicas en el suelo (Doménech, Peral, 2006).

Esta propiedad también se ve afectada por el pH del medio, aunque en este caso el incremento de carga positiva depende de la disminución del pH: mientras mayor



es la acidez del suelo es mayor la cantidad de un determinado anión que es retenida por él (Pierzynski, 1994).

Los aniones que mejor se ajustan al concepto de intercambio originado en cargas electrostáticas en el suelo son: Cl^- , NO_3^- y SO_4^{2-} , otros aniones importantes en el suelo, como los fosfatos, están sometidos a procesos de retención específica, en la cual las reacciones de intercambio se producen en el interior de los cristales; uno de los efectos más conocidos de la retención específica en suelos es la fijación (retención en forma no intercambiable y por lo tanto no disponibles para la planta) de fósforo que se presenta en muchos de ellos, sobre todo cuando son ácidos y presentan alta actividad de Al^{3+} y de Fe^{3+} (Jaramillo, 2002; Donahue, 1971).

En general, el intercambio iónico es una propiedad muy importante ya que según sea el tipo de contaminante presente en el suelo; estos cationes y aniones de cambio darán lugar a otros compuestos de mayor, menor o igual toxicidad y peligrosidad para los seres vivos y el desarrollo del suelo. Este proceso en conjunto con los distintos tipos de mecanismos de transporte serán los responsables del destino final de los contaminantes en el suelo (Carney, 1993).



CAPÍTULO IV. MECANISMOS DE TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EN MEDIO POROSO

4.1 Trascendencia del Transporte de Contaminantes.

Para establecer una metodología para el balance de masa en suelos contaminados, es necesario tener conocimiento de los mecanismos de transporte que se efectúan en el suelo y algunas veces en el agua.

Los contaminantes en el suelo pueden presentar diferentes formas o fases, donde la mayor influencia para el transporte de los mismos son las características del suelo, es decir, la cantidad de materia orgánica, la textura, la porosidad, la existencia de un nivel freático, composición, entre otras. Puesto que de estas depende si él o los contaminantes se muevan con mayor facilidad o exista un grado de retención, por ejemplo, el transporte de un contaminante se ve favorecido en suelos compuestos de granos gruesos como las arenas, gravas, rocas porosas, entre otros, cuya principal característica es tener un espacio de poro relativamente grande (Hernández, 2010).

Dadas las características del suelo serán los efectos que pueden presentarse entre éste y el contaminante, cuando el contaminante se ve limitado en su movilidad se hace referencia a la volatilización y/o adsorción, por otro lado cuando la movilidad del mismo es favorecida a tal punto de llegar hasta un nivel freático se dice que existe disolución o dispersión y por último se puede ver afectado por reacciones químicas al entrar en contacto con los minerales (Schnoor, 1996; Yaron, 1996).

Una vez que él o los contaminantes se encuentran en el suelo, éstos se redistribuyen en el perfil del mismo, ya sea como soluto y/o líquidos, o en forma gaseosa, donde dicha redistribución será controlada como ya se mencionó por las características del suelo, pero también y no por eso menos importante por las propiedades del contaminante (éste puede ser orgánico o inorgánico). En esta



redistribución se dice que intervienen tres tipos de procesos: hidrodinámicos, físico-químicos y bióticos, dentro de los cuales los mecanismos de transporte más importantes son la volatilización, advección, dispersión, difusión y sorción (Schnoor, 1996; Yaron, 1996; LaGrega, 2001).

Antes de comenzar con la definición y el desarrollo de los distintos tipos de mecanismos de transporte, es necesario mencionar algunos conceptos que se verán relacionados en dichos mecanismos.

Cuando varios fluidos inmiscibles circulan por un medio poroso, cada uno de ellos lo hace por una parte de la sección de los poros que atraviesan, puesto que la sección del poro ha de ser compartida por los fluidos circulantes. Este transporte o movimiento depende de las propiedades del medio y del fluido, tales como distribución de tamaño y forma de las partículas, tortuosidad de los canales, superficie específica y porosidad del medio, conductividad hidráulica, permeabilidad, estas características están relacionadas a la geometría del medio poroso y, como propiedades importantes del fluido, la densidad y la viscosidad (Oyatzún, 2007; Liu, 2001; Baptista, 2010).

La conductividad hidráulica, para cada fluido se determina (LaGrega, 2001; Baptista, 2010):

$$K = K_0 \cdot \frac{\gamma}{\mu} \quad \text{ec. (1)}$$

Dónde:

K es la conductividad hidráulica (LT^{-1})

K_0 es la permeabilidad intrínseca que depende de la sección por la que circula el fluido (L^2).

μ es la viscosidad del fluido ($ML^{-1}T^{-1}$)

γ es el peso específico del fluido o densidad de masa ($MT^{-2}L^{-2}$)

El peso específico se determina con la ecuación (2)



$$\gamma = P/V = \rho \cdot g \quad \text{ec. (2)}$$

Para los diferentes tipos de suelo se establecieron valores de conductividad hidráulica, los cuales se citan en la Tabla 4.1.

Tabla 4.1 Valores estimados de la conductividad hidráulica (m/día). (Sanders, 1998)

		Domenico	Smith & W	Freeze	Fetter	Sanders
Sedimentos	Grava	25 a 2500	100 a 10 ⁵	100 a 10 ⁵	10 a 1000	
	Grava con arena					
	Arena gruesa	0,1 a 500	0,01 a 1000	1 a 1000	1 a 100	1 a 100
	Arena media	0,1 a 50				
	Arena fina	0,02 a 20			0,01 a 1	0,01 a 1
	Arena arcillosa			0,01 a 100	0,001 a 0,1	
	Silt, loess	10 ⁻⁴ a 2	10 ⁻⁴ a 1	10 ⁻⁴ a 1	0,001 a 0,1	10 ⁻⁴ a 1
	Arcilla	10 ⁻⁶ a 4*10 ⁻⁴	10 ⁻⁷ a 10 ⁻³		10 ⁻⁵ a 10 ⁻³	10 ⁻⁶ a 10 ⁻³
Arcilla marina inalterada	10 ⁻⁷ a 2*10 ⁻⁴		10 ⁻¹¹ a 10 ⁻⁷			
Rocas Sedimentarias	Calizas carstificadas	0,1 a 2000	0,05 a 0,5	0,1 a 1000		0,1 a 10 ⁷
	Calizas, dolomías	10 ⁻⁴ a 0,5	0,001 a 0,5	10 ⁻⁴ a 1		10 ⁻⁴ a 1
	Areniscas	3*10 ⁻⁵ a 0,5	10 ⁻⁵ a 1	10 ⁻⁵ a 1		
	Argilitas (siltstone)	10 ⁻⁵ a 0,001				
	Pizarras sedimentarias (Shale) intactas	10 ⁻⁵ a 2*10 ⁻⁴	10 ⁻³ a 10 ⁻⁴	10 ⁻⁴ a 10 ⁻³		10 ⁻⁴ a 10 ⁻³
	Pizarras sed. (Shale) fracturadas/alteradas		10 ⁻⁴ a 1			
Rocas cristalinas	Basalto inalterado, sin fracturar		10 ⁻⁵ a 10 ⁻³			10 ⁻⁵ a 10 ⁻³
	Basalto fracturado/vesicular cuaternario		10 a 1000			0,1 a 10 ⁶
	Escorias basálticas		0,001 a 1000			
	Basalto permeable	0,03 a 2000		0,02 a 1000		
	Rocas ígneas y metamórficas sin fracturar	10 ⁻⁹ a 10 ⁻⁵	10 ⁻⁹ a 10 ⁻⁵	10 ⁻⁹ a 10 ⁻⁵		10 ⁻⁹ a 10 ⁻⁵
	Rocas ígneas y metamórficas fracturadas	0,001 a 25	10 ⁻⁵ a 1	0,0005 a 20		10 ⁻⁵ a 1
	Granito alterado	0,3 a 5				
	Gabro alterado	0,05 a 0,3				



La viscosidad, es propiedad de un fluido que tiende a oponerse a su flujo cuando se le aplica una fuerza. Los fluidos de alta viscosidad presentan una cierta resistencia a fluir; los de baja viscosidad fluyen con facilidad. La fuerza con la que una capa de fluido en movimiento arrastra consigo a las capas adyacentes de fluido determina su viscosidad.

La permeabilidad, es la capacidad de un material para que un fluido lo atraviese sin alterar su estructura interna, se dice que un material es permeable si deja pasar a través de él una cantidad apreciable de fluido en un tiempo dado, e impermeable si la cantidad de fluido es despreciable. La velocidad con la que el fluido atraviesa el material depende de tres factores básicos: la porosidad, la densidad del fluido considerado y la presión a que está sometido el fluido. La permeabilidad intrínseca de cualquier material poroso, se determina a partir de la ecuación de Darcy (ec 3) ya sea directamente de la Ley de Darcy o estimándola de tablas empíricas derivadas de ella, donde la permeabilidad es una parte de la constante proporcional en la Ley de Darcy, que se relaciona con las diferencias de la velocidad del fluido y sus propiedades físicas, es necesario hacer mención que la permeabilidad intrínseca es una función de la porosidad y no del fluido (Yaron, 1996, Schoor, 1996).

$$K_i = C \cdot d^2 \quad \text{ec. (3)}$$

Dónde:

K_i es la permeabilidad intrínseca (L^2).

C es constante adimensional relacionada con la configuración del fluido.

d es el diámetro promedio de los poros del material (L).

Ley de Darcy

La ec. (4) resultado de un experimento para medios porosos saturados en el que se dice que la velocidad de Darcy V_D , es una función lineal del gradiente de la presión (LaGrega, 2001).



$$Q = -K \cdot A \cdot \left(\frac{DH}{DL}\right) = -K \cdot A \cdot i \quad \text{ec. (4)}$$

Dónde:

Q es el caudal (L^3T^{-1})

K conductividad hidráulica (constante de proporcionalidad)(LT^{-1})

A el área de la sección transversal al flujo (L^2)

DH la variación de potencial hidráulico a través del medio (L)

DL la distancia a través del medio, medida en la dirección del flujo (L)

i el gradiente hidráulico (DH/DL) (adimensional)

Dividiendo el caudal obtenido a partir de la ecuación de la Ley de Darcy por el área de la sección transversal de flujo, se obtiene la velocidad de Darcy V_D .

$$V_D = \frac{Q}{A} = -K \cdot \frac{DH}{DL} = -K \cdot i \quad \text{ec. (5)}$$

Sin embargo, esta velocidad no es la velocidad real a la que el agua se mueve a través de los poros. Para obtener la velocidad real del agua se debe considerar el área “liquida” para el flujo.

$$V_s = \frac{V_D}{q} \quad \text{ec. (6)}$$

Para un flujo saturado el contenido volumétrico del agua es igual a la porosidad total

$$V_s = -\left(\frac{K}{a}\right) \cdot \left(\frac{DH}{DL}\right) = -\frac{K \cdot i}{a}$$

Para el flujo no saturado, la velocidad de drenaje es

$$V_s = -\left(\frac{K}{q}\right) \cdot \left(\frac{DH}{DL}\right) = -\frac{K \cdot i}{q}$$

4.2 Advección.

El transporte de contaminantes en los distintos estratos del suelo se da en respuesta a los gradientes hidráulicos (Schnoor, 1996; Yaron, 1996). Este proceso



se debe al movimiento del fluido, ya sea aire o agua (convección, término similar, asociado al movimiento vertical de advección debido a diferencias de densidad). Luego un elemento químico presente en el aire o en el agua será pasivamente llevado por este movimiento advectivo de masas (Yaron, 1996; LaGrega, 2001).

El movimiento advectivo es descrito matemáticamente por la dirección y la magnitud de su velocidad, dado que a pesar de la ocurrencia de dispersión, el centro de masa del elemento químico que es transportado por advección, se mueve a la velocidad promedio del fluido, siempre y cuando no se produzca adsorción y retardo (que serán tratados más adelante).

La tasa a la cual un contaminante químico es transportado por unidad de área (perpendicular a la dirección del movimiento), se expresa generalmente en términos de densidad de flujo (J) de acuerdo a la siguiente expresión (Oyatzún, 2007; Liu, 2001; Baptista, 2010).

$$J = C \cdot v \quad \text{ec. (7)}$$

Dónde:

J es la densidad de flujo ($\text{ML}^{-2}\text{T}^{-1}$)

C es la concentración del químico (ML^{-3})

v es la velocidad del fluido (LT^{-1}).

En éste proceso, el soluto es transportado por imposición externa, no existiendo un gradiente de actividad química, es decir, la concentración es constante. La fuerza impulsora para el flujo de los iones, será la misma que impulsa el agua, es decir, el gradiente hidráulico, bajo estas condiciones el flujo del contaminante puede ser descrito por la ecuación de Darcy (Yaron, 1996; Baptista, 2010).

4.3 Dispersión Hidrodinámica.

La dispersión hidrodinámica constituye un proceso de mezcla irreversible. A escala microscópica, la dispersión es causada por:



- Fuerzas externas actuando sobre el fluido.
- Variaciones macroscópicas en la geometría de los poros.
- Difusión molecular a lo largo del gradiente de concentración del soluto.
- Variaciones en las propiedades del fluido, tales como densidad y viscosidad.

