

DEGRADACION DEL SUELO
CAUSAS, PROCESOS
EVALUACION E INVESTIGACION

Serie: Suelos y Clima
SC- 75

Roberto López Falcón

CENTRO INTERAMERICANO DE DESARROLLO
E INVESTIGACION AMBIENTAL Y TERRITORIAL
UNIVERSIDAD DE LOS ANDES
Mérida, Venezuela
2002

Titulo de la publicación: *Degradación del Suelo: causas, procesos, evaluación e investigación*

Autor: Roberto López Falcón

© Roberto López Falcón
© CIDIAT

Diseño de la carátula : Alicia Usubillaga

Primera edición 2000
Segunda edición 2002

Hecho el depósito de ley: 1F74920025741052
ISBN: 980-6483-10-3
Impreso en los Talleres Gráficos del CIDIAT
Apdo. Postal 219
Mérida, Venezuela

CONTENIDO

AGRADECIMIENTO.....	Vi
PRESENTACION.....	xiii
EL RECURSO SUELO: FUNCIONES, USOS Y CAUSAS DE DEGRADACION Y/O PERDIDA.....	1
1. Introducción.....	1
2. El recurso suelo y su multifuncionalidad	2
3. Causas de la degradación y/o pérdida de los suelos.....	8
3.1 Ocupación del suelo por infraestructura, explotación de yacimientos (energía, minas) y/o sitios de interés cultural.....	8
3.2 Aporte de contaminantes y/o alteraciones degradantes del suelo y del ambiente generadas por actividades antrópicas de diversa índole.....	11
3.2.1 Contaminación debida a la actividad agrícola.....	12
3.2.2 Contaminación con origen en zonas urbanas.....	23
3.2.3 Contaminación debida a la actividad industrial.....	29
3.3 Sobreexplotación del suelo.....	42
4. Evaluación de impactos generados por los agentes causantes de la degradación y/o pérdida de los suelos y medidas correctas.....	43
4.1 Impacto de ocupación.....	43
4.2 Impacto por contaminación.....	44
4.3 Impacto por sobreexplotación.....	45
Referencias citadas.....	46
DEGRADACION DEL SUELO. CONCEPTOS BASICOS, CLASIFICACION Y DESCRIPCION DE PROCESOS.....	55
1. Introducción.....	55
2. Principios y conceptos básicos.....	55
2.1 Degradación de la tierra - degradación del suelo.....	55
2.2 El suelo en los ecosistemas.....	57

2.3	El concepto de la energía del suelo.....	58
2.4	Degradación del suelo.....	60
2.5	Estabilidad del suelo.....	64
2.6	Resiliencia del suelo.....	65
2.7	Calidad del suelo.....	68
2.8	Restauración del suelo.....	72
3.	Procesos de degradación del suelo.....	73
3.1	Erosión del suelo.....	75
3.1.1	Erosión eólica.....	76
3.1.2	Erosión hídrica.....	83
3.1.3	Otras formas de degradación, cuya expresión es inducida por la erosión.....	117
3.2	Degradación física del suelo.....	119
3.2.1	Compactación del suelo.....	120
3.2.2	Sellado y encostramiento.....	128
3.2.3	Consolidación del suelo.....	135
3.2.4	Exceso de humedad y anaerobiosis.....	141
3.3	Degradación química.....	145
3.3.1	Procesos químicos básicos en el suelo.....	145
3.3.2	Principales procesos de degradación química.....	150
3.3.3	Prevención y restauración de suelos afectados por degradación química.....	189
3.4	Degradación biológica del suelo.....	192
3.4.1	Materia orgánica del suelo, importancia, formas y caracterización.....	193
3.4.2	Las comunidades microbianas y la degradación del suelo	195
4.	Desertificación	206
	Referencias citadas.....	210
DEGRADACION DEL SUELO, EVALUACION E INVESTIGACION		223
1.	Introducción.....	223
2.	Métodos para la identificación y evaluación de la degradación del suelo	224

2.1	Observaciones y mediciones directas.....	226
2.2	Técnicas de teledetección.....	229
2.3	Modelos de simulación.....	231
3.	Fuentes de datos para la evaluación de la degradación de los suelos....	235
3.1	Información climática, topográfica y del uso y manejo de la tierra	235
3.2	Información de suelos.....	236
4.	Evaluación a diferentes escalas y extrapolación de información de la degradación de suelos.....	237
5.	Aplicación de los sistemas de información geográfica en los estudios de degradación de suelos.....	239
5.1	Definición y funciones de los sistemas de información geográfica.....	239
5.2	Aplicación de los sistemas de información geográfica en la evaluación de la degradación de los suelos.....	242
5.2.1	Fuentes de datos espaciales.....	242
5.2.2	Integración de modelos de simulación y sistemas de información geográfica.....	244
5.2.3	Sistemas espaciales de apoyo para la toma de decisiones.....	244
5.2.4	Algunas bases digitales de datos desarrolladas que permiten la aplicación de los SIG a la evaluación de la degradación de los suelos.....	245
6.	La evaluación global de la degradación de suelos.....	246
6.1	Cambios en la productividad por efecto de la degradación del suelo, evaluados a escala global.....	250
7.	Cuantificación de las condiciones del suelo y su productividad.....	251
8.	Evaluación de las relaciones erosión-productividad del suelo.....	255
8.1	Métodos para la evaluación de la respuesta agronómica a la degradación del suelo.....	256
8.1.1	Experimentos en invernadero o laboratorio.....	257
8.1.2	Experimentos en campo.....	257
8.1.3	Predicción de los efectos de la erosión en el rendimiento de los cultivos.....	258

8.2	Factores que afectan la selección de una técnica apropiada para la evaluación del impacto de la degradación del suelo.....	260
8.3	Adquisición de datos, análisis e interpretación.....	263
9.	Prioridades actuales de la investigación para un mejor conocimiento y manejo de la degradación de los suelos.....	263
	Referencias citadas.....	267

PRESENTACION

En nuestro planeta Tierra, la atmósfera, los ambientes acuáticos y terrestres han sufrido, y continúan sufriendo, por la degradación que afecta a los suelos, las aguas, la vegetación, la fauna y deteriora el clima. Si bien la tierra, recurso que involucra cada uno de dichos componentes, está sujeta a complejas influencias de agentes de la naturaleza, los ambientes y ecosistemas son, de manera creciente, controlados, alterados y degradados por las actividades humanas. En este documento, el enfoque está puesto en la degradación del suelo, sin que ésta sea considerada de manera aislada sino en interacción con otros componentes, que, a la larga, termina expresándose como degradación de la tierra.

Hacer el uso más provechoso del suelo, en la amplia gama de posibilidades, sin causar la degradación irreversible del mismo, aparte de constituir una difícil tarea es un reto que se plantea la humanidad. Solamente considerando la función primordial de los suelos, que es la de constituir la base para la producción de biomasa y por ende para la producción alimentaria requerida por la creciente población mundial, destaca el hecho de que los suelos constituyen un sistema de vital importancia.