En este segundo mecanismo de transporte de contaminantes, el elemento químico se mueve desde un lugar donde la concentración de éste es relativamente alta hacia otro donde es menor, por efecto de un movimiento aleatorio de las moléculas (difusión molecular), a un movimiento aleatorio del aire o agua que acarrea al elemento químico (dispersión turbulenta o mecánica) o por una combinación de ambos. La dispersión hidrodinámica puede ser matemáticamente expresada como la suma de los procesos dispersivos: dispersión mecánica (D_m) y difusión molecular (D^*) (Oyatzún, 2007; Yaron, 1996; Baptista, 2010).

$$D = D_m + D^* \quad \text{ec. (8)}$$

4.3.1 Difusión molecular.

La difusión molecular es la mezcla de sustancias disueltas, debido al paso aleatorio de moléculas dentro del líquido. Es causada por la energía cinética del movimiento molecular vibracional, rotacional, y de translación. En esencia, la difusión molecular corresponde a un aumento en la entropía, mediante el cual las sustancias disueltas se mueven de las regiones de alta concentración a las regiones de baja concentración de acuerdo a las leyes de Fick. Se trata de un fenómeno extremadamente lento, de manera que se llevaría a cabo en el orden de 10 días para 1 mgL^{-1} de sustancia disuelta para poder difundirse a través de una columna de 10 cm de agua a una concentración de 10 mgL^{-1} (Schnoor, 1996; Yaron, 1996).



En 1855, Fick publicó su Primera Ley de difusión basándose en el movimiento de productos químicos a través de fluidos en condiciones estacionarias. Reconoció la analogía con la ley de Fourier para la conducción del calor. La difusión molecular es el resultado del movimiento de traslación, vibración y rotación a través de un fluido como en este caso el agua, energéticamente es una reacción espontánea y resulta en un incremento de entropía. Fick determinó que la transferencia de masa por difusión era proporcional al área transversal y el gradiente de concentración (Schnoor, 1996; Yaron, 1996).

$$J_m \propto A \frac{dC}{dx} \quad \text{ec. (9)}$$

Dónde:

J_m es el flux de masa debido a la difusión molecular (MT^{-1})

A es el área transversal (L^2)

dC/dx es el gradiente de concentración ($ML^{-3}L^{-1}$)

A esta ecuación le hacía falta una constante de proporcionalidad, por lo que se le añade el coeficiente de difusión molecular, obteniéndose la ecuación de la Primera Ley de Fick.

$$F_m = -D \frac{dC}{dx} \quad \text{ec. (10)}$$

Dónde:

D es el coeficiente de difusión molecular (L^2T^{-1})

F es el flux de masa en el área ($ML^{-2}T^{-1}$)

dC/dx es el gradiente de concentración ($ML^{-3}L^{-1}$)

El signo negativo a la izquierda de la ecuación es necesario para convertir un gradiente de concentración negativa en un flux positivo en dirección x por convección matemática (la constante de proporcionalidad D , tiene como unidades L^2T^{-1} , esto para obtener una tasa de flux de masa en unidades de masa por tiempo. El coeficiente molecular es una propiedad fundamental de la química y los



disolventes para el caso específico del agua. En la naturaleza se puede presentar el transporte de compuestos a través de capas finas e interfaces (agua-aire, sedimentos-agua, partículas agua) o en sedimentos en agua intersticial en reposo (Schnoor, 1996; Yaron, 1996).

Por lo general, la difusión en un suelo es mucho menor que en agua, ya que en el medio poroso los iones siguen rutas de difusión más largas debido a la presencia de partículas, por lo que la difusión molecular se obtiene a partir de la ecuación (11) (Oyatzún, 2007; Yaron, 1996; Baptista, 2010):

$$D^* = \omega D \quad \text{ec. (11)}$$

Donde ω es el coeficiente empírico que hace referencia a la tortuosidad.

4.3.2 Dispersión.

A veces el movimiento del fluido no es enteramente aleatorio, si no que posee un patrón discernible pero complejo de caracterizar. Además, la velocidad de movimiento del fluido es relativamente baja, por lo que no se produce un efecto de remolino que caracteriza la difusión turbulenta. En un caso típico de las aguas subterráneas, el agua sigue un camino tortuoso alrededor de las partículas del suelo en la medida que se traslada desde un punto a otro, como se muestra en la figura 4.1 lo que provoca una mezcla del punto de mayor concentración al de menor) (Schnoor, 1996; Yaron, 1996; LaGrega, 2001):

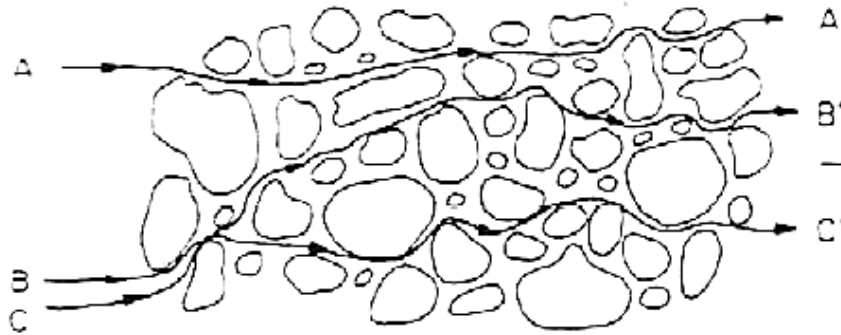


Figura 4.1. Transporte por dispersión según el flujo de agua en un medio poroso como el suelo (Schnoor, 1996).

Este proceso de transporte se denomina dispersión, la cual es la interacción de la difusión turbulenta con gradientes de velocidad causados por las fuerzas cortantes en el cuerpo de agua provocando un grado mayor de mezcla. El transporte de sustancias tóxicas en arroyos y ríos es regido principalmente por la advección, el transporte en los lagos y estuarios es a menudo controlada por la dispersión, los gradientes de velocidad son causados por los esfuerzos cortantes en los límites del cuerpo de agua, tales como perfiles verticales debido al viento cortante en la interface aire-agua y los perfiles laterales y verticales debido a los esfuerzos cortantes en las interfaces sedimentos-agua y banco-agua. Los gradientes de velocidad también se pueden desarrollar dentro del cuerpo de agua debido a la morfología y la sinuosidad o serpenteo de los ríos. El transporte neto de masa es análogo al causado por la difusión turbulenta, por lo que se dice que es un fenómeno expresado por la primera ley de Fick. La diferencia sólo es que D se conoce ahora como coeficiente de dispersión mecánica L^2T^{-1} , éste coeficiente puede ser determinado como (Schnoor, 1996; Yaron, 1996):

$$D_m = \alpha^* V \quad \text{ec. (12)}$$

Donde

α^* es la dispersividad del acuífero (L)

V es la velocidad del flujo (LT^{-1})



Por lo tanto el coeficiente de dispersión hidrodinámica se puede calcular sustituyendo la ec. (12) en la ec. (8), obteniendo así la ecuación (13)

$$D = (\alpha \cdot V) + D^* \quad \text{ec. (13)}$$

$$D = D_m + D^* \quad \text{ec. (8)}$$

4.4 Retardo y Sorción.

La retención de contaminantes en el suelo muchas veces se debe al fenómeno de sorción, la cual se presenta sobre y dentro de la fase sólida del suelo, los contaminantes que pueden ser retenidos en este fenómeno son los que se pueden presentar directamente como solutos, líquidos inmiscibles, partículas suspendidas, gases en fase acuosa, entre otros. La retención de contaminantes es controlada por las propiedades físicas y fisicoquímicas de la fase sólida del suelo, y también de los factores ambientales como se mencionó en el capítulo III, al conjunto de estos procesos se les conoce como fenómeno de *Retardo*, considerado así porque la movilidad del contaminantes se ve limitada, destacando que los contaminantes inmovilizados no son transformados y en la mayoría de las veces es reversible (Oyatzún, 2007; Baptista, 2010; Hern, 1989).

El retardo es un proceso dependiente en su totalidad de las propiedades fisicoquímicas del suelo y se calcula con la ecuación (14), en la cual se determina un factor de retardo el cual contempla los fenómenos de sorción, atenuación, ampliación de movilidad, entre otros (Oyatzún, 2007; Yaron, 1996; Baptista, 2010):

$$R = 1 + \left(\frac{1-n}{n}\right) \rho_a K_d \quad \text{ec. (14)}$$

Dónde:

n es la porosidad del suelo (adimensional)

ρ_a es la densidad aparente del suelo (ML^{-3})

K_d es el coeficiente de distribución (adimensional)



Donde K_d es descrito para el caso de un medio saturado mediante una isoterma de adsorción lineal, la cual relaciona la concentración de la sustancia presente en el agua subterránea y la masa del contaminante sorbido por el medio poroso, teniendo en cuenta que cuanto mayor sea la cantidad de materia orgánica presente en el medio, mayor será la capacidad de adsorción del mismo. La determinación de K_d se hace con la ecuación (15) (Schnoor, 1996; Yaron, 1996; LaGrega, 2001:

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc} \quad \text{ec. (15)}$$

Dónde:

f_{oc} es la fracción de carbono orgánico del medio poroso (se determina a partir de un análisis del suelo)

K_{oc} es el coeficiente de partición del carbono orgánico para un compuesto orgánico particular, la cual se puede determinar con la ecuación (16).

$$K_{oc} = 0.63 \cdot K_{ow} \quad \text{ec. (16)}$$

Donde K_{ow} es el coeficiente de partición octanol-agua para algún químico reportado en la literatura. La Tabla 4.2 ilustra algunos valores de éste coeficiente.



Tabla 4.2 Constantes de sorción de suelo estimadas para algunos componentes de gasolinas. (Lyman, 1992).

Componente de Gasolina	Log K_{ow} ^a	Solubilidad ^b en agua a 25°C (mg/L)	Constantes de sorción del suelo, K_{oc} (L/Kg) ^d	
			Estimados de:	
			K_{ow}	S
n-Butano	2.89	61.4	490	240
Isobutano	2.76	48.9	420	270
n-Pentano	3.39	41.2	910	320
Isopentano	3.37	48.5	880	300
1-Pentano	2.84	148	460	180
n-Hexeno	4.00	12.5	1900	600
1-Hexeno	3.39	50	910	320
2-Metilpentano	3.80	14.2	1500	560
Ciclohexano	3.44	59.7	960	290
Benceno	2.13	1780	190	62
n-Heptano	4.66	2.68	4300	1300
2-Metilhexano	4.41	2.54	3200	1300
Metilciclohexano	3.97	15	1800	580
Tolueno	2.69	537	380	110
n-Octano	5.18	0.66	8200	2600
2,4-Dimetilhexano	8.42	1.5 ^c	5200	1800
Etilbenceno	3.15	167	680	200
m-Xileno	3.20	162	720	210
2,2,4-Trimetilhexano	5.23	0.8 ^c	8700	2500
1,3,5-Trimetilhexano	3.42	72.6	940	320
2,2,5,5-Tetrametilhexano	5.64	0.13 ^c	14000	5900
1,4-Dietilbenceno	4.35	15 ^c	2900	670
Dodecano	7.12	0.005	88000	28000

Sin considerar aditivos.

a. Leo (1983) .

b Mackay and Shiu (1981), excepto cuando se indique.

c. Estimado por Lyman (1987).

d. Basados en datos experimentalmente limitados, los valores estimados de solubilidad se consideran más confiables.

Cuando un líquido, gas o vapor entra en contacto con una superficie sólida limpia, parte del mismo se une a la superficie en forma de una capa. Al sólido generalmente se le llama *adsorbente* y al compuesto en contacto *adsorbato*. También puede ocurrir que tenga lugar una adsorción uniforme al seno del sólido y como no siempre se puede distinguir experimentalmente la absorción y la adsorción, se utiliza comúnmente el término de sorción para describir el fenómeno



general de la toma de gases por sólidos (Yaron, 1996; Shaw, 1977; LaGrega, 2001).

El fenómeno de adsorción se puede dividir en dos tipos, fisisorción que se presenta cuando en dicho fenómeno intervienen fuerzas del tipo de Van der Waals principalmente, mientras que en la quimisorción intervienen las fuerzas derivadas de un enlace químico como lo son las fuerzas electrostáticas (Shaw, 1977).

Los procesos de atenuación a diferencia del fenómeno de retardo funcionan como extractor de contaminantes, ejemplos de esto es la volatilización, ya que en este fenómeno el contaminante pasa de un medio a otro (de medio poroso a la atmósfera) y el proceso en que la estructura molecular de una sustancia es transformada mediante reacciones de oxidación-reducción (que se tratarán posteriormente) (Shaw, 1977).

Como se mencionó, existen procesos que aumentan la movilidad de un contaminante dichos procesos ocurren cuando existe dilución de sustancias orgánicas y cuando se forman complejos de iones metálicos.

Dependiendo de la naturaleza del contaminante y de las propiedades fisicoquímicas del medio poroso se puede determinar cuál de estos procesos de sorción se presenta, ya sea de manera individual o cómo en realidad sucede de manera simultánea (Baptista, 2010).

Algunos autores como (Schnoor, 1996), mencionan que el suelo tiene una capacidad de retención para algunas sustancias, donde para suelos que poseen alta permeabilidad como las *arenas* presentan una capacidad de retención de entre $3 - 5 \text{ L m}^{-3}$, mientras que para suelos con baja permeabilidad como *limos* o *arcillas* la capacidad de retención está en el rango de entre $30 - 50 \text{ L m}^{-3}$, en la Tabla 4.3 se muestran algunos valores de permeabilidad para algunos materiales



y en la Tabla 4.4 se muestra un ejemplo de la capacidad de retención de distintos suelos para el keroseno.

Tabla 4.3 Parámetros hidrogeológicos para materiales y acuíferos. (Schnoor, 1996).

Material	Porosidad $n\%$	Conductividad hidráulica K (cm s^{-1})	Permeabilidad k (cm^2)
Grava	25 – 35	1 – 100	$10^{-5} - 10^{-3}$
Arena	30 – 45	$10^{-4} - 10^{-4}$	$10^{-9} - 10^{-6}$
Limo	35 – 45	$10^{-6} - 10^{-4}$	$10^{-11} - 10^{-9}$
Arcilla	40 – 55	$10^{-9} - 10^{-6}$	$10^{-14} - 10^{-11}$
Piedra caliza Karst	15 – 40	$10^{-4} - 10^{-1}$	$10^{-8} - 10^{-6}$
Piedra caliza, no karst	5 – 15	$10^{-6} - 10^{-4}$	$10^{-11} - 10^{-9}$
Arenisca	10 – 25	$10^{-7} - 10^{-4}$	$10^{-12} - 10^{-9}$
Roca cristalina (frac)	1 – 10	$10^{-6} - 10^{-4}$	$10^{-11} - 10^{-9}$
Roca cristalina (no frac)	0 – 2	$10^{-11} - 10^{-9}$	$10^{-16} - 10^{-14}$

Tabla 4.4 Capacidad de retención para keroseno en suelos no saturados. (Testa, 1991).

Tipo de suelo	Capacidad de retención (L/m^3)
Piedra, arena gruesa	5
Grava, arena gruesa	8
Arena gruesa, arena mediana	15
Arena mediana, arena fina	25
Arena fina, limo	40

4.5 Volatilización.

La volatilización es un proceso de transporte de contaminantes orgánicos en la mayoría de las veces, sin embargo también se puede presentar para contaminantes inorgánicos.

Cada compuesto químico posee una presión de vapor la cual es función de la temperatura, dicha presión de vapor es la propiedad más importante para conocer



el potencial de volatilización, aunque la velocidad de ésta depende de las condiciones ambientales y las características de la superficie donde se encuentra el contaminante, por ejemplo la turbulencia, la rugosidad de la superficie, velocidad del viento, por mencionar algunas. (Shnoor, 1996), este fenómeno también se puede explicar mediante la teoría de doble película, desarrollada por Lewis y Whitman en 1923, la cual se basa en el principio de que la masa se transfiere del área de mayor concentración a la de menor concentración, donde se enuncia que la transferencia de masa se rige por la difusión molecular a través de un líquido estancado y una película de gas.

La teoría de doble película enuncia que la volatilización es una función de la constante de Henry, ya que la transferencia puede verse limitada por la película de gas o la película de líquido, donde la resistencia de esta depende de la difusión y la mezcla. La constante de Henry H (ec. (17)), es una relación entre la presión de vapor y la solubilidad, termodinámicamente hablando es un relación de la fugacidad de una sustancia química (capacidad de una sustancia de preferir una fase (líquida o gaseosa) (Shnoor, 1996; Yaron, 1996; Hern, 1989).

$$H = \frac{p_g}{C_{sl}} \quad \text{ec. (17)}$$

Dónde:

H es la constante de Henry (atm m³ mol⁻¹)

p_g es la presión parcial de la sustancia química en fase gas. (atm)

C_{sl} es la solubilidad en la saturación

La densidad de vapor de una sustancia química en el aire se refleja en la concentración de la solución según la Ley de Henry. Las densidades de vapor aumenta con la concentración residual de hasta un valor límite (el valor dado para el compuesto puro), cuando un contaminante pasa por una capa de suelo, éste se absorbe en la superficie de la fase sólida del medio y como consecuencia la densidad relativa de vapor se reduce (Shnoor, 1996; Yaron, 1996).



$$d = h \cdot c$$

Dónde:

d es la densidad de vapor (mg L^{-1})

c es la concentración de la solución (mg L^{-1})

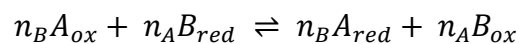
h es el coeficiente de Henry

4.6 Transformación de los contaminantes en el suelo

Los contaminantes en el suelo pueden sufrir transformaciones debidas a las características propias del suelo, ambientales y por supuesto del mismo contaminante. Dentro de las reacciones que llevan a cabo con mayor frecuencia se encuentran las reacciones de hidrólisis, reacciones redox y las reacciones fotolíticas; algunas veces a diferencia de los fenómenos de retardo lo que hacen es controlar e impedir la movilización posterior de los contaminantes en otras direcciones, cuando se llevan a cabo los procesos de transformación el contaminante puede ser más tóxico y peligroso para la salud humana y/o seres vivos.

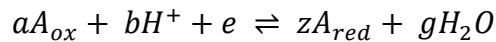
4.6.1 Reacciones de Óxido-Reducción.

Las reacciones de óxido-reducción al igual que a las de ácido-base son consideradas como reacciones donde se involucra la donación y recepción de electrones. Las reacciones redox entre n_B mol de un oxidante A_{ox} y n_A mol de un reductor B_{red} son descritas por la siguiente reacción (LaGrega, 2001; Yaron, 1996; Lyman, 1992):





Esta reacción equivale al intercambio de protones. Como todas las reacciones redox, incluso una semireacción de reducción y una semireacción de oxidación. En una semireacción de reducción la especie química acepta electrones, puede ser escrita de la siguiente forma:



Donde A representa una especie química en cualquier fase y las subíndices *ox* y *red* denota los estados de oxidación y reducción, y las letras a, b, z y g son coeficientes estequiométricos, H^+ y e denotan el protón y el electrón de la solución acuosa.

El término de reducido y oxidado que se emplea para las especies químicas proviene del número de oxidación de las mismas, el cual resulta de un balance de cargas para cada átomo de acuerdo con las reglas establecidas para dicho procedimiento (Yaroon, 1996).

Comúnmente este tipo de reacciones se presentan en suelos en solución, existe algunos elementos que son los que con mayor frecuencia intervienen en este tipo de reacciones; carbono, nitrógeno, oxígeno, azufre, hierro, manganeso, entre otros. La oxidación abiótica de los contaminantes orgánicos ocurre en los suelos en solución bajo condiciones aeróbicas, y la reducción abiótica puede ocurrir en suelos saturados, con lo que se puede generalizar que los procesos de óxido-reducción se efectúan en la fase líquido-suelo.

Dadas las posibles reacciones que se pueden presentar en el suelo, los contaminantes pueden hacerse solubles, Yalkowsky y Roseman en 1981 al igual que Rubino y Yalkowsky en 1987 sugieren una ecuación para el cálculo de la solubilidad de un soluto no polar en una mezcla binaria de un solvente orgánico y agua (Yaron, 1996; Lyman, 1992; Liu, 2001).



$$\log S_m = \log S_w + \sigma_s - f_s -$$
$$\sigma_s = (A \log K_{ow} + B)$$

Dónde:

S_m es la solubilidad de la mezcla

S_w es la solubilidad del agua pura

f_s es la fracción volumen del cosolvente en la mezcla binaria del solvente.

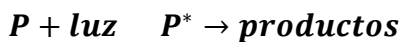
A y B son constantes empíricas que dependen de las propiedades del cosolvente.

K_{ow} es el coeficiente partición solvente-agua del soluto

Los productos contaminantes orgánicos pueden hacerse más solubles cuando hay presentes tensoactivos.

4.6.2 Reacciones Fotolíticas.

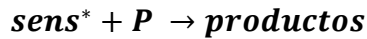
Debido a que las capas externas del suelo se ven afectadas por la radiación solar, existe la posibilidad de que los contaminantes disueltos en una fase líquida presenten posibles transformaciones fotoquímicas. Éstas pueden ser de forma directa o indirecta, los procesos de fotólisis directa involucran la absorción directa de la luz solar por el substrato, se puede generalizar de la siguiente forma (Shcnoor, 1996; Yaron, 1996):



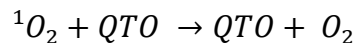
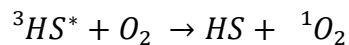
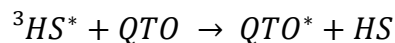
Dónde: P es una substancia fotoreactiva y P^* es su estado excitado que reacciona para formar productos.

Los procesos fotoreactivos indirectos son iniciados a través de la absorción de la luz por los componentes fotoreactivos simbolizados por "sens", dichas sustancias son referidas como sensibilizantes y su proceso de origen se da de la siguiente forma (Shcnoor, 1996; Yaron, 1996):





Senesi y Chen (1989), publican que sustancias naturales como el humus, en la fase líquida del suelo puede actuar como un sensibilizante natural. Las moléculas excitadas electrónicamente son capaces de acelerar en gran parte los procesos y determinar una serie de transformaciones inducidas por la luz, que derivan en químicos tóxicos orgánicos.



Dónde:

HS: es la sustancia de humus.

${}^1HS^*$: es el primer estado excitado de la sustancia de humus, con un tiempo de vida corto.

${}^3HS^*$: es el tercer estado excitado de la sustancia de humus, con una vida considerablemente larga.

QTO: es un químico tóxico orgánico.

QTO^* : es el químico tóxico orgánico en un estado excitado.

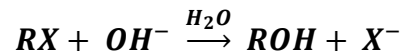
O_2 : es oxígeno molecular.

1O_2 : es un estado excitado del oxígeno molecular el cual es un poderoso oxidante, que en contacto con el QTO forman productos de la fotooxidación.



4.6.3 Reacciones de Hidrólisis.

La formación de enlaces y ruptura de los mismos son características de los procesos de hidrólisis, que se pueden describir de forma general como sigue (Shcnoor, 1996; Yaron, 1996):



El pH tanto del suelo como de los contaminantes, afecta la velocidad de reacción de la hidrólisis. Si la hidrólisis en un suelo es catalizada por un ácido, es decir, el contaminante posee pH ácido, la velocidad de esta reacción incrementará con una disminución del pH, debido a que esta es proporcional a la actividad del ión hidrógeno, por otro lado si se presenta un aumento en el pH, es decir, un aumento en la actividad de ión hidroxilo conduce a una base mediante el proceso de hidrólisis y la velocidad de reacción disminuye, y cuando la reacción de hidrólisis se lleva a cabo en un medio neutro, la velocidad es independiente del pH (Shcnoor, 1996; Yaron, 1996).

Tanto los contaminantes orgánicos como inorgánicos están sujetos a reacciones de hidrólisis en una solución acuosa, Harris (1982), mostró que la velocidad de la hidrólisis de un compuesto orgánico puede variar y que incluso el equilibrio de la reacción se puede desplazar en favor de los productos o reactivos si se realiza un cambio en el pH (Shcnoor, 1996; Yaron, 1996).

Para un suelo contaminado con diferentes compuestos los cuales poseen distintas propiedades, la hidrólisis de alguna de estas sustancias puede verse afectada por la presencia de un cosoluto, debido a esto es que los ácidos húmicos y los metales disueltos actúan sobre la hidrólisis de un compuesto químico tóxico presente en la misma fase líquida (Shcnoor, 1996; Yaron, 1996).



CAPÍTULO V. NORMATIVIDAD MEXICANA PARA SUELOS CONTAMINADOS.

En México, como se mencionó en capítulos anteriores, el ámbito de suelos contaminados es el resultado de la intensa actividad minera que ha existido por muchos siglos, así como a la industria química, petroquímica y refinación de petróleo, en la Figura 5.1, se muestra un gráfico donde se presentan las principales sustancias reportadas en emergencias ambientales según PROFEPA, donde se puede observar que principalmente la contaminación se debe a hidrocarburos.

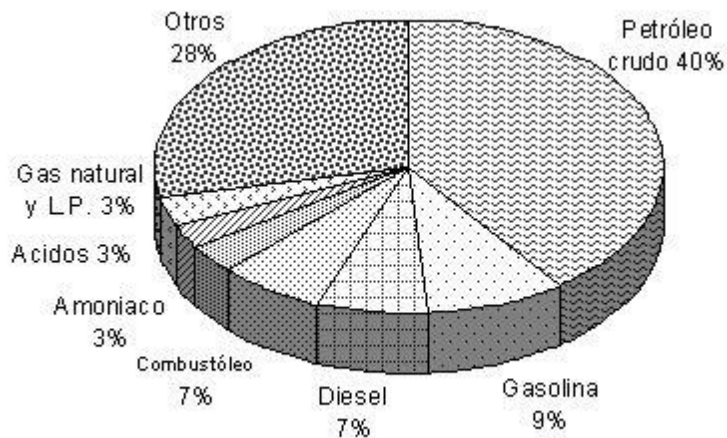


FIGURA 5.1 Principales sustancias involucradas en emergencias ambientales reportadas a la PROFEPA. (INE, 2007)

Dada la cantidad de emergencias y sitios contaminados derivados de éstas, en México existen hoy en día una gran cantidad de suelos contaminados, por lo que es necesario la implementación de normas que regulen y establezcan condiciones para considerar a los suelos como peligrosos que pueden causar daños a la salud.

En México al igual que en otros países existen distintas leyes, normas, reglamentos, entre otros, que en conjunto se puede nombrar como Legislación Ambiental y que a su vez tiene establecidos los niveles jerárquicos de aplicación, como se muestra en la Figura 5.2, la cual indica de manera general como el nivel



jerárquico que aplica para México. En primer lugar se presenta a la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, continuando hacia abajo se tienen a la Leyes, que para este caso de estudio, las leyes que rigen el aspecto ambiental son, Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, entre otras. Posteriormente se tiene a las Normas Oficiales Mexicanas, las cuales involucran las NOM's y NMX's, siendo éstas las que llevan el mayor peso de aplicación en México, y la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, en conjunción con otras es quien se encarga de generar dichas leyes y normas.



FIGURA 5.2 Clasificación jerárquica normativa de México. (Secretaría del Medio Ambiente, 2008)

Dentro de la normatividad mexicana existente, se tienen cuatro normas que regulan la situación de los suelos contaminados.



5.1 Normatividad Vigente.

5.1.1 NOM-133-SEMARNAT-200

Protección Ambiental- Bifenilos Policlorados (BPC's)-Especificaciones de Manejo.