El presente documento, cuyo tema fundamental es la degradación de los suelos, consta de tres partes. En la primera parte se discute acerca del suelo como recurso: sus funciones, usos y las causas de su degradación y/o pérdida. Se plantean los diferentes usos y funciones ecológicas y aquellos basados en actividades socioeconómicas, técnicas e industriales. La degradación del suelo se explica por la competencia entre sus diferentes usos, o lo que es lo mismo el excesivo uso de una o varias de las funciones del suelo al costo y riesgo de las otras funciones consideradas. En esta parte también se discute acerca de la evaluación de los impactos generados por los agentes causantes de la degradación y/o pérdida de los suelos y de las alternativas en cuanto a las medidas correctoras.

En la segunda parte, principalmente, se presentan y discuten conceptos y principios que son básicos para abordar el estudio de los procesos de degradación de los suelos. Se presenta la clasificación y descripción de los diferentes procesos de degradación, y algunos criterios para la evaluación de la severidad de la degradación, así como estrategias de manejo, control y/o rehabilitación de los suelos afectados por los diferentes tipos de degradación. Se cierra esta segunda parte con una breve discusión acerca de la desertificación, degradación de la tierra que se presenta como producto del impacto adverso de las actividades humanas en zonas áridas, semi-áridas y subhúmedas secas, que afecta superficies importantes del planeta, llegando a considerarse una amenaza global.

La tercera parte trata, más específicamente, sobre la evaluación e investigación de la degradación del suelo. Los métodos para la identificación y evaluación de la degradación de los suelos se presentan agrupados en varias categorías, de cada una de las cuales se incluye una breve descripción. Se discute acerca de las fuentes de datos que son necesarios para el estudio de la degradación de los suelos, incluyendo la información climática, topográfica de suelos y del uso y manejo de la tierra. Se destacan, entre otros tópicos, la necesidad de la

estandarización, sencillez y objetividad de los métodos a ser aplicados, así como los problemas relativos a las escalas de trabajo, al tamaño de las unidades experimentales y a la extrapolación de resultados entre escalas diferentes. Discusiones acerca de las relaciones degradación-productividad y las metodologías disponibles para su evaluación, así como las prioridades actuales de la investigación de la degradación de los suelos son parte importante del contenido de esta unidad.

OBJETIVOS

Este trabajo fue impulsado por el propósito de elaborar un documento de utilidad docente con los siguientes objetivos específicos:

- Servir de consulta básica tanto a cursantes de pregrado y postgrado, como a profesionales interesados en el tema de la conservación y aprovechamiento sostenido de los recursos naturales.
- Presentar información actualizada y organizada, generada por expertos conocedores, con relación a los procesos de degradación que pueden afectar a los suelos; particularmente, en lo relativo a definiciones, clasificaciones, descripciones, causas, efectos, metodologías de evaluación e investigación, entre otros aspectos de interés.
- Crear conciencia acerca de la importancia, magnitud y severidad de los problemas de la degradación que amenazan al suelo, valioso recurso que representa nada menos que la fundación de la vida en el planeta Tierra.

JUSTIFICACION

El desarrollo sostenible del agua y de la tierra considerando su uso múltiple las implicaciones ambientales y los riesgos naturales, ha sido una de las áreas prioritarias de actuación del CIDIAT, dada la relevancia del tema en el desarrollo económico y social de las naciones y particularmente en la región de América Latina y el Caribe objeto primordial y compromiso del CIDIAT que se lleva a cabo a través de sus programas de Enseñanza, Investigación, Asistencia Técnica y Documentación e Información. Estos cuatro programas prácticamente, giran en torno a la actividad docente, ya que la función principal del CIDIAT es la formación de recursos profesionales, lo cual conlleva a la generación, innovación y adaptación de conocimientos que respondan a las necesidades y áreas críticas del sector ambiente y recursos naturales en los países de la región que atiende el programa interamericano.

En casi todas las áreas de actuación que competen al CIDIAT, en mayor o menor grado, está implícito el conocimiento de diferentes campos de la ciencia del suelo, más aun si se considera la multifuncionalidad del suelo, que va más allá de su función primordial, de ser la base para la producción de biomasa. Los suelos cumplen importantes funciones para la vida humana y su uso inadecuado, aparte de la

degradación y/o destrucción del recurso, puede generar importantes y significativos impactos ambientales.

Aún cuando la degradación de los suelos es un problema con el cual el hombre ha tenido que convivir a lo largo de su historia, y que ha sido señalado como causa principal de la caída y desaparición de grandes civilizaciones en el pasado, en el mundo actual alcanza proporciones descomunales y alarmantes, con la capacidad de producir significativos impactos en el bienestar de la humanidad y en el ambiente. Hecho que hace destacar la importancia de su conocimiento cuando se trata de llevar a cabo planes y programas, proyectos de aprovechamiento del agua, la tierra, los recursos naturales asociados y el ambiente.

El proceso de la revisión del material bibliográfico existente hasta la fecha de elaboración de este documento, significó el manejo de abundante literatura, principalmente en el idioma inglés, con variados enfoques con relación al tema de la degradación de los suelos. Se debe destacar que la literatura actualizada en español es escasa, y más que todo representada por algunos trabajos de investigación relativos a ciertos problemas de degradación, en particular: erosión hídrica, degradación física, salinización del suelo.

Ante la situación planteada, se justifica la elaboración de un texto para el estudio de la degradación de los suelos con información actualizada y organizada en el idioma español, que se ponga al alcance de los usuarios interesados, de modo que pueda servir de consulta básica tanto a estudiantes cursantes de pregrado y postgrado como a profesionales y usuarios interesados en el tema.

EL RECURSO SUELO FUNCIONES, USOS Y CAUSAS DE DEGRADACION Y/O PERDIDA

1. INTRODUCCION

Los suelos constituyen un sistema vital de la más alta importancia, bajo la sola consideración de que la mayor parte de la producción alimentaria requerida por la población mundial en continuo crecimiento depende de ellos.

Aparte de esa función primordial de ser la base para la producción de biomasa, los suelos cumplen otras importantes funciones para la vida humana. Por una parte actúan filtrando, amortiguando y transformando compuestos adversos que contaminan el ambiente, protegiendo así de la polución la cadena alimenticia y el agua subterránea; y también comprenden una reserva de genes, la cual es más completa en calidad y cantidad que la de toda la biota sobre la tierra (Blum, 1998). Por otra parte, los suelos son el basamento para el establecimiento de obras de infraestructura, instalaciones industriales, sistemas de transporte, espacios para actividades de recreación, y son también usados como receptores de residuos y desechos de las actividades humanas. Los suelos son depositarios de materiales tales como gravas, arenas, arcillas y de diversos minerales, de fuentes de agua y de materiales energéticos, que el hombre aprovecha para su bienestar y desarrollo. Conjuntamente con todas estas funciones los suelos son herencia geogénica y cultural, forman parte de los paisajes y guardan tesoros arqueológicos y paleontológicos de gran importancia para el entendimiento del desarrollo e historia de la humanidad.