Que en primera instancia enuncia que para que un equipo, materiales y residuos se consideren como contaminados con BPC's, son aquellos que presentan concentraciones superiores a los $100 \text{ g}/100 \text{ cm}^2$, considera líquidos BPC's, a aquellos líquidos que se tengan una concentración mayor o igual a 50 ppm de BPC's, materiales residuales, aquellos que hayan estado en contacto con BPC's y que contengan más de 2 ppm o $10 \text{ g}/100 \text{ cm}^2$, residuos peligrosos es todo aquel residuo que contenga BPC's en concentración igual o mayor a 500 ppm o $100 \text{ g}/100 \text{ cm}^2$. Así como que el término *manejo* se entiende como, el conjunto de operaciones donde se incluye el uso, almacenamiento, reciclaje, tratamiento, transporte y disposición final; de igual manera el manejo de estos materiales requieren autorización de la SEMARNAT y señala que se debe avisar a la misma que todo aquel que posee estos equipos, materiales y residuos se consideran como empresa generadora de residuos peligrosos modalidad INE-04-004-B, así como el deber de presentar informes anuales ante SEMARNAT donde se incluya el inventario de equipos en operación, cantidades de equipos desincorporados, residuos generados y residuos tratados. Establece las fechas para que los equipos, materiales y residuos, deban desincorporarse o reclasificarse para su mantenimiento correctivo, reconstrucción o fin de su vida útil. Así como las fechas máximas de almacenamiento en lugares específicos, mientras que el transporte de estos materiales, equipos y residuos sólo se hará por vía terrestre, en contenedores especiales y si el transporte mediante el cual se haga, resulta contaminado, se someterá a descontaminación hasta tener una concentración menor o igual a $100 \text{ g}/100 \text{ cm}^2$ para poder seguir efectuando su función como transporte de BPC's. Establece los límites máximos permisibles para emisiones al medio ambiente de BPC's en tratamientos térmicos, químicos y biológicos, y los



límites máximos permisibles para contaminación de suelos la cual es de suma relevancia para el proyecto de este balance de masa en suelos contaminados (tabla 5.1).

TABLA 5.1 “Límites máximos de contaminación en suelos” (NOM-141-SEMARNAT-2003).

USO DE SUELO	BPC's en mg/kg B.S.
AGRICOLA	0,5
RESIDENCIAL	5
INDUSTRIAL/COMERCIAL	25
Cuantificados en base seca (B.S.) y con la sumatoria de todos los congéneres de BPC's detectados	

5.1.2 NOM-138-SEMARNAT/SS-2003

Límites Máximos Permisibles de Hidrocarburos en Suelos y las Especificaciones para su Caracterización y Remediación.

Que en sus primeros puntos enuncia, define un pasivo ambiental, como aquel sitio contaminado, que no ha sido remediado en el que pueden, además, encontrarse depósitos o apilamientos de residuos sólidos de manejo especial o peligros, los cuales deben ser manejados conforme a la legislación aplicable. Así como la mención de los principales hidrocarburos que contaminan el suelo, tales como, hidrocarburos fracción ligera, hidrocarburos fracción media, hidrocarburos fracción pesada, BETEX, HAP, entre otros.

Se establecen los hidrocarburos que deberán analizarse en función del producto contaminante, límites máximos permisibles para las fracciones de hidrocarburos en suelo en **mg/kg base seca**, ya sea de uso agrícola, residencial e industrial, aportando que para usos de suelo mixto, deberá aplicarse la especificación al menor valor de los usos de suelo involucrados, así como sus debidos métodos. De forma similar se establecen los límites para hidrocarburos específicos presentes



en los diferentes tipos de suelos, en unidades de **mg/kg base seca** y su respectivo método analítico. Establece los parámetros necesarios para la caracterización del sitio contaminado, que son; descripción del sitio y de la afectación, estrategia de muestreo, plan de muestreo e informe. Se enuncian algunos puntos de interés para el momento de realizar la remediación de los suelos, tales como, acciones de remediación, estudios de riesgo a la salud y al ambiente, monitoreo, entre otras.

5.1.3 NOM-141-SEMARNAT-2003

Que Establece el Procedimiento para Caracterizar los Jales, así como las Especificaciones y Criterios para la Caracterización y Preparación del Sitio, Proyecto, Construcción, Operación y Postoperación de Presas de Jales.

En esta norma se define el concepto de jales, que son los residuos sólidos generados en las operaciones primarias de separación y concentración de minerales. Se mencionan que para la caracterización de las muestras de jales se deben tomar directamente en el área, y hacer el estudio pertinente para conocer si los compuestos de la muestra son tóxicos. Así mismo se mencionan las características que deben cumplir los sitios destinados para la recolección y tratamiento de los jales.

5.1.4 NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004

Que Establece Criterios para Determinar las Concentraciones de Remediación de Suelos Contaminados por Arsénico, Berilio, Cadmio, Cromo Hexavalente, Mercurio, Níquel, Plomo, Selenio, Talio y Vanadio.

En esta norma se especifican las concentraciones de referencia (totales y solubles) permisibles para los suelos, en dos escenarios posibles, el primero para una extensión territorial menor o igual a 1000 m² que responde y obliga a remediaciones inmediatas del suelo contaminado derivado de accidentes,



emergencias o eventos de contaminación; el segundo para extensiones superiores a 1000m^2 que aplica a eventos de manera deliberada o fortuita, continua o súbita, donde es necesario conocer como ocurrió el derrame, descarga, filtración, entre otras cosas, para aplicar la remediación se proponen cuatro tipos de remediación, se establece como parámetros de concentración, a las *concentraciones de referencia total* (CR_T), que es la masa del elemento químico regulado por unidad de masa del suelo, y se define que por encima de estas concentraciones se considera que existe riesgo a la salud; así mismo se establecen las concentraciones máximas de referencia de contaminantes solubles para cuando se tiene la presencia de acuíferos, y cuando el contaminante está expuesto a dispersión eólica, se establecen las concentraciones máximas por dispersión eólica para cada elemento y cuando se superan, es necesario tener en cuenta para la remediación este fenómeno.



Hoy en día, para el caso de suelos contaminados se utiliza el término de remediación como el uso de alguna operación unitaria o el conjunto de ellas, que como resultados de la aplicación de éstas se obtenga algún cambio o alteración en la composición del contaminante problema mediante procesos fisicoquímicos, biológicos y térmicos, de manera que se reduzca en general la peligrosidad que éste represente al ambiente y la salud de los seres vivos, de tal forma que se cumpla con las normas establecidas que estipulan los límites máximos permisibles para algunas sustancias químicas clasificadas como peligrosas, algunas de ellas mencionadas en el capítulo V del presente trabajo.

En algunas normas mexicanas que regulan las concentraciones permisibles para contaminantes presentes en suelo, el término remediación se trata como el conjunto de acciones necesarias para restablecer las condiciones aptas de un suelo con el propósito de que pueda ser reutilizado para alguna actividad cualquiera prevista, para el caso de la NOM-138-SEMARNAT/SS-2003, el término remediación es utilizado como sinónimo de restauración, reversión, saneamiento, limpieza, rehabilitación y regeneración.

Para la decisión de qué tipo de remediación aplicar para algún caso de estudio, es necesario contar con información base, dentro de las cuales se encuentran características del suelo, del contaminante y de los organismos vivos presentes en el medio. Algunas de estas características fundamentales se ha tratado en capítulos anteriores, pues en su mayoría éstas definen la movilidad del contaminante, a continuación se muestran algunas de estas características necesarias en la Figura 6.1.

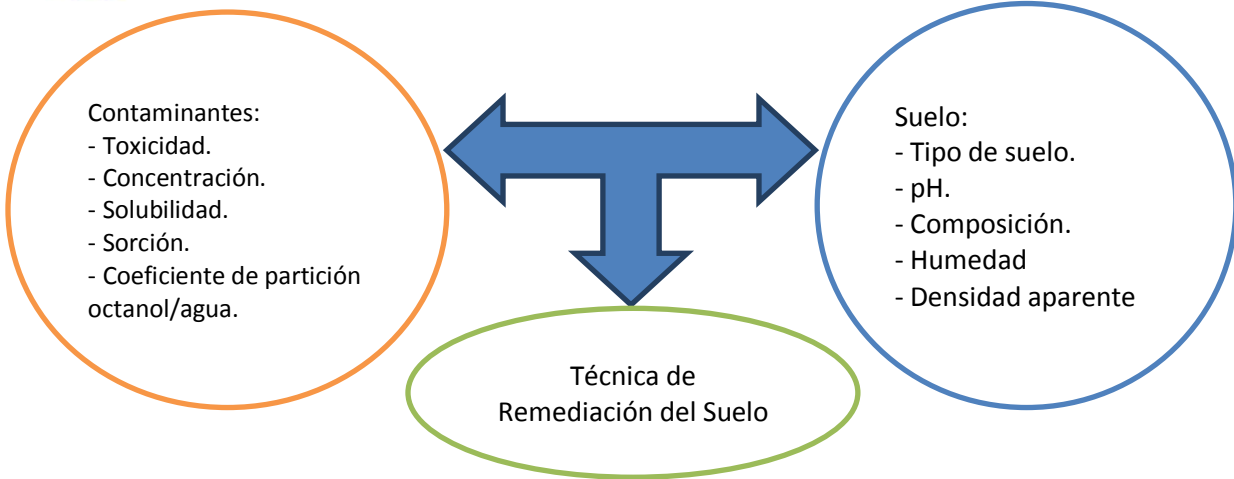


Figura 6.1 Información necesaria antes de aplicar algún método de remediación.

En este caso se hará mención de los métodos comúnmente usados, clasificados de la siguiente manera: Físicoquímicos, Biológicos y Térmicos.

6.1 Tratamientos Físicoquímicos.

Los tratamientos físicoquímicos utilizan las propiedades físicas y/o químicas de los contaminantes y del medio donde se encuentra el contaminante, ya sea para transformar, separar o inmovilizar el problema. Dada la facilidad de acceso a este tipo de tratamientos hace que este tipo de técnicas sean las más empleadas, puesto que en estas tecnologías involucran procesos como: filtración, neutralización, óxido/reducción, sorción, evaporación, entre otros. Y se utiliza tanto para contaminantes orgánicos como para metales (INE, 2007; Volke, 2002; Seoáñez, 1999).

6.1.1 Inyección de aire.

Esta técnica in situ para una *zona saturada* que consiste en la introducción de aire por debajo del nivel freático a través de canales en forma vertical u horizontal, los cuales permiten tener una mayor extensión de área de tratamiento. En este método el aire inyectado genera burbujas en la zona saturada fomentando el desequilibrio de la fase líquido-vapor, haciendo que el contaminante pase a la fase



vapor, volatilizando los contaminantes más insolubles. En este tratamiento se hacen pasar grandes cantidades de aire para mantener el contacto de aguas subterráneas y suelo, obteniendo así una buena remediación. Un esquema representativo de este tratamiento en la figura 6.2 (Wilson, 1994; Chambers, 1991).

6.1.2 Extracción de vapores.

Esta técnica es in situ, se aplica a una *zona no saturada* de suelo contaminado para la extracción de los contaminantes orgánicos volátiles. Al igual que en la inyección de aire consta en la perforación de pozos, sólo que por encima del nivel freático, en los que se genera un vacío, de forma que se bombean los contaminantes presentes en el medio. Los gases posteriormente son extraídos y almacenados en condiciones de mayor seguridad y tratados. Esta técnica puede combinarse con los pozos de inyección de aire para favorecer la evaporación de los contaminantes (Chambers, 1991; Volke, 2002; EPA, 2011).

La Figura 6.2 representa un esquema de la combinación de los dos métodos antes mencionados.

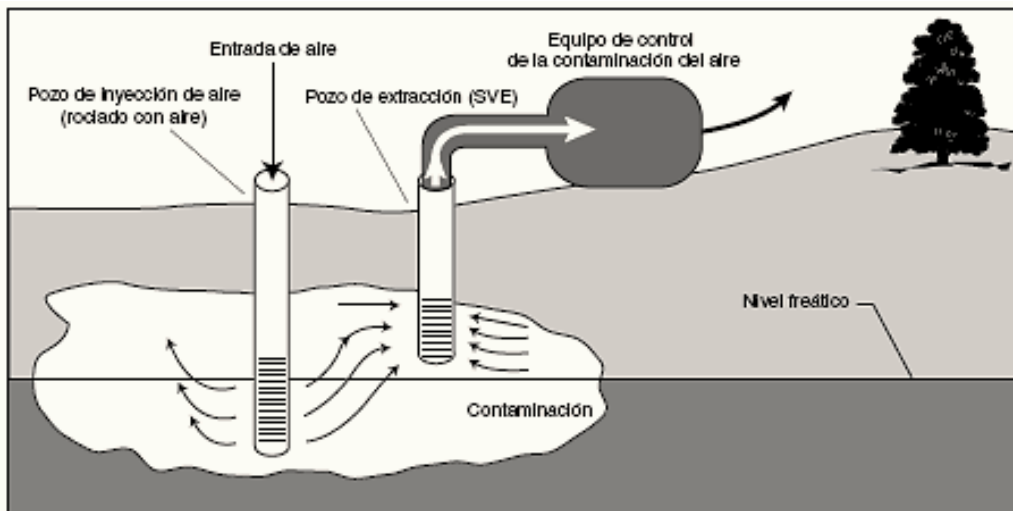


FIGURA 6.2 Esquema de remediación de suelo combinando la inyección de aire con la extracción de vapores. (Miliarium, 2009)



6.1.3 Lavado de Suelos.

Esta técnica de descontaminación es ex situ, en el que el suelo es extraído y posteriormente lavado mediante la combinación de agua con aditivos químicos como surfactantes y un sistema mecánico de descontaminación. El objetivo del uso de la solución es que mediante ésta técnica, el contaminante se disuelva y/o que se concentre en un volumen de suelo más pequeño. Dado que el contaminante se concentra en las partículas finas como las arcillas y los limos por su capacidad de retención, esto permite su separación y ser sometidas a tratamiento, mientras que las fracciones más grandes como las gravas y arenas al tener menos contaminación después de un lavado menos drástico pueden regresar al sitio de extracción, y el agua utilizada debe ser sometida a tratamiento, este proceso se aplica a suelos contaminados con metales pesados, plaguicidas y combustibles y otros derivados de petróleo, (ver Figura 6.3) (Seoáñez, 1999; EPA, 2011).