La degradación acelerada e irreversible del recurso suelo, considerada como uno de los mayores peligros para la humanidad en el futuro, en una primera aproximación, es definida por Blum (1998) como un desbalance de algunas de las funciones del suelo que puede ser causa de su deterioro físico, químico y biológico, y hasta de su total destrucción.

Existen interacciones y también severas competencias entre los diferentes usos a los cuales el suelo y la tierra pueden ser sometidos. En tal sentido, la degradación del suelo puede ser explicada por la competencia entre diferentes formas de utilización o aprovechamiento, de manera que el excesivo uso de una o varias de las funciones asociadas al suelo serán a costo o riesgo de las otras. Es así, que diferentes formas de competencia entre diferentes tipos de uso de las tierras, explican los principales factores y causas de la degradación del suelo.

El problema de la degradación de los suelos es tan antiguo como la historia de la humanidad, de hecho connotados científicos e investigadores (Lowdermilk, 1953; Le Houérou, 1976; Troeh et al., 1980; Gelburd, 1985) comparten la tesis de señalar la degradación de los suelos, generada por el mal manejo de las tierras, como causante principal de la caída y desaparición de grandes civilizaciones en el pasado. Sin

embargo su extensión e impacto en el bienestar de la humanidad y en el ambiente en general alcanza hoy, más que nunca, proporciones descomunales y alarmantes, pues en el mundo actual la degradación del suelo no solo socava la capacidad productiva de los ecosistemas si no que también tiene efectos importantes sobre los cambios climáticos globales por medio de alteraciones en los balances de agua y energía, y en los ciclos del carbono, nitrógeno, azufre y de otros elementos. A través de su impacto en la productividad agrícola y en el ambiente, la degradación del suelo da lugar a inestabilidad económica, política y social. Ello conlleva a que se considere que la degradación de los suelos amenaza y afecta la mera estructura de la humanidad, en su conquista de la tierra a través de 7.000 años.

2. EL SUELO Y SU MULTIFUNCIONALIDAD

En términos generales el suelo es el sustrato en el cual se localizan y desarrollan múltiples actividades del hombre, razón por la cual se le considera un recurso multifuncional. Así, el significado del término suelo puede variar de acuerdo a la utilización o función que se considere. Desde un punto de vista profesional, ingenieros agrónomos, forestales, civiles, geólogos, químicos, etc. tendrán diferentes puntos de vista en cuanto al concepto de "suelo". De aquí que el suelo, como recurso natural, usualmente se considere desde varias dimensiones (DGMA, 1984):

a) El suelo como soporte y fuente de nutrientes para las plantas

Bajo esta consideración, el suelo constituye el soporte de las actividades del hombre dirigidas al aprovechamiento de su potencial productivo para la generación de biomasa: cultivos agrícolas, aprovechamientos forestales, desarrollo de pastizales y ganadería. Las definiciones de Kellogg (1941) y del USDA Soil Survey Staff (1951, 1998) reflejan la estrecha relación de los suelos con el ambiente. "Los suelos son cuerpos naturales que cubren partes de la superficie terrestre, dan sustento a las plantas, y tienen propiedades debido al efecto integrado del clima y de los organismos vivos, actuando a través del tiempo, en grado condicionado por el relieve". Este tipo de definiciones ha sido adoptada tradicionalmente por edafólogos, agrónomos y forestales, con un mayor interés en el suelo como soporte y fuente de nutrientes para cultivos o plantaciones forestales, y en términos generales por aquellas personas que identifican el suelo como un recurso crítico, para el mantenimiento de cualquier ecosistema que necesita ser manejado de manera efectiva. Surge así la importancia de la **calidad del suelo** como elemento fundamental para el logro de la sostenibilidad de los sistemas de producción basados en el aprovechamiento del suelo en su función primaria: como despensa y soporte de las plantas (productor de biomasa).

La calidad del suelo es producto de componentes químicos, físicos y biológicos del suelo y sus interacciones, y puede ser definida como la capacidad del suelo para funcionar de una manera deseada tal como producir cultivos, animales y seres humanos saludables, resistir la degradación y minimizar impactos ambientales (Parr et

al., 1992). Ello abarca no solamente **productividad del suelo** sino también calidad ambiental, seguridad alimentaria, salud de la tierra (Kennedy y Smith, 1995).

La función del suelo como reserva de genes y de biodiversidad también ha sido destacada en razón de la gran variedad de organismos que alberga. El suelo además desempeña un importante papel como filtrante, amortiguador y transformador de sustancias contaminantes (Blum, 1996).

- b) El suelo como sustrato o base física para localización de desarrollos urbanos e industriales.

Al considerar el suelo como sustrato para obras civiles, su espesor va más allá del afectado por las raíces de las plantas y microorganismos edáficos. A los fines de un ingeniero civil, si las propiedades del "suelo" sobre el cual se asentará una carretera no son adecuadas, este deberá ser removido y sustituido por un material conveniente v.g. grava. El suelo bajo esta óptica pasa a ser el soporte de actividades constructivas, industriales y técnicas de muy diversa índole: urbanización, cimentaciones, servicios públicos (carreteras y autopistas, ferrocarriles, aeropuertos, líneas eléctricas), sistemas de depuración de residuos líquidos, y de residuos sólidos, construcción de canales, sistemas de dragados y drenajes, desagües, excavaciones y terraplenes, construcción de embalses, etc. Una definición adecuada en este sentido presenta al suelo como "el conjunto de todos los materiales no consolidados, meteorizados, alterados de su condición original y situados sobre un lecho rocoso duro y consolidado. Ello corresponde a lo que en términos edafológicos se conoce como **regolito** (SSSA, 1978) constituido por materiales sueltos no consolidados, yacentes sobre las rocas del subsuelo. Este material puede ser una capa muy delgada o, al contrario, alcanzar centenares de metros de espesor. Puede ser formado "in situ" de las rocas subyacentes, o provenir de materiales transportados por la acción del viento, o del agua y depositados sobre el lecho rocoso.

El técnico y el planificador de este tipo de actuaciones dirige su atención al "suelo" o material no consolidado del regolito, poniendo su interés en las características del material que le suministran una determinada aptitud a los usos propuestos: capacidad portante, erosionabilidad, estabilidad, permeabilidad, cohesión, compresibilidad, factibilidad de drenaje, etc.

- c) El suelo como depositario de recursos minerales y culturales

El suelo es depositario de recursos que pueden agruparse en dos grandes categorías:

- Materiales de variada naturaleza, que sirven a un sin número de actividades humanas. Ejemplos de tales son los depósitos de arenas y gravas, yacimientos de hidrocarburos, carbón, depósitos de turba, yacimientos de minerales. Para el aprovechamiento de estos recursos, el suelo pasa a ser un estorbo que se debe remover, por lo que aparte de provisor de oportunidades para la actuación

humana, el suelo, a la par, debe ser considerado como factor ambiental receptor de influencias o impactos que puedan comprometer severamente la calidad del ambiente.

- Recursos culturales: el suelo es depositario de determinadas formaciones geológicas o geomorfológicas originales que pueden tener interés didáctico o científico, así como de yacimientos paleontológicos que son testimonio de épocas pasadas.

c) El suelo como medio receptor de residuos y desechos

La actividad agrícola, industrial y otras operaciones comunes del mundo actual producen grandes cantidades de desechos, muchos de los cuales van a parar al suelo, el cual actúa como medio receptor. Aquí hay que destacar, entonces, la función desintoxicadora del suelo (Tan, 1994). Sin embargo, la aportación de elementos extraños al suelo, o en cantidades superiores a las que este puede asimilar, produce efectos que se traducen en alteraciones de la capacidad de su uso primario, o sea el de soporte y fuente de nutrientes para las plantas, para la producción de biomasa, afectando la calidad de mismo y por ende su productividad.

La consideración del suelo como medio receptor de residuos, desechos y/o contaminantes adquiere gran importancia en estos momentos si se considera que con las significativas tasas de incremento de la población urbana al nivel mundial (Cuadro 1.1) y las revoluciones en los campos de la industria y la agricultura, inmensas cantidades de desechos y una variedad de nuevos tipos de contaminantes van siendo generados. A manera de referencia, la cantidad de aguas negras producida en $m^3/día$ por una ciudad puede ser estimada multiplicando el número de habitantes por 0,38, (Thomas y Law, 1977). En los EE.UU. la producción de estiércol por la ganadería alcanzaba, a fines de los años 1970, entre 1,5 y 2 millones de Mg/año, y la producción total de residuos de cultivos, cientos de millones de toneladas (Troeh et al., 1980). La tarea de controlar o reducir la contaminación de los suelos es complicada por la naturaleza difusa o no puntual de las fuentes, de aquí la amplitud de las superficies donde deban ser aplicadas las medidas o esfuerzos para el control de la contaminación. Tal es el caso de la afectación del suelo que se produce por la lluvia ácida, donde los contaminantes atmosféricos que la generan puedan desplazarse grandes distancias, dependiendo de los vientos prevalecientes (Environment Canada, 1984). Blum (1998) ilustra (Figura 1.1) como el uso excesivo de productos de la minería tales como petróleo, carbón, minerales y sales para el mantenimiento del tráfico de vehículos automotores, principalmente por la industria y los asentamientos humanos, trae como resultado el depósito de sustancias orgánicas e inorgánicas perjudiciales, contaminantes de la atmósfera, el suelo y las aguas.

Cuadro 1.1. Incremento en población urbana de 1970 a 1990, expresado como porcentaje de la población total (United Nations Report 1991/1992, adaptado por Blum, 1998)

Area	1970 (%)	1990 (%)
Europa	67	73
Sur América	60	76
Norte América	58	71
Africa	23	34
Asia	24	29
Mundo	37	43

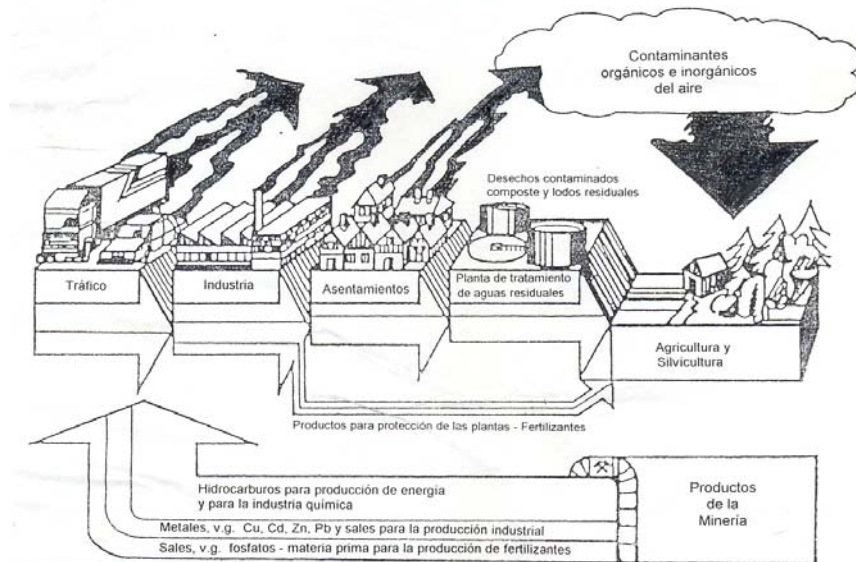


Figura 1.1. Contaminación de ecosistemas terrestres y acuáticos por el uso excesivo de productos de la minería (Blum, 1998).

Análogo a los planteamientos presentados, Blum (1998) expone que hay al menos seis usos principales del suelo y de la tierra los cuales se relacionan con la degradación del mismo:

- La producción de biomasa, la cual asegura la suplencia de alimentos, forraje, fibras, materia prima; una función básica para la vida humana y animal.

- El uso del suelo como filtro, amortiguador y transformador de compuestos adversos entre la atmósfera, el agua subterránea y las raíces de las plantas.
- El suelo como habitat biológico, por lo cual se constituye en una reserva de genes, ya que una gran variedad de organismos viven sobre y/o dentro del suelo. Por lo tanto, el uso del suelo directamente influencia la biodiversidad, la cual es otro importante factor para la vida humana.
- El suelo como basamento para desarrollo de estructuras técnicas, industriales y socio-económicas v.g. desarrollos urbanos, complejos industriales, carreteras y autopistas, aeropuertos, parques, etc.
- El suelo es almacén de fuentes de energía geogénica, de materias primas, tal como arcillas, arenas, gravas, etc., y de agua.
- Los suelos son herencia geogénica y cultural, forman parte del paisaje y son almacén de tesoros paleontológicos y arqueológicos de gran importancia para el entendimiento de la historia del planeta y de la humanidad.

De estos seis usos principales, el citado autor destaca que los tres primeros son más de tipo ecológico y los otros tres son basados en actividades de tipo socioeconómico, técnico e industrial.

La Figura 1.2 ilustra esquemáticamente estos seis principales usos del suelo y de la tierra, indicando que el uso de la tierra debe ser definido como la utilización simultánea tanto espacial como temporalmente de todas las funciones del suelo indicadas, las cuales no son siempre complementarias en un área dada. La citada figura muestra la severa competición e interacción que existe entre los seis principales usos del suelo y la tierra. La degradación del suelo puede ser explicada por la competencia entre los diferentes usos, es decir, el uso excesivo de una o varias de estas funciones al costo y riesgo de las otras.