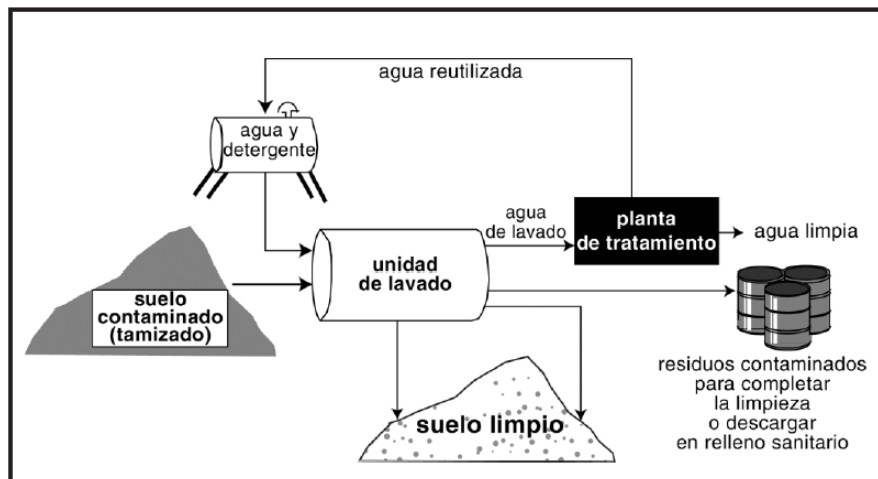


Figura 6.3 Proceso de lavado de suelo (EPA 542-F-01-008S, 2002)

6.1.4 Barreras Reactivas Permeables.

Está técnica de tratamiento in situ de descontaminación para una zona saturada, en la cual se busca la intercepción del paso del agua subterránea que contiene el contaminante. Las paredes que se usan son permeables, es decir, tiene pequeños



orificios mediante los cuales pasa el agua. El nombre lo reciben porque en el suelo se cava una zanja (pared) larga y estrecha en el camino del contaminante, la zanja se llena de material reactivo el cual es capaz de eliminar las sustancias peligrosas convirtiéndolas en sustancias menos peligrosas o eliminándolas, los contaminantes se eliminan mediante degradación y/o adsorción,(ver Figura 6.4). Los materiales reactivos que se usan frecuentemente son el hierro, la piedra caliza y el carbono, el empleo de estos depende del tipo de contaminante presente. Este método de remediación se aplica principalmente en sitios arenosos poco compactos (Chambers, 1991; Miliarium, 2004; Volke, 2002).

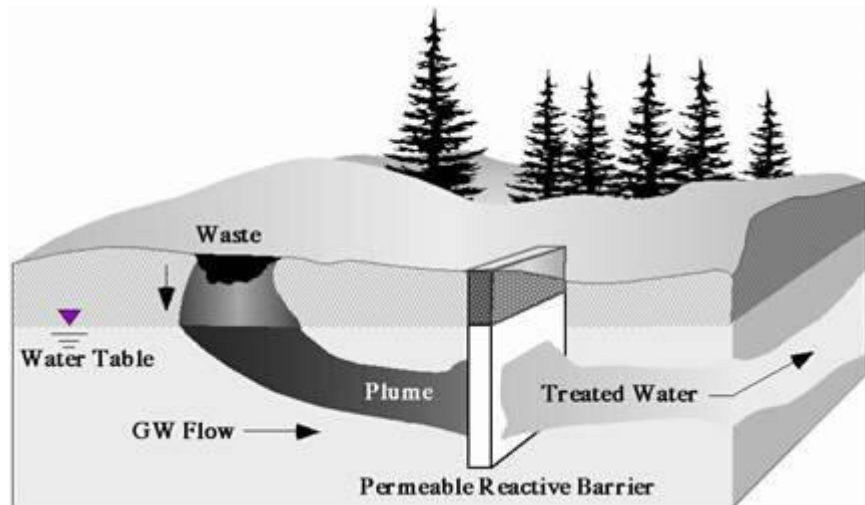


FIGURA 6.4 Proceso de Barreras Reactivas Permeables (Miliarium, 2004)

6.2 Tratamientos Biológicos.

Los tratamientos biológicos son también conocidos como de biorremediación, donde principalmente se utiliza la capacidad para metabolizar contaminantes de los organismos vivos como plantas, hongos, bacterias, entre otros. Por lo que estos tratamientos dependen de las actividades catabólicas de los organismos y de la capacidad de los mismos para utilizar los contaminantes como fuente de alimento y energía. Principalmente los tratamientos biológicos son aplicados para la degradación de compuestos orgánicos, lodos, contaminación por hidrocarburos



de petróleo, hidrocarburos aromáticos policíclicos, solventes, explosivos, pero también se ha observado que es de gran utilidad para contaminantes inorgánicos, y de igual manera para suelos contaminados con metales, pues estas técnicas de remediación alteran las reacciones redox, incluyen procesos de sorción, intercambio iónico, reacciones de acomplejamiento, entre otras, favoreciendo así mecanismos que modifican la solubilidad, movilidad y/o toxicidad de dichos contaminantes. En la biorremediación se pueden utilizar organismos autóctonos (que pertenecen al sitio) o exógenos (que provienen de otros sitios), en condiciones aerobias o anaerobias. (Volke, 2002; INE, 2007).

6.2.1 Bioventeo.

El bioventeo es una técnica de tratamiento in situ, cuyo objetivo es estimular la biodegradación natural de los compuestos contaminantes en condiciones aerobias, para lo cual se combina la ventilación de los compuestos orgánicos volátiles (cabe mencionar que también se aplica a compuestos orgánicos no volátiles y/o semivolátiles) y la estimulación de los microorganismos para que degraden a dichos compuestos. La estimulación se hace mediante la introducción de un flujo de aire a bajas velocidades, para solo proporcionar el necesario en la zona no saturada a través de pozos de inyección y de ser necesario se añaden nutrientes, con el fin de mantener la actividad degradadora de los microorganismos. Figura 6.5 (Chambers, 1991; Seoáñez, 1999).

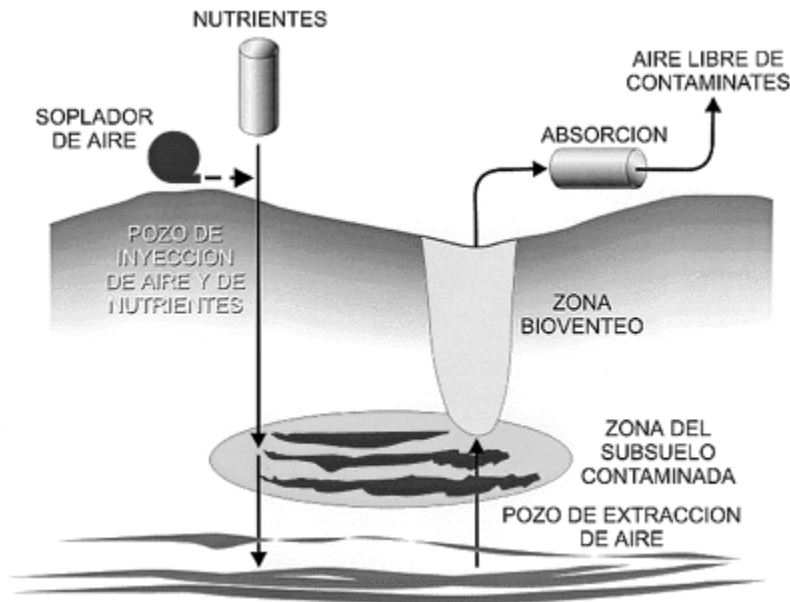


FIGURA 6.5 Proceso de Bioventeo (Superfund, 2004)

6.2.2 Biosorción.

La biosorción es una técnica que utiliza el vacío y la actividad de los microorganismos para la degradación y remediación de suelos contaminados con hidrocarburos principalmente, la cual se basa en la extracción de aire del suelo mediante un sistema de vacío, fomentando el flujo de aire menos saturado con vapores de contaminante a la zona de tratamiento, que al mismo tiempo es aprovechado para estimular la actividad degradadora de los microorganismos. En este tratamiento al retirar el aire mediante vacío también se arrastra agua cuando es el caso de que haya un acuífero o simplemente de la zona saturada, por lo que gracias a este mecanismo se pueden retirar algunos de los hidrocarburos menos densos que el agua, ya que estos se encuentran flotando (Figura 6.6)(Navfac, 2011; Miliarium 2004; INE, 2007)

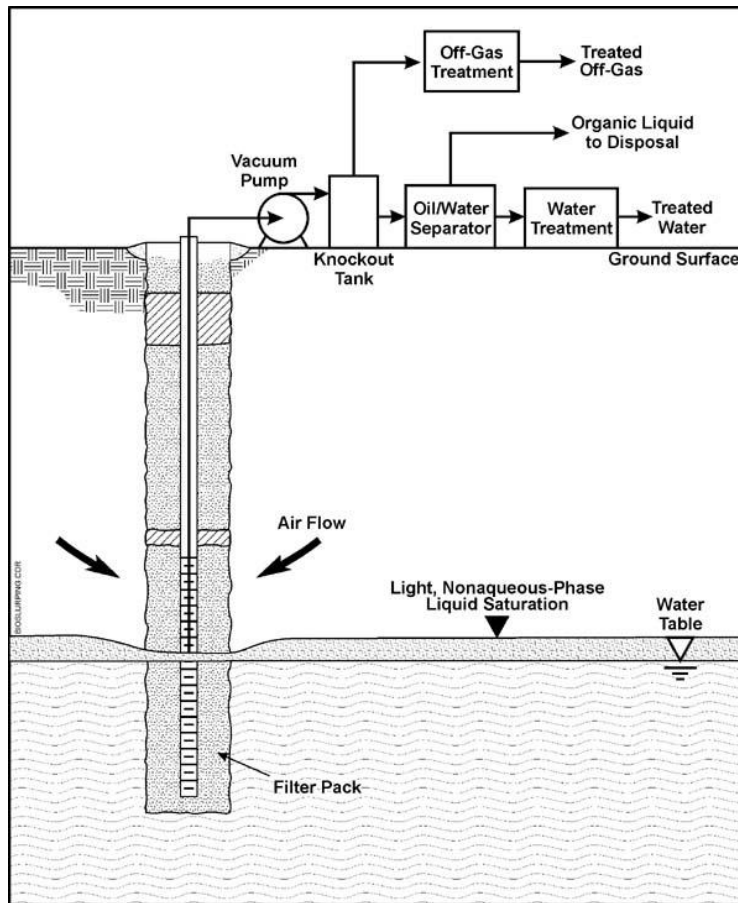


FIGURA 6.6 Proceso de Biosorción. (Navfac, 2011)

6.2.3 Compostaje.

El compostaje es un proceso controlado en el que los contaminantes orgánicos son convertidos en sustancias inofensivas mediante microorganismos aerobios, dando como resultado un producto estabilizado denominado compost, el cual principalmente se utiliza en la agricultura. Para esto el suelo es trasladado a una zona de tratamiento previamente acondicionada, la cual es una zona impermeabilizada y con un diseño especial de pendientes para la recuperación de los lixiviados.



Durante el proceso de la generación del compost, se deben de controlar algunos parámetros como la temperatura (entre 54 y 65°C), aireación, humedad (20 a 30% en peso), pH de 7 (puede variar entre 6 y 8), nutrientes, cantidad de microorganismos, entre otros (Figura 6.7) (Volke, 2002; INE, 2007).

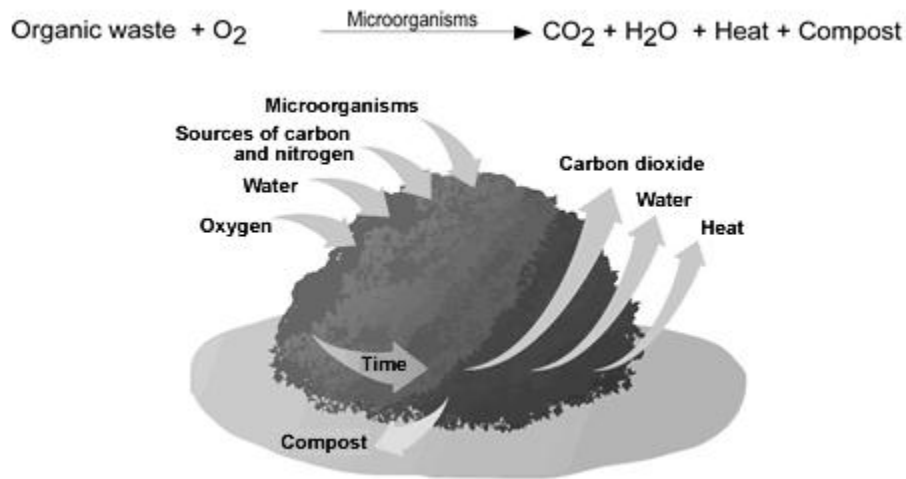


FIGURA 6.7 Proceso de compostaje. (Agencia de residuos de Cataluña, 2009)

6.2.4 Fitorremediación.

La fitorremediación es una tecnología en la cual se eliminan, transfieren, estabilizan o degradan los contaminantes presentes en un suelo mediante plantas, en este caso las plantas toman el papel de filtro biológicos, los cuales descomponen o estabilizan metales, o degradarán los contaminantes orgánicos (INE, 2007; Volke, 2002).

Posteriormente a la remediación de un suelo mediante otras técnicas es común utilizar la fitorremediación, ya que con esta técnica se pueden eliminar las últimas trazas que permanecen en el suelo, esta técnica es utilizada para una profundidad de aproximadamente de entre 10 a 20 cm, longitud considerada para el crecimiento de la raíz de una planta (INE, 2007; Volke, 2002).