Tres tipos principales de competencia e interacción entre los seis usos del suelo y la tierra pueden ser distinguidos (Blum, 1998):

- Competencia exclusiva entre el uso de la tierra para desarrollo de infraestructura y el uso del suelo como fuente de materia prima o como depósito de herencia geogénica y cultural por una parte y el uso para la producción agrícola y/o forestal, actividades de filtración, amortiguación y transformación y como reserva de genes por la otra parte. Es el caso de la construcción de una autopista o una fábrica que excluye todos los otros usos, reduciendo así la multifuncionalidad del suelo a un solo uso.
- Interacciones intensivas existen entre los usos de la tierra que implican establecimiento y desarrollo de infraestructuras por una parte y las actividades agrícola, forestal, de filtración, amortiguación y transformación y como reserva de genes que ejerce el suelo por la otra parte. Estas interacciones ocurren especialmente en las áreas urbanas y periurbanas las cuales con su crecimiento acelerado en las diferentes partes del mundo, colindan con las tierras agrícolas y forestales.

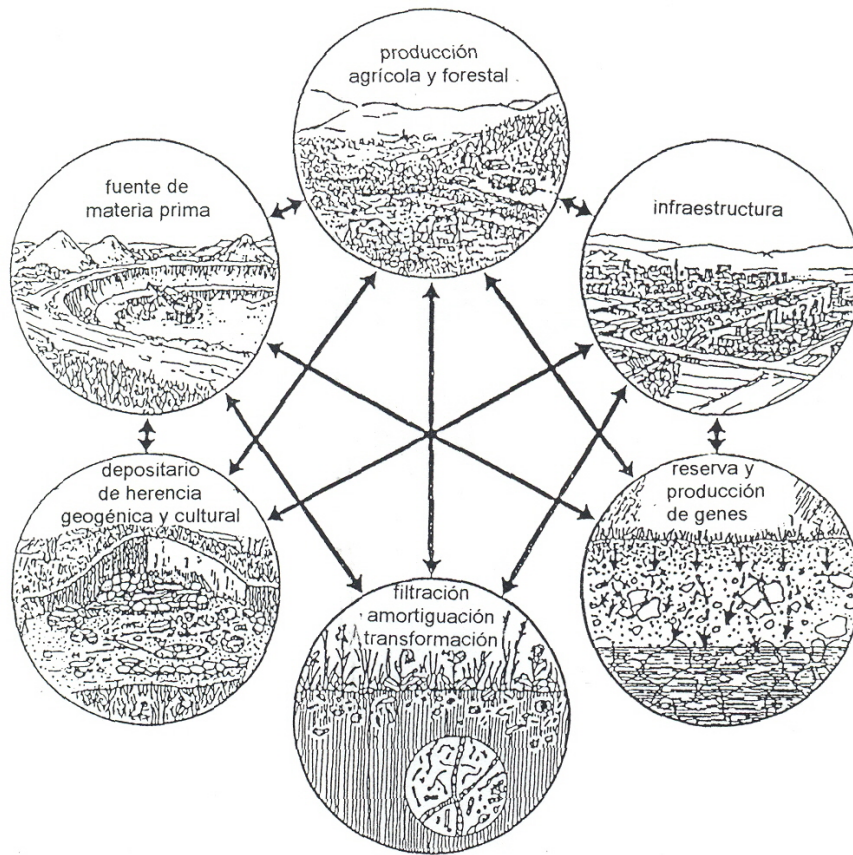


Figura 1.2. Los seis usos principales del suelo y la tierra y la competencia entre ellos (Blum, 1998).

- Además existe intensa competencia entre los tres usos ecológicos del suelo y las tierras. Así por ejemplo la agricultura no solo influencia la cadena alimenticia sino también la cantidad y calidad de la producción de agua subterránea a través de la aplicación de prácticas y manejo agrónomico, especialmente a través del uso de agroquímicos.

Blum (1998) señala que los conceptos básicos para combatir la degradación del suelo deben basarse en una armonización de los seis principales usos del suelo y la

tierra al nivel regional o local, minimizando los usos de un solo tipo con carácter de irreversibilidad.

3. CAUSAS DE LA DEGRADACION Y/O PERDIDA DE LOS SUELOS

El suelo en su condición de uso primario es susceptible de recibir impacto que puede expresarse en diferentes formas de degradación e inclusive en la pérdida irreversible del mismo. Dicho impacto, en términos generales, puede ser producido por tres causas fundamentales: la ocupación, la contaminación y la sobreexplotación.

3.1 *Ocupación del suelo por infraestructura, explotación de yacimientos (energía, minas) y/o sitios de interés cultural*

El impacto de ocupación es generado por cualquier actividad que tome posesión de la tierra e invalide la utilización primaria del suelo, y conlleva generalmente a una pérdida irreversible del mismo. Las más representativas expresiones de estos impactos son la expansión de las ciudades y lo que ello implica: urbanización, localización de polígonos industriales, vías de comunicación, construcción de embalses, aeropuertos, etc. Desde los años 1920 se ha registrado en el mundo una considerable ampliación de las áreas urbanas. En ciudades de países desarrollados, entre 1920 y 1960, tal crecimiento se ha estimado inicialmente como equivalente a 2,5; en los países en desarrollo el mismo se ha estimado en 8 veces aproximadamente (Arnon, 1981). En EE.UU., a inicio de los años 1980 cerca de 129.000 km² estaban cubiertos de carreteras y 3.000 km² estaban ocupados por lotes para estacionamiento de vehículos (Ramade, 1984). En adición a la pérdida de tierras agrícolas, bajo las capas de concreto y asfalto de las vías de transporte, éstas son causantes de degradación por la contaminación (gases y ruidos) que generan los vehículos automotores que transitan por ellas, tópico que será tratado más adelante, en el desarrollo de este documento.

El establecimiento de complejos hidroeléctricos trae consigo la inundación de grandes superficies de suelo fértil, y de importante cúmulo de diversidad biológica, aparte de que los impactos directos e indirectos de degradación de las tierras pueden ser considerables. A través de la regulación del caudal de los ríos, la construcción de embalses puede dañar, aguas abajo, planicies de inundación, ciénagas, así también en las tierras aledañas al embalse, puede generar la elevación del nivel freático, causando encharcamiento y salinización (Barrow, 1991).

El impacto de ocupación se agrava por su carácter prácticamente irreversible y por la relativa selectividad hacia los mejores suelos, ya que usualmente los desarrollos urbanos tienden a asentarse y crecer en tierras planas cercanas a los ríos donde los suelos son de buena calidad.

La ocupación del suelo, para usos como los señalados, puede significar la destrucción del mismo y, en casos menos drásticos, la modificación de su capacidad

de uso primario. En este sentido hay que considerar la expresión de una serie de efectos inducidos por la propia ocupación, tales como:

- Modificación del drenaje del suelo por cimentaciones, impermeabilización, etc., que afecta directamente su calidad e indirectamente los ecosistemas que sobre él pueden desarrollarse.
- Alteración de la topografía y del relieve en general con incidencia directa en el suelo, en la insolación, en la aireación, en el microclima y por consiguiente en la capacidad de uso y en los ecosistemas.

En las etapas de construcción e instalación de infraestructuras, cuando no se toman las medidas preventivas adecuadas, y dadas las labores de perforación y remoción del suelo, pueden ocurrir pérdidas de suelo considerables. Al ser transportados por las aguas de escorrentía estos sedimentos se convierten en contaminantes del ambiente.

La explotación minera, incluyendo la extracción de materiales (arenas, gravas, etc.), puede también considerarse como impacto de ocupación, pero a diferencia de los anteriores éste puede ser reversible aunque con considerables dificultades, ya que para lograr la recuperación, una vez que la actividad perturbadora ha cesado, se necesita de la aplicación sostenida y a largo plazo de técnicas con alta demanda de energía y de altos costos. Al respecto, Barrow (1991) comenta que la explotación de las tierras en canteras y minas no siempre resulta en un estado de degradación permanente, pues algunos de los paisajes más estéticos y placenteros y ejemplos de valiosos sitios de conservación deben su origen a este tipo de actividad. Sin embargo, y desafortunadamente, mientras las minas y canteras están activas considerables daños ambientales pueden ocurrir (Detwyler, 1971).

La minería en términos generales puede ser superficial, y subsuperficial o en profundidad; esta última puede realizarse excavando túneles de diámetro relativamente pequeño. La minería en superficie puede ser de varios tipos (Barrow, 1991):

- Excavaciones a cielo abierto, o canteras en las cuales se remueven pocos escombros.
- Excavación en bandas a cielo abierto, en las cuales más escombros que minerales son removidos.
- Excavación en superficie con agua a presión. En este tipo de operación el sedimento de río es el lavado para separar minerales y/o piedras preciosas.

Para 1971, según reporte de Bradshaw y Chadwick (1980) 4/5 partes del combustible sólido y minerales en EE.UU, provenía de minas a cielo abierto. Una vez abandonadas las excavaciones han servido para distintos usos, v.g. como relleno sanitario, para uso recreacional o inundadas pasando a formar pequeños lagos o lagunas. Tal es el caso de explotaciones de turba en regiones de Francia, Bélgica y el

Reino Unido, donde las excavaciones remanentes al ser inundadas dieron lugar a lagos de poca profundidad que armonizan con el paisaje (Barrow, 1991).

La minería a cielo abierto causa, en términos generales, las siguientes dificultades (Barrow, 1991):

- La extracción de materiales, minerales y escombros da lugar a grandes cavidades en el terreno.
- Cuando el material o mineral(es) son extraídos y los escombros son devueltos al sitio de la excavación, una vez que dicho material se asienta, puede generarse una depresión. La subsidencia también puede asociarse con la minería en profundidad.
- El reestablecimiento de vegetación en el sitio de la mina restaurado, o en los sitios de minas abandonadas que no han recibido tratamiento para su restauración, puede ser un problema. Ello, en razón de la inexistencia del suelo que anteriormente cubría el área, o debido a la presencia de niveles tóxicos de varios elementos, contenidos en los escombros.
- Los escombros acumulados, al menos temporalmente como montones de desecho, son desagradables a la vista y peligrosos ya que son propensos a sufrir derrumbes y/o pueden contener compuestos tóxicos expuestos a ser lavados por las lluvias o inclusive pueden sufrir combustión espontánea debido a la oxidación de materia bituminosa contenida en los escombros. La minería en profundidad también genera este tipo de problema.
- Existe el riesgo de inundación de las excavaciones. Hecho que puede tener, sin embargo, un impacto positivo, de ocurrir cuando las actividades de minería han cesado, dado su potencial aprovechamiento recreacional y para la vida silvestre.
- El ruido, polvo y vibración generados por la maquinaria y explosivos utilizados en la explotación minera, causan perturbación en el ambiente.

La extracción de petróleo, gas natural, sales y agua subterránea se hace mediante perforaciones profundas. En el caso de la perforación de pozos petroleros, estas pueden tener varios kilómetros de profundidad. Algunas veces los materiales vienen a la superficie bajo presión natural, obviándose la necesidad de bombeo. Cuando se requiere de bombeo para la extracción puede también requerirse la inyección de solventes, detergentes, o vapor a través de una segunda perforación o por tubería interna, dentro de la misma perforación para la extracción, para ser purgado de la fuente contentora (Barrow, 1991).

Con la minería en profundidad se asocian principalmente tres tipos de problemas: la subsidencia, la acumulación de montones de escombros y el agua rica en minerales que es bombeada o que escurre de la mina. La subsidencia, un problema principal depende de la estructura y características de la roca intervenida; de las técnicas de minería usadas (si se dejan estructuras de soporte o pilares el colapso puede ser reducido o prevenido) y también depende de la profundidad a la cual se

hace la extracción en la mina. La subsidencia puede dañar carreteras, casas, etc. Los huecos que quedan en profundidad pueden llenarse de agua (Barrow, 1991).

La minería hidráulica, o sea la extracción de sedimentos del lecho o bancos de los ríos con agua a presión y posterior lavado de los materiales extraídos, causa relativa poca excavación a menos de que se usen maquinas para el dragado. Sin embargo, el material o cola de desecho es siempre importante. Barrow (1991) comenta que en Malasia, Tailandia, California (EE.UU), Australia y en partes de Brasil, tales desechos constituyen un problema ya que, si bien raramente son tóxicos, están usualmente constituidos por material arenoso infertil que se disemina durante las crecidas de los ríos, obstruye los cauces y cubre las tierras agrícolas cercanas a estos; el cual es un problema que puede perdurar por largo tiempo. Beaumont (1989) reseña que, en California, EE.UU., durante el siglo XIX la minería del oro generó enormes cantidades de estos materiales como colas de desecho, los cuales son todavía móviles causando problemas de inundación y asolvamiento.

La ocupación de yacimientos de interés cultural: paleontológico, arqueológico, geológico pueden ser citados como otro tipo de impacto por ocupación del suelo de relativa frecuencia en su ocurrencia.

3.2 Aporte de contaminantes y/o alteraciones degradantes del suelo y del ambiente generadas por actividades antrópicas de diversa índole

La contaminación puede ser definida como la liberación, en un ambiente compartido y en contra de intereses comunes, de sustancias ofensivas como subproductos o desechos. Alternativamente, un contaminante puede definirse como algo en el lugar errado o bien en el sitio adecuado pero en el momento inapropiado. La contaminación se considera primaria cuando tiene un efecto directo en el ambiente, o secundaria como es el caso del producto de procesos fotoquímicos o de la interacción con la humedad que sufren algunos contaminantes una vez liberados. La contaminación puede ser acumulativa e insidiosa o inmediatamente evidente y de corta o larga duración. Es importante considerar que los problemas de la contaminación pueden solamente llegar a manifestarse cuando valores umbral o límite son alcanzados. Las fuentes de contaminación pueden ser puntuales (v.g. descargas de aguas servidas de una tubería, o una explosión que ocurra en una fábrica de productos químicos) o no puntuales (v.g. contaminación arrastrada con el escurrimiento o drenaje superficial de tierras agrícolas y/o de áreas urbanas). Por otra parte se tiene que la liberación, desde cualquier tipo de fuente de contaminación, puede ser instantánea y aislada; instantánea y repetida o periódica simple o múltiple (Barrow, 1991).