Dentro de la técnica de fitorremediación, existen otras variantes importantes (INE, 2007; Volke, 2002; Miliarium, 2004):

- Fitoextracción: consiste en la acumulación de contaminantes (metales) en la raíces, tallos y hojas de la plantas empleadas, las cuales se cultivan en la zona a tratar, se utiliza para contaminantes como cinc, níquel, cobre, plomo y cromo.
- Rizofiltración: esta técnica es similar a la fitoextracción, se aplica para tratar la zona saturada y/o acuíferos, contaminados con metales, residuos industriales, drenajes ácidos de minas y algunos contaminantes radioactivos.
- Fitovolatilización: que consiste en que los árboles o plantas absorban agua que presente contaminantes orgánicos, los cuales pueden llegar la hojas y evaporarse o volatilizarse a la atmósfera.

6.3 Tratamientos Térmicos.

Estos tipos de tratamientos son muy rápidos y costosos, la finalidad de éstos es la destrucción, separación e inmovilización de los contaminantes. El punto clave de estos métodos es la temperatura, ya que la separación se efectúa como resultado del aumento de la volatilidad, si se quema el contaminante se lleva a cabo la destrucción, y si se funden los contaminantes, se logra la inmovilización. En cualquiera de los tres casos se generan residuos que deben ser tratados o dispuestos de manera especial, estos residuos pueden ser del tipo de vapores, cenizas y/o líquidos. (Volke, 2002)

6.3.1 Desorción Térmica.

Es una técnica de tratamiento ex-situ que consiste en calentar el suelo a temperaturas de entre 250 y 600°C, con la finalidad de evaporar los compuestos orgánicos volátiles o metales volátiles como el mercurio. Los gases que se



generan son separados mediante un equipo de recolección de gases, en el cual los gases se convierten en líquidos o materiales sólidos, que posteriormente se eliminan de manera segura; las cenizas y sustancias presentes como polvo que se separan de los gases y se eliminan con seguridad y el suelo limpio se regresa a su lugar. Esta técnica se utiliza para tratar suelos con compuestos orgánicos volátiles, semivolátiles, plaguicidas, metales volátiles, algunos combustibles, entre otros, (Figura 6.8) (Volke, 2002; Miliarium, 2004; INE, 2007).

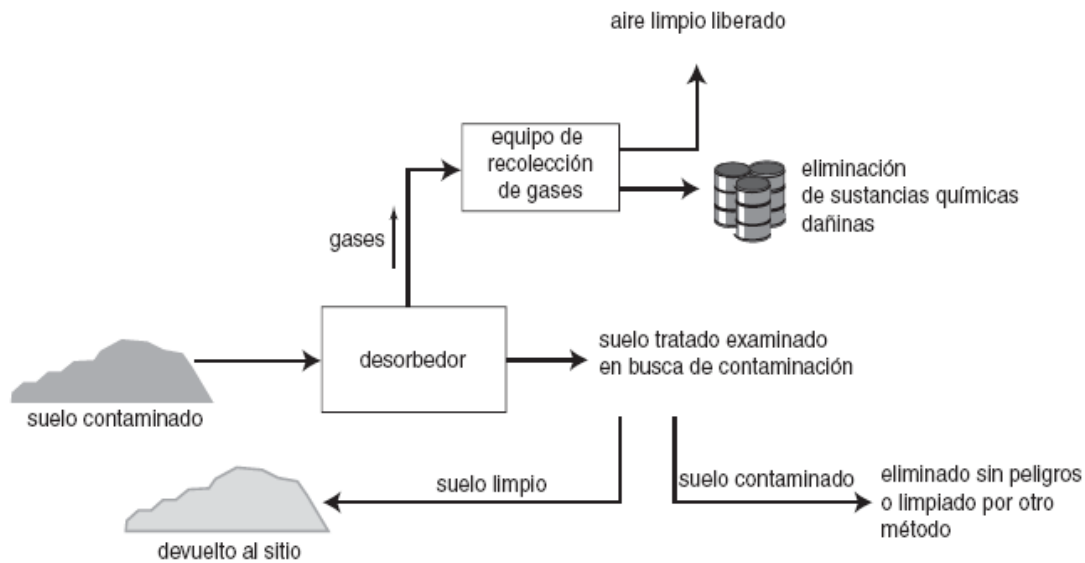


FIGURA 6.8 Proceso de Desorción Térmica (Miliarium, 2004)

6.3.2 Incineración.

Los procesos de incineración utilizan temperaturas que oscilan entre 870 y 1200°C, cuya finalidad es volatilizar y quemar los compuestos orgánicos y halogenados, metales volátiles como plomo, cadmio, mercurio y arsénico, bifenilos policlorados, entre otros que pueden estar presentes en el suelo, en presencia de oxígeno, esta técnica proporciona una eficiencia de 99.9%, pero los gases generados en el proceso requieren de pretratamiento antes de ser liberados a la atmósfera (INE, 2007; Volke, 2002), Figura 6.9.

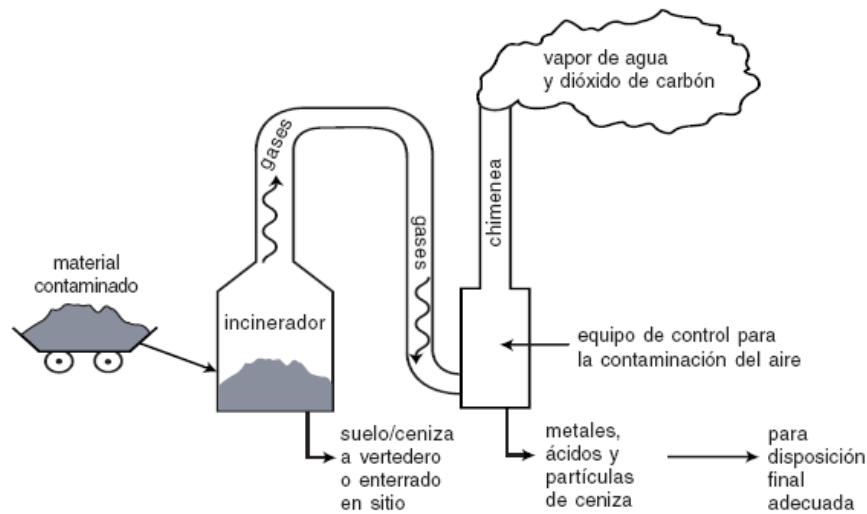


FIGURA 6.9 Proceso de Incineración de suelos. (Miliarium, 2004)

En la Tabla 6.1 se muestran las ventajas y desventajas entre los tres tipos de mecanismos de remediación de suelos que se tratan este capítulo.

Tabla 6.1 Ventajas y desventajas de los mecanismos de remediación (INE, 2002).

Mecanismo de tratamiento.	Ventajas.	Desventajas.
Fisicoquímicos.	<ul style="list-style-type: none"> ○ Efectivos en cuanto a costos. ○ Pueden realizarse en periodos cortos. ○ El equipo es fácil acceso y no se requiere de mucha energía ni ingeniería. 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Los residuos generados, deben tratarse o disponerse (aumento en precio). ○ Los fluidos de extracción pueden aumentar la movilidad del contaminante (adaptación de sistemas de recuperación).
Biológicos.	<ul style="list-style-type: none"> ○ Efectivo en cuanto a costos. ○ Tecnologías más benéficas para el ambiente. ○ Destrucción de los contaminantes ○ Se requiere un mínimo o ningún tratamiento posterior. 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Mayores tiempos de tratamiento. ○ Es necesario verificar la toxicidad de intermediarios y(o) productos. ○ No pueden utilizarse si el tipo de suelo no favorece el crecimiento microbiano.
Térmicos.	<ul style="list-style-type: none"> ○ Eliminación del contaminante 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Los tratamientos más caros.



Tabla 6.2 Tabla comparativa de algunas técnicas de remediación. (INE, 2002: EPA, 2003).

Tratamiento	Ventajas	Desventajas	Costo	Tiempo	
Fisicoquímicos	Extracción de vapores.	Permite remediar suelos con COV, algunas gasolinas, para contaminantes poco volátiles facilita la aplicación de técnicas biológicas.	Solo aplica para compuestos volátiles, baja efectividad para suelos húmedos, con gran contenido de materia orgánica, suelos con partículas finas, los vapores requieren de tratamiento.	Entre 10 y 50 USD/m ³	
	Lavado de suelos.	Se utiliza para tratar suelos con hidrocarburos, pesticidas y metales	Las soluciones y solventes pueden alterar la propiedades fisicoquímicas del suelo, en suelos con alto contenido de materia orgánica se requiere tratamiento previo, es necesario tratar los vapores generados	El costo promedio es de 150 USD/m ³	Esta tecnología puede tardar desde algunas semanas hasta varios meses.



CONTINUACIÓN TABLA 6.2

Tratamiento.	Ventajas.	Desventajas	Costo	Tiempo
Bioventeo.	Degradación de compuestos orgánicos biodegradables, no volátiles. Favorece la degradación de contaminantes adsorbidos. Se utiliza para solventes no clorado, plaguicidas, entre otros.	Depende del tipo y concentración del contaminante. Se ve limitada si hay falta de nutrientes. La puede limitar un bajo contenido de humedad. Controlar el flujo de aire.	Entre 10 y 70 USD/m ³	La remediación puede variar de unos meses hasta varios años.
Biológicos				
Compostaje.	Usado para tratar suelos contaminados con hidrocarburos, gasolinas, explosivos, entre otros.	Se necesita espacio para excavar el suelo, permitiendo la liberación de COV. No trata metales pesados.	Entre 130 y 260 USD/m ³	El tiempo va desde algunas semanas hasta varios meses.
Fitorremediación.	Tratar suelos contaminados con BETEX, solventes clorados, desechos de nitrotolueno, agroquímicos, compuestos inorgánicos y algunos metales.	La profundidad es función del tipo de planta que se usa. Baja efectividad para contaminantes fuertemente adsorbidos	Para un suelo contaminado con Pb a 50 cm de profundidad el costo es de entre 24,000 y 40,000 USD/ha.	Es una técnica a largo plazo, ya que depende del tipo y cantidad de plantas, superficie a tratar, condiciones del suelo.



CONTINUACIÓN TABLA 6.2

Tratamiento	Ventajas	Desventajas	Costo	Tiempo	
Térmicos	Desorción térmica.	Permite la separación de compuestos orgánicos, sirve para tratar suelos con hidrocarburos, gasolinas, COV y pesticidas.	Solo se aplica para la zona insaturada, baja efectividad en suelos compactos y produce emisiones gaseosas.	En promedio el costo varía de entre 100 a 400 USD/m ³	El tiempo depende de la cantidad de suelo y tipo de contaminantes, por lo que puede durar desde semanas hasta años.
	Incineración.	Útil para suelos contaminados con explosivos, hidrocarburos clorados, dioxinas y bifenilospoliclorados.	Es necesario tratar los gases generados de la combustión, la cenizas requieren estabilización y se requiere de un sistema de limpieza de gases.	El costo oscila entre 1,500 y 6000 USD/m ³	Dependiendo del tamaño del incinerador puede ser desde algunos días hasta meses.



CAPITULO VII. BALANCE DE MASA.

7.1 Definición de Balance de Masa.

Cuando en un proceso se evalúa únicamente el material a nivel de su composición, estado, composición y transformaciones químicas, se puede decir que se está realizando un Balance de Materia. Por lo que el Balance de Materia se puede definir, como una contabilización de material que entra y que sale de un proceso u operación unitaria, en el cual sufre un cambio físico, químico o pudiera ser fisicoquímico (Orozco, 1998; Henley, 2002).

Los balances de materia se fundamentan principalmente en el cumplimiento de la Ley de Conservación de la Materia.

“La materia no se crea ni se destruye, solo se transforma”

Dicha ley fue enunciada por Lavoisier en 1785, de la siguiente forma; *“En cualquier proceso, ya sea químico o físico, la masa total del material que entra en el proceso es la misma que la del material que sale del proceso, siempre y cuando no tenga lugar una acumulación”*.

$$\{Masa\ total\ de\ entrada\} = \{Masa\ total\ de\ salida\}$$

Derivado de esto y sabiendo que en la ingeniería química muchas veces en los procesos se involucran reacciones químicas y teniendo bien delimitado el sistema a estudiar, se puede generar una **ecuación general de balance de materia**, que se puede expresar en términos de masa o moles (Himmelblau, 1997; Felder, 2004).

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{Entrada por las} \\ \text{fronteras del} \\ \text{sistema} \end{array} \right\} - \left\{ \begin{array}{l} \text{Salida por las} \\ \text{fronteras del} \\ \text{sistema} \end{array} \right\} + \left\{ \begin{array}{l} \text{Generación} \\ \text{dentro del} \\ \text{sistema} \end{array} \right\} - \left\{ \begin{array}{l} \text{Consumo} \\ \text{dentro del} \\ \text{sistema} \end{array} \right\} = \left\{ \begin{array}{l} \text{Acumulación} \\ \text{dentro del} \\ \text{sistema} \end{array} \right\}$$



El término de acumulación se refiere a un cambio de masa en el sistema con respecto al tiempo y puede ser positivo o negativo, figura 7.1 (Himmelblau, 1997; Felder, 2004).

Se pueden definir dos tipos de balances, balances diferenciales, que indican lo que ocurre en un sistema en un instante determinado, además, cada término de la ecuación de balance en este caso es una velocidad, es decir, unidades de cantidad balanceada entre unidad de tiempo, este tipo de balances es aplicado para procesos continuos. Los balances integrales describen lo que ocurre a dos tiempos determinados, cada término de la ecuación es una porción de la cantidad que se balancea y tiene las unidades que le corresponda, estos balances comúnmente se aplican a procesos intermitentes, donde los dos instantes: el momento después de la entrada de material al proceso y el momento anterior al que se retira el producto (Felder, 2004).