La contaminación puede tener lugar en el agua, el suelo o la atmósfera y usualmente ocurren intercambios entre estos sistemas por lo cual se dificulta tratarlos por separado; sin embargo, en las discusiones que se presentan en este capítulo, el énfasis es puesto en el sistema suelo.

Son muy diversas las fuentes de la contaminación que alcanzan al suelo; muchos de los contaminantes llegan por aportaciones directas. Indirectamente, la

contaminación del suelo se produce por arrastres de desechos en el aire y en el agua. Las principales fuentes de contaminación, o las más comunes, tienen su origen, básicamente en tres tipos de actividades: agrícola, urbana e industrial.

3.2.1 Contaminación debida a la actividad agrícola

La producción agrícola en cualquier sitio representa la interacción del suelo y factores meteorológicos; sistemas de cultivo; operaciones de siembra y labranza; uso de productos químicos (formulaciones, dosis, localización, tiempo y método de aplicación); irrigación (métodos de aplicación, calidad del agua, cantidades, frecuencia de aplicación); y métodos de cosecha y disposición de residuos.

Waddell y Bower (1988) señalan que la generación y descarga de residuos por la actividad agrícola son determinadas por las características del sitio, los insumos naturales o ambientales, los procesos ambientales, la producción y el manejo y los insumos tecnológicos aplicados (Figura 1.3); tales factores están estrechamente relacionados. Así, por ejemplo las características del sitio son afectadas por las antecedentes tecnologías empleadas, lo cual incluye prácticas e insumos tecnológicos, así como procesos e insumos naturales. Las necesidades de manejo e insumos tecnológicos son determinadas por las características del sitio, insumos naturales, cultivos a ser desarrollados y las características deseadas de la producción.

Diferentes sistemas de producción agrícola implican diferentes mezclas de insumos requeridos para la producción y también diferencias en cuanto a la descarga de residuos o desechos. El nivel y patrones temporales de descarga de residuos de una actividad agrícola, en gran medida, se relaciona con el nivel de producción y con el correspondiente uso de insumos para la producción agrícola, incluyendo el nivel y mezcla de esos insumos, y de como, cuando y donde ellos son usados.

Las actividades de producción agrícola pueden impactar los sistemas naturales alterando procesos de transporte (erosión hídrica y eólica, escurrimiento superficial, infiltración del agua en el suelo) y transformación (química, física y biológica). Alteraciones que, a su vez, afectan la subsecuente generación y descarga de desechos.

Los principales procesos ambientales que han sido señalados como responsables del transporte de sustancias químicas usadas en actividades agrícolas son los siguientes (Waddell y Bower, 1988):

- Desvío hacia la atmósfera, en el momento de la aplicación.
- Volatilización y evaporación en la atmósfera.
- Atrape y suspensión, por el viento, de partículas de suelo con sustancias químicas adsorbidas.
- Arrastre de partículas y sustancias químicas en el escurrimiento.
- Interflujo en el agua superficial.
- Lavado o percolación profunda a través del suelo, por debajo de la zona de raíces y/o a los acuíferos subterráneos.
- Absorción de sustancias químicas por las plantas y remoción durante la cosecha.

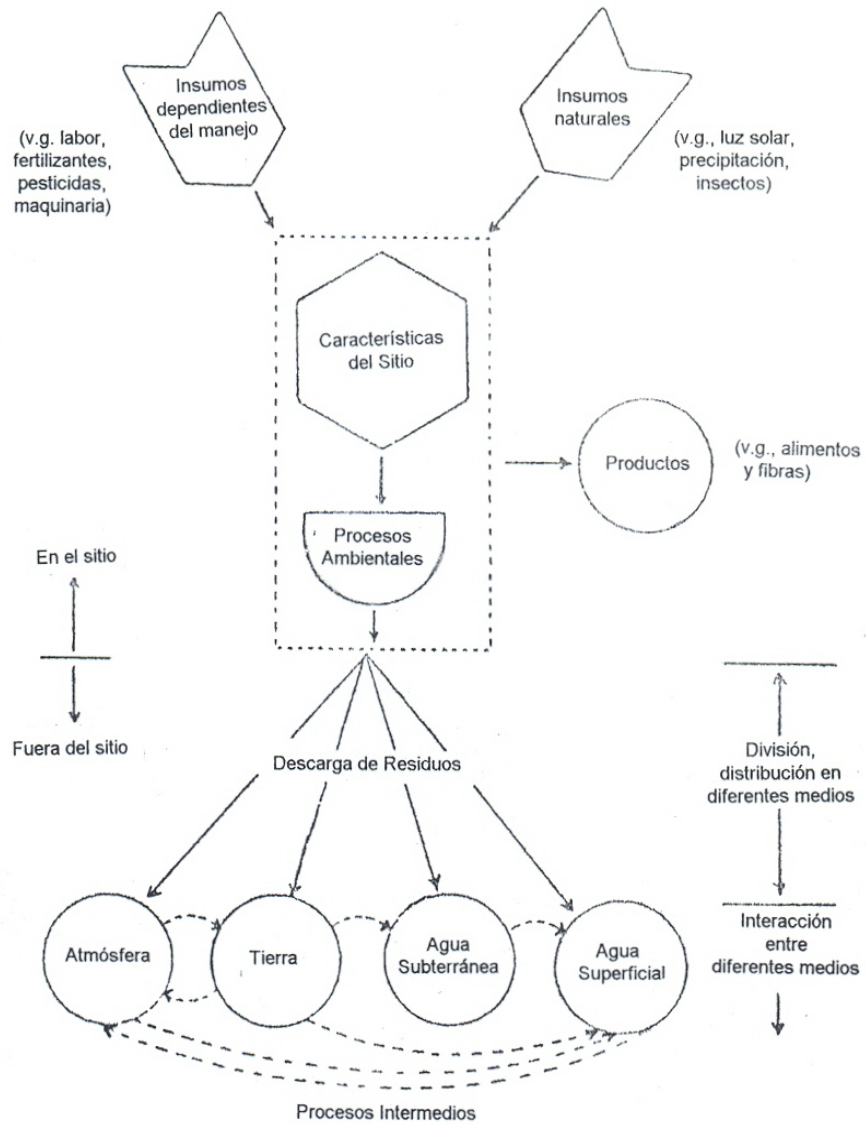


Figura 1.3. Generación y descarga de residuos de una actividad agrícola (Waddell y Bower, 1988).

Es importante destacar que muchos de estos procesos de transporte pueden ser alterados a través de modificaciones en las prácticas de manejo.

Para unas condiciones ambientales dadas, el nivel y la sincronización de los insumos aportados por el sistema de manejo aplicado en la producción agrícola constituyen los factores más importantes al determinar la descarga de residuos para un sitio específico. En el caso de insumos agroquímicos: sus propiedades físico-químicas, niveles de aplicación, y modo (ambos: método y tiempo o momento) de aplicación son particularmente importantes para determinar las descargas. En un intento para desarrollar un estimado del balance de masa de agroquímicos en el ambiente, Waddell y Bower (1988) examinaron e interpretaron literatura científica especializada, describiendo ambos: investigaciones basadas en modelización y estudios empíricos de estimaciones de descargas de sustancias químicas en el ambiente.

El Cuadro 1.2 presenta estimados de la disposición de pesticidas, nitrógeno y fósforo en el ambiente. Dichos estimados representan valores promedio de rangos en espacio y tiempo; tales rangos reflejan variabilidad e incertidumbre. Ellos no necesariamente representan ningún sitio específico o conjunto de insumos aplicados bajo un manejo específico v.g. forma y método de aplicación de nitrógeno. El balance de masa de agroquímicos para un sitio particular podría ser determinado considerando las variables señaladas al comienzo de esta discusión. Tampoco los estimados representan valores extremos, los autores señalan que los rangos fueron establecidos cualitativamente para captar alrededor del 90% de la variación de cualquier descarga de residuos que afecte un compartimiento ambiental. Señalan además los autores que dado que algunos estimados son más exactos que otros, indicadores de la exactitud fueron incluidos para dar un sentido de confianza en cada estimado, tal como se presenta al pie del Cuadro 1.2.

Una breve descripción de los principales tipos de contaminantes generados por el uso de insumos y por residuos, producto de la actividad agrícola, se presenta a continuación:

3.2.1.1 *Fertilizantes*

El uso de fertilizantes inorgánicos, aún cuando esencial en la agricultura moderna para el logro de un alto rendimiento de los cultivos, puede convertirse, dependiendo de las cantidades y del sistema de manejo aplicado, en un riesgo de contaminación del ambiente. Bajas o moderadas tasas de aplicación de fertilizante causan poco o ningún daño al ambiente ya que los nutrientes son utilizados por las plantas. Sin embargo, cantidades excesivas que superan a las necesidades de las plantas contribuyen a la contaminación. El exceso de nutrientes puede ser, por un tiempo, almacenado por el suelo, pero eventualmente será sacado de allí y arrastrado por el agua o por el aire.

Cuadro 1.2. Balances de masa estimados, considerando el ciclo del cultivo hasta la cosecha, para categorías de agroquímicos seleccionadas, y sus exactitudes (*). Valores expresados en porcentaje. (Waddell y Bower, 1988).

Compartimiento Ambiental	Agroquímico		
	Pesticidas	Nitrógeno	Fósforo
Atmósfera	30-55 ^b	15 ^a	< 5 ^c
Suelo donde se aplica el agroquímico (almacenamiento/descomposición)	20-65 ^b	10-30 ^a	55-75 ^b
Plantas (absorción)	4-20 ^c	35-50 ^a	7-15 ^a
Suelo superficial fuera del sitio de aplicación del agroquímico.	1-10 ^c	5-10 ^c	10-15 ^c
Agua superficial	1-5 ^a	< 5 ^a	5-10 ^a
Suelo por debajo de la zona de raíces/ agua subterránea	< 5 ^b	5-15 ^b	< 1 ^b

* *a* : generalmente exacto ; *b* : algo exacto ; *c* : supuesto, mejor estimado

El nitrógeno es usualmente el principal nutriente no sólo en la nutrición vegetal si no también en cuanto a estudios de contaminación por fertilizantes se refiere. El nitrógeno en su forma de nitrato (NO_3^-) recibe principal atención debido a que es altamente soluble y débilmente retenido en el suelo; en contraste con iones como amonio y potasio (NH_4^+ y K^+) que son retenidos por intercambio catiónico y los iones fosfato (H_2PO_4^- y HPO_4^{2-}) que presentan baja solubilidad y fuerte atracción en los sitios de intercambio aniónico (Tisdale y Nelson, 1985). Las dosis de aplicación de fertilizante influyen de manera importante las tasas de lavado de nitrato del perfil del suelo. Así las pérdidas pueden ser reducidas aplicando solamente las cantidades requeridas por el cultivo y en el momento en que el éste lo requiere para satisfacer sus necesidades.

La forma de aplicación del nitrógeno también establece diferencias en cuanto a las tasas de lavado de NO_3^- . Amonio y otras formas orgánicas de nitrógeno (v.g. urea) deben ser oxidados a nitrato antes de que pérdidas importantes por lavado de NO_3^- puedan ocurrir, sobre todo en suelos con significativas capacidades de intercambio catiónico; dicho proceso bioquímico se conoce como nitrificación (Alexander, 1977).

Aparte de los riesgos de contaminación con NO_3^- el proceso de nitrificación produce protones (H^+) lo cual puede incrementar la acidez del suelo. Por esta razón, y a causa de que el nitrato se presenta en la forma de ácido nítrico (HNO_3), los fertilizantes amoniacales son frecuentemente denominados fertilizantes formadores de ácido o acidificantes.

Estudios realizados por Gambrell et al. (1975, citados por Troeh et al. 1980) muestran lo que sucede al nitrógeno aplicado a dos suelos de Carolina del Norte,

EE.UU. bajo diferentes condiciones de drenaje (Cuadro 1.3). Cerca de la mitad del nitrógeno aplicado fue usado por los cultivos. El escurrimiento superficial removió más de lo usualmente esperado, especialmente del suelo pobremente drenado, donde la cantidad de escurrimiento fue pequeña pero la dosis de nitrógeno debió incluir desnitrificación, y pérdidas por percolación profunda que evadió los drenes subsuperficiales.

Cuadro 1.3. Nitrógeno añadido y extraído de dos suelos fertilizados de la planicie costera de Carolina del Norte, EE.UU. (kg/ha.año; promedios de dos años de observación en campo). Fuente: Gambrell, Gilliam y Weed (1975 citados, por Troeh et al., 1980).

Parámetros	Suelo bien drenado	Suelo pobremente drenado
Nitrógeno aplicado como fertilizante.	160	196
Nitrógeno extraído del suelo:		
. cultivo	92	91
. escurrimiento superficial	22	29
. drenaje subsuperficial	26	16
Total medición de nitrógeno extraído	140	136
Nitrógeno no medido	20	60

No es solamente el sobreuso de fertilizantes lo que ha llevado a los altos niveles de contaminación, Addiscott (1988) señala que, en parte, el problema surge a causa de que la materia orgánica del suelo se ha estado descomponiendo más rápidamente en los últimos años en áreas sometidas a labranza debido a cambios de uso de la tierra por ejemplo de pastizales a cultivos de ciclo corto. Algunos autores opinan que la producción de alimentos y otras necesidades de la población humana en continuo crecimiento pudieran ser alcanzadas sin incrementar el uso de fertilizantes; sin embargo, las acusaciones por perjuicio ambiental en contra