Cabe mencionar que existen distintos tipos de procesos, pero en particular en los procesos a régimen permanente no existe la acumulación, es decir la cantidad de materia que entra es la misma que la que sale, simplificando la ecuación general de balance de materia (Felder, 2004; Himmelblau, 1997).

$$\{Entrada\} + \{Generación\} = \{Salida\} + \{Consumo\}$$

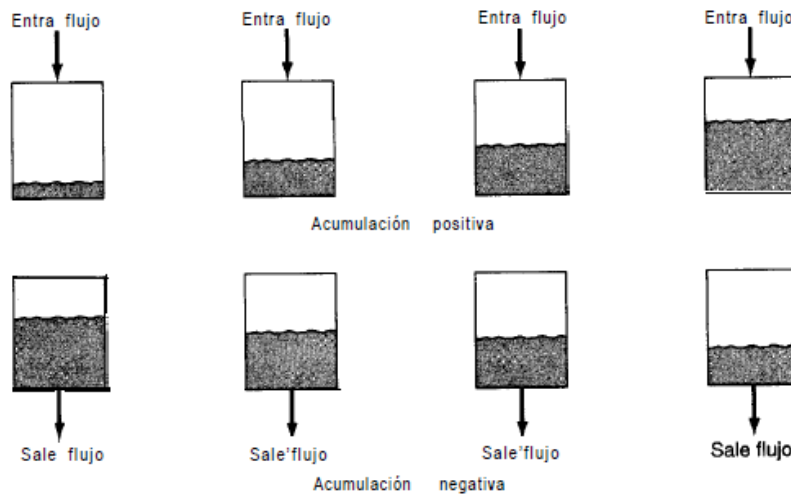


FIGURA 7.1 Diagrama de los términos de acumulación. (Himmelblau, 1997)

Para el caso de este trabajo el balance de masa que se plantea no es para analizar la cantidad de contaminante que entra al suelo y la cantidad que sale, puesto que aquí el suelo contaminado ya se considera como un pasivo ambiental, donde la característica de los pasivos ambientales es que se trata de sitios que fueron contaminados desde tiempo atrás a los cuales no se les ha realizado ningún mecanismo de remediación.

Debido a que no se tiene conocimiento de la cantidad inicial del contaminante que se derramó al suelo generando la contaminación. El balance que se propone es de tal forma que permita conocer la carga del contaminante presente en cada uno de los niveles de estudio del medio poroso, dependiendo de las propiedades fisicoquímicas de los contaminantes y del suelo.



CAPITULO VIII. METODOLOGÍA DEL BALANCE DE MASA.

Para el planteamiento de la metodología del balance de masa en un suelo contaminado, es necesario tomar en cuenta que este tipo de suelos son los que las normas mexicanas ambientales consideran como pasivos ambientales, dada esta condición, se dice que los procesos de distribución del contaminante en el suelo ya se efectuaron.

En la Figura 8.1, se presenta un diagrama de la metodología para realizar el balance de masa, dicho diagrama consiste en 3 etapas. En la primera etapa se enuncia la información básica necesaria que se debe generar a partir de la caracterización del contaminante, es decir, mediante los estudios realizados previamente se determina el tipo de contaminante presente en el suelo, orgánico o inorgánico.

Si el contaminante es orgánico, los estudios realizados deberán indicar la composición, masa molecular, densidad, solubilidad, factor de volatilización y el K_{ow} ; mientras que si se trata de un contaminante inorgánico, se requiere conocer la composición, masa molecular, densidad y solubilidad.

De igual forma se requiere cierta información referente al suelo, es decir, se necesitan conocer las propiedades fisicoquímicas del suelo, ya que como se mencionó en el Capítulo III, estas propiedades son las que definirán el comportamiento del contaminante a través del suelo. Por lo que se recomienda hacer un análisis mecánico de suelos y un análisis estratigráfico, esto con la finalidad de conocer la textura, densidad aparente, densidad real, porosidad, fracción orgánica, conductividad hidráulica, pH, capacidad de retención, entre otras. Cabe mencionar que las más importantes para el caso de suelos considerados como pasivos ambientales, son la densidad real y la densidad aparente, pues a partir de estas densidades se determina la porosidad, donde ésta es la propiedad principal que influye en el mecanismo de adsorción que se presenta comúnmente en estos pasivos, para algunos suelos en la literatura se



reportan capacidades de adsorción (que son función de la porosidad) del suelo para algunos contaminantes como se muestra en la Tabla 8.1.

Tabla 8.1 Capacidades de retención de combustibles para algunos suelos (ppm de combustible en suelo) (LaGrega, 2001)

Combustible	Grava	Arena gruesa	Arena mediana	Arena fina
Gasolina	1000	1600	3200	5000
Diesel	2000	3200	6400	10000
Combustible de petróleo No.6	4000	6400	12800	20000

Teniendo conocimiento de esta información base, es necesario que se realice un estudio de muestreo en el sitio contaminado, dicho estudio proporcionará otra parte fundamental de los datos necesarios a utilizar en la etapa 2 de la metodología propuesta.

En esta etapa 2 de la Figura 8.1, es necesario que los datos generados de los estudios previamente realizados, posean un alto grado de representatividad y de confiabilidad, lo cual dará una reproducibilidad de los resultados finales, puesto que sobre estos datos se harán los cálculos y determinaciones necesarias para la etapa 3.

En primer lugar, en esta segunda etapa, se recopilan los datos de concentración del contaminante que se encuentra presente a cada una de las profundidades (previamente establecidas). Se recomienda georreferenciar los pozos de muestreo en coordenadas (x,y), no es necesario hacer esta georreferenciación con las coordenadas que proporciona un equipo GPS, basta con establecer un par de ejes X y Y arbitrarios, el eje Z se conformará con los datos de concentración obtenidos con anterioridad.



Establecidos dichos ejes se procede a acomodar estos datos en el software SURFER 8, el cual si se arreglan los datos en columnas en forma vertical, donde la primera columna contendrá la coordenada X, la segunda columna los datos de la coordenada Y, y la tercer columna los datos del eje Z (concentración). Como resultado del procesamiento de los datos colocados en el software, dicho programa proporcionará una imagen como la que se muestra en la Figura 8.2.

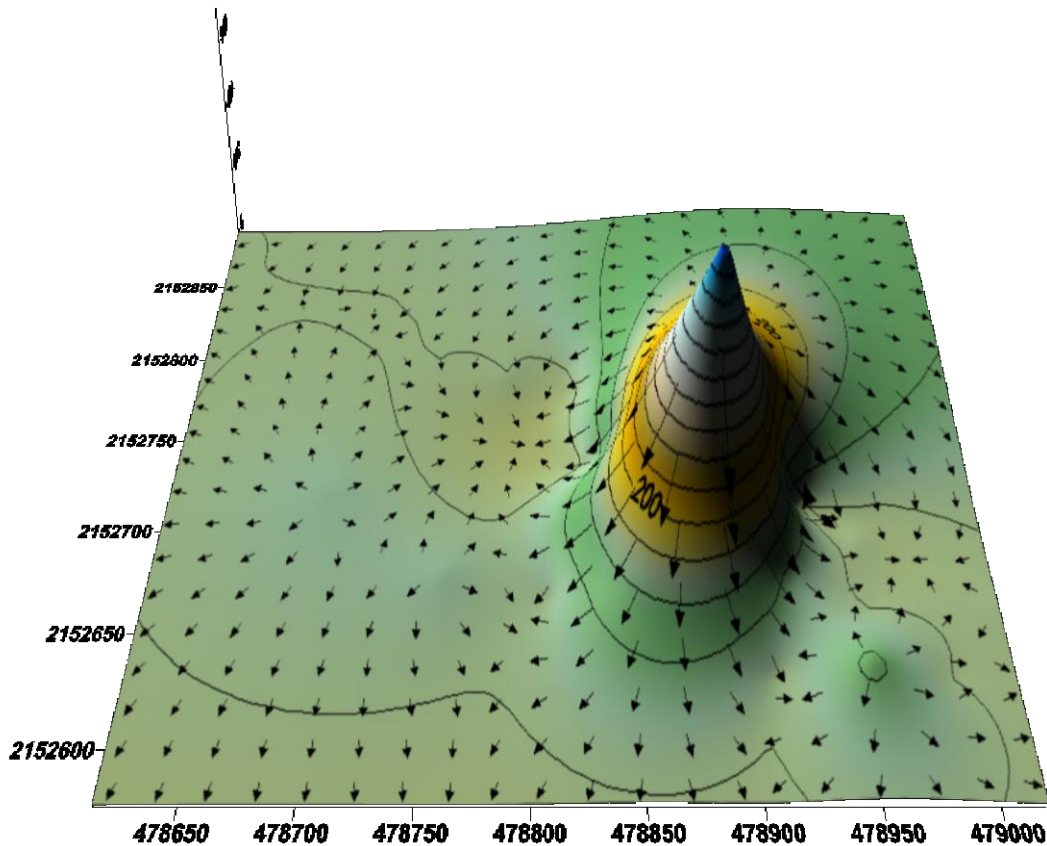


Figura 8.2 Grafico de área neta y distribución del contaminante según los gradientes de concentración con *Surfer 8*.

La imagen que brinda este programa es el área neta de contaminación del suelo, proporcionando un número, al cual se referirá como “área de suelo contaminado” (Asc), para utilizarse en la tercera etapa de la metodología, como se puede



observar también se proporciona un boceto de la dirección que posee el contaminante derivado de los gradientes de concentración.

Con el dato del área de suelo contaminado (A_{sc}), se comienza con los cálculos correspondientes a la etapa 3 de la Figura 8.1, la cual involucra las ecuaciones necesarias para determinar la carga total del contaminante en el suelo.

A partir del A_{sc} , se determina el *volumen de suelo contaminado* (V_{sc}) con la ecuación (18) para cada nivel de estudio.

$$V_{sc} = (A_{sc}) * (P) \quad \text{ec. (18)}$$

Dónde:

V_{sc} es el volumen de suelo contaminado (m^3).

A_{sc} es el área de suelo contaminado (m^2).

P es la profundidad (m).

El volumen total de suelo contaminado se determina con la ecuación (19), en la cual se realiza la suma de los valores de volumen de suelo contaminado para cada profundidad i .

$$V_{Tsc} = \sum_{P=i}^{P=n} V_{sci} \quad \text{ec. (19)}$$

Se procede a determinar la masa de suelo contaminado a partir del valor de V_{sc} y con la ecuación (20).

$$M_{sc} = (V_{sc}) * (\rho_{ap}) \quad \text{ec. (20)}$$

Dónde:

M_{sc} es la masa de suelo contaminado (Kg).

ρ_{ap} es la densidad aparente del suelo (Kg/m^3).



La masa total de suelo contaminado se determina sumando los valores de M_{sc} para todas las profundidades, ecuación (21).

$$M_{Tsc} = \sum_{P=i}^{P=n} M_{sci}$$

ec. (21)

Para obtener la carga del contaminante presente en el suelo, se necesita el valor de M_{sc} y la ecuación (22).

$$M_{cp} = (M_{sc}) * (Cx)$$

ec. (22)

Dónde:

M_{cp} es la carga del contaminante (Kg).

Cx es la concentración del contaminante (Kg de contaminante/Kg de suelo).

La carga total de contaminante presente (M_{Tcp}) en todo el suelo se determina con la ecuación (23), la cual suma los valores de M_{cp} para cada profundidad.

$$M_{Tcp} = \sum_{P=i}^{P=n} M_{cpi}$$

ec. (23)

De manera adicional con el valor de la carga total de contaminante, se puede calcular la masa de suelo requerida (S_r) para retener dicha carga, donde primero se calcula el volumen de contaminante (V_c) con la ecuación (24) y se procede a calcular el volumen total de contaminante presente (V_{Tcp}) en el suelo con la ecuación (25), posteriormente el valor obtenido se sustituye en la ecuación (26).

$$V_c = \frac{M_{cp}}{\rho_c}$$

ec. (24)

$$V_{Tcp} = \sum_{P=i}^{P=n} V_{cpi}$$

ec. (25)



$$Sr = \frac{V_{T_{cp}}}{C_r}$$

ec. (26)

Dónde:

C_r es la capacidad de retención del suelo (m^3 de suelo/ m^3 de contaminante).

Se puede calcular el factor de retardo ecuación (27), el cual si toma valor de uno, indica no que se presentan fenómenos que pueden retardar la movilidad del contaminante según las características del medio poroso y del tipo de contaminante, entre otras cosas, si toma valores mayores a uno implica que se presentan fenómenos que lo retardan como la sorción principalmente, con este factor se determina la fracción móvil (ecuación (28)) del contaminante en el suelo, la cual si resulta con valor de uno nos dice que el contaminante se encuentra en fase acuosa, pero si es menor de uno, indica que una fracción de la masa. En la Tabla 8.2 se muestra la relación de los mecanismos de transporte y el efecto que tienen sobre los distintos contaminantes en cuanto a su movilidad donde se ven implicados los fenómenos de retardo.

$$R = 1 + \left[Kd \frac{\rho_{ap}}{n} \right]$$

ec. (27)

dónde:

R es el factor de retardo.

Kd es el coeficiente de reparto (L/Kg)

n es la porosidad (adimensional).

ρ_{ap} es la densidad aparente del suelo (Kg/L).

$Kd = (Koc) * (foc)$

$Koc = (10^{0.72})(\log(Kow) + 0.5)$

Foc es la fracción orgánica del suelo.

$$f = 1/R$$

ec. (28)

f es la fracción móvil



Tabla 8.2 Resumen de procesos naturales que afectan la velocidad de contaminantes en la subsuperficie (LaGrega, 2001).

Proceso	Tipo de compuesto	Efecto en la movilidad
Sorción	Orgánico/inorgánico	Retardación
Precipitación	Inorgánico	Retardación
Intercambio iónico	Inorgánico	Retardación
Filtración	Orgánico/inorgánico	Retardación
Óxido-reducción química	Orgánico/inorgánico	Transformación/retardación
Biodegradación	Orgánico/inorgánico	Transformación
Hidrólisis	Orgánico	Transformación
Volatilización	Orgánico	Eliminación por transferencia
Disolución	Orgánico/inorgánico	Mejora la movilidad
Ionización	Orgánico	Mejora la movilidad
Fase inmiscible	Orgánico	Partición

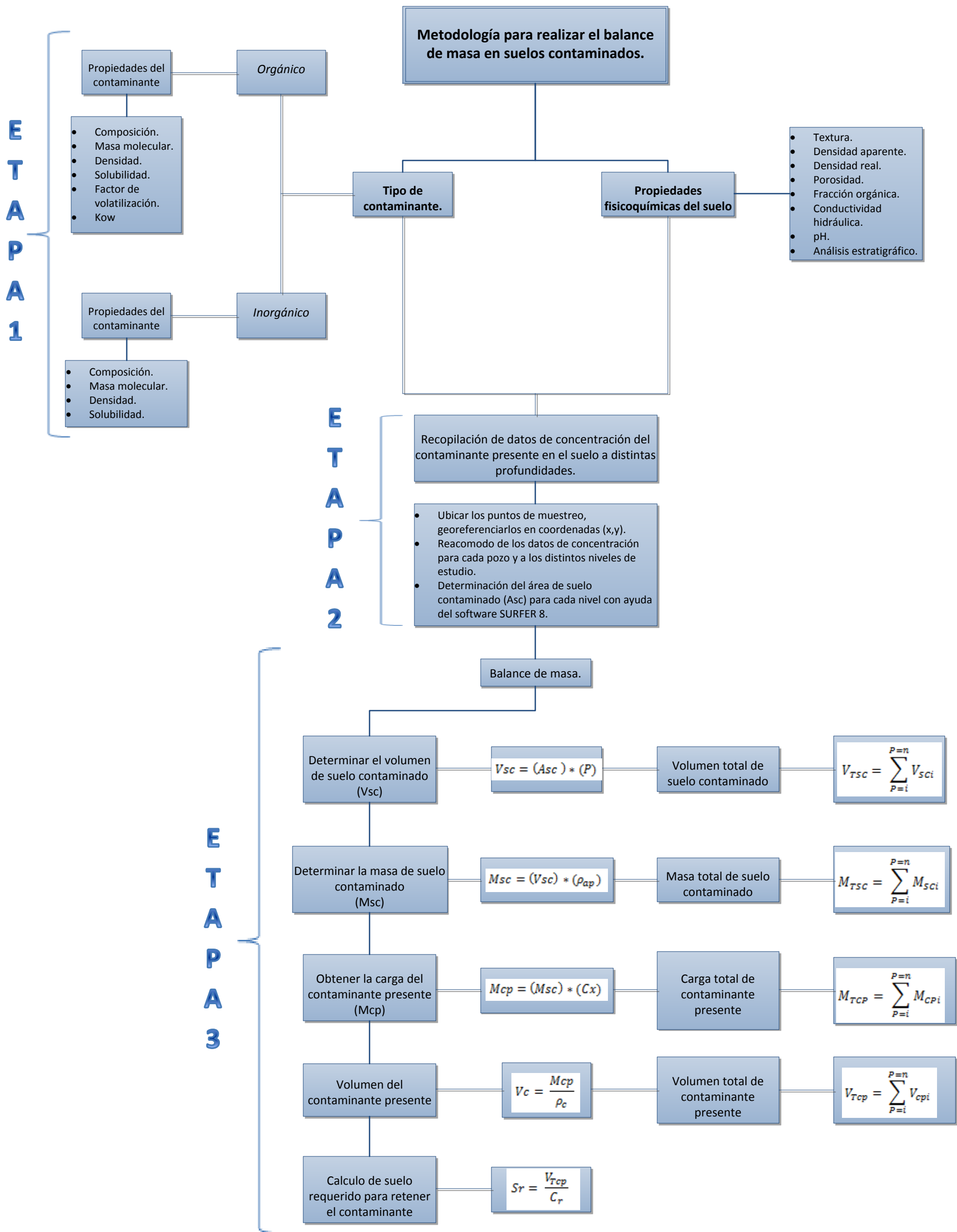


FIGURA 8.1 METODOLOGÍA PARA EL BALANCE DE MASA EN SUELOS CONTAMINADOS.



CAPITULO IV. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.

CONCLUSIONES.

Se obtuvo la información que relacionan los fenómenos de transporte de contaminantes según sus propiedades fisicoquímicas y las propiedades del suelo, se clasificaron los posibles fenómenos de transporte para los contaminantes, permitiendo puntualizar en los fenómenos que se llevan a cabo comúnmente, como son la sorción, difusión, advección, dispersión y dilución.

Se utilizó un software comercial llamado *Surfer 8*, para la determinación de un área contaminada, considerando la localización de los puntos de muestreo y los datos de concentración del contaminante presente, hallándose que se puede prescindir de los puntos precisos de un GPS, ya que se pueden determinar arbitrariamente.

Se desarrolló la metodología para hacer el balance de masa de la carga total del contaminante, considerando los dos factores (tipo de contaminante, propiedades del suelo), que intervienen en su destino final en este caso el suelo.

Se realizó una metodología para el balance de masa en suelos contaminados, considerando tipo de contaminante, las propiedades del suelo y los fenómenos de transporte en el medio poroso, encontrándose que los puntos sensibles para la determinación de la masa de la carga total del contaminantes son la densidad del medio poroso y la concentración del contaminante, el tipo de contaminantes y el mecanismo de transporte que predomina es la sorción.

RECOMENDACIONES.

Se recomienda aplicar la metodología a pasivos ambientales antes y después de la remediación para la determinación de la carga presente del contaminante, obteniendo de manera indirecta de la eficiencia del saneamiento.

Sería conveniente complementar la metodología presentada enfocándola de manera más directa a los mecanismos de transporte que intervienen en el destino final de los contaminantes.



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.

- Agencia de Residuos de Cataluña, 2009, http://www20.gencat.cat/portal/site/arc/menuitem.60fb2478680e61fd624a1d25b0c0e1a0/?vgnextoid=eb3fb6ecd62d6210VgnVCM1000008d0c1e0aRCRD&vgnnextchannel=eb3fb6ecd62d6210VgnVCM1000008d0c1e0aRCRD&vgnnextfmt=default&newLang=es_ES, Fecha de consulta: Abril 2011.
- Baptista C., 2010, “Contaminación de Agua y Suelos”, Sao Paulo, Instituto de Investigaciones Tecnológicas de Sao Paulo.
- Bonneau M., 1982, “Constitutents and Properties of Soils”, USA, Academic Press Inc., Fecha de consulta: Enero 2011.
- Buckman H., 1969, “The Nature and Properties of Soils” (7ª ed.), USA, The Macmillan Company, Fecha de consulta: Enero 2011.
- Calabress E.,(1990), “Petroleum Contaminated Soils Vol. I” (4ª ed.), USA, 1990, Lewis Publishers, Fecha de consulta: Enero 2011.
- Carney T., 1993, “Contaminated Land, Problems and Solutions”, Great Britain, Chapman Hall, Fecha de consulta: Enero 2011.
- Chambers C., 1991, “In Situ Treatment of Hazardous Waste-Contaminated Soils”, 2º edición, USA, Editado por Library of Congress Cataloging –in- Publication Data, Fecha de consulta: Abril 2011.
- Doménech X., Peral J., 2006, “Química Ambiental de Sistemas Terrestres”, España, Reverté, Fecha de consulta: Enero 2011.
- Donahue R., 1971, “Soils: an Introduction to Soils and Plant Growth” (3ª ed.), USA, Prentice Hall, Fecha de consulta: Enero 2011.
- ECOSOFÍA.org, 2006, “Las 10 ciudades más tóxicas del planeta.” http://ecosofia.org/2006/10/las_10_ciudades_mas_toxicas_del_planeta.html, Fecha de consulta: Noviembre 2010.
- EPA, 2011, www.epa.org Fecha de consulta: Enero 2011.
- EPA 542-F-01-008S, 2002, www.epa.org Fecha de consulta: Enero 2011.
- Felder, 2004, “Principios Elementales de los Procesos Químicos”, México, 3º edición, Limusa Wiley, Fecha de consulta: Abril 2011.
- Fitz E., 1987, “Suelos: Su Formación, Clasificación y Distribución” (3ª ed.), México, Compañía editorial Continental S.A de C.V, Fecha de consulta: Diciembre 2010.



- Foth H., 1990, “Fundamentals of Soil Science” (8ª ed.), USA, John Wiley & Sons, Inc., Fecha de consulta: Enero 2011.
- Garcia I., 2011, “Contaminación del Suelo e Impacto Ambiental”, España,
<http://edafologia.ugr.es/conta/tema11/concep.htm#anchor604205>,
Fecha de consulta: Febrero 2011.
- Henley D., 2002, “Calculo de Balances de Materia y Energía”, reimpresso en México, Reverté S.A., Fecha de consulta: Marzo 2011.
- Hern S., 1989, “Vadose Zone Modeling of Organic Pollutants”, 3º edición, USA, Editado por Library of Congress Cataloging –in-Publication Data, Fecha de consulta: Abril 2011.
- Hernández M., 2010, “Evaluación de la Adsorción de Percloroetileno y Tricloroetileno en la Zona Saturada de Dos Tipos de Suelo”, México D.F., Fecha de consulta; Diciembre 2010.
- Himmelblau, 1997, “Pincipios Basicos y Calculos en Ingeniería Química”, México, Prentice Hall Hispanoamericana S.A., Fecha de consulta Abril 2011.
- INE, 2007, “ Tecnologías de Remediación para suelos Contaminados por EPT”, fecha de consulta Abril 2011.
- Jaramillo D., 2002, “Introducción a la Ciencia del Suelo”, Medellín, Universidad Nacional de Colombia, Fecha de consulta enero 2011.
- LaGrega M., 2001, “Hazardous Waste Management”, 2º Edición, USA, Mc Graw Hill, Fecha de consulta: Marzo 2011.
- LGPGIR, 2007.
<http://www.semarnat.gob.mx/tramites/gestionambiental/Materiales%20y%20Actividades%20Riesgosas/sitioscontaminados/pasivos/pasivos.pdf>. Fecha de consulta Octubre 2010.
- Liu B., 2001, Effects Of Soils Water Content on Biodegradation of Phenanthrene in a Mixture of Organic Contaminants, Soil and Sediment Contamination, Vol.10, No. 6 pp 633-658, 2001.
- Lyman, 1992, “Movility and Degradation of Organic Contaminants in Surface Environmental”, USA, Editorial: C.K. SMOLEY. Inc., Fecha de consulta Marzo 2011.
- Medina, 2001. “Elementos a Considerar para Integrar las Bases de Política para la Prevención de la Contaminación del Suelo y su Remediación.”, México 2001 Editado Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Fecha de consulta Octubre 2010.
- Miliarium, 2004, “Ingeniería Civil y Medio Ambiente”,
<http://www.miliarium.com/tratamientosuelos>, Fecha de consulta Febrero 2011.



- Minería y Suelo, 2011, “Minería y el Suelo: Contaminación del Suelo”, <http://www.uclm.es/users/higueras/mam/MMAM5.htm>, Fecha de consulta: Abril 2011.
- Navfac, 2011, “Naval Facilities Engineering Comendi”, <https://portal.navfac.navy.mil/portal/page/portal/NAVFAC/NAVFA C WW PP/NAVFAC NFESC PP/ENVIRONMENTAL/ERB/BIOSLU RP>, Fechas de consulta Abril 2011.
- Orozco M., 1998, “Operaciones Unitarias”, México, 1° edición, Limusa S.A de C.V., Fecha de consulta Abril 2011.
- Oyarzún R., 2007, “Transporte de Contaminantes en Agua Subterráneas”, Chile, Fecha de consulta: Enero 2011.
- Pierzynski G., 1994, “Soils and Environmental Quality”, USA, 1994, Lewis Publishers, Fecha de consulta Enero 2011.
- Schnoor J., 1996, Environmental Modeling: Fate and Transport of Pollutants in Water, Air, and Soil. Edit. Hardcover. USA, Fecha de consulta: Enero 2011.
- Secretaría del Medio Ambiente, 2008, “Marco Legal y Normativo Aplicable en Materia de Residuos Sólidos”, Fecha de consulta Abril 2011
- SEMARNAT 2008 «Programa Nacional de Remedación de Sitios Contaminados 2008», <http://www.epa.gov/border2012/fora/wasteforum/docs/09presentation s/SemarnatPresentacionPnrsc2-03-12-2008.pdf>. Fecha de consulta Octubre 2010.
- Seoáñez M., 1999, “Contaminación del Suelo: Estudio, Tratamiento y Gestión”, España, Ediciones Mundi-Prensa, Fecha de consulta enero 2011.
- Shaw D., 1977. Introducción a la Química de Superficies y Coloides. Edit. Alhambra, Fecha de consulta: Febrero 2011.
- Superfund, 2004, “Restauración Ambiental”, www.superfund.pharmacy.arizona.edu, Fecha de consulta Febrero 2011.
- Tarcbuk E., 2009, “ CIENCIAS DE LA TIERRA: Una introducción a la geología física”, España, Prentice Hall, Fecha de consulta diciembre 2010.
- Testa, 1991, “Restoration of Petroleum-Contaminated Aquifers”, USA, Editorial Lewis Publishers, Fecha de consulta Marzo 2011.
- Van der Brink, 1995, “Contamionated Soil '95 Vol I ”, Netherlands, 1995, Kluwer Academic Publishers, Fecha de consulta diciembre 2010.



- Van der Perk M., 2006, “Soil Water Contamination”, Great Britain, 2006, Taylor and Francis Group, Fecha de consulta enero 2011
- Volke T, 2002, “Tecnologías de Remediación para Suelos Contaminados”, México 2002, Editado Instituto Nacional de Ecología, Fecha de consulta Octubre 2010.
- Wilson D., 1994, “Hazardous Waste Site Soils Remediation: Theory and Application of Innovative Technologies”, USA, Editorial: Marcel Dekker. Fecha de consulta Abril 2011.
- Yaron B. 1996, “Soil Pollution, Processes and Dynamics”, Germany, 1996, Springer, Fecha de consulta diciembre 2010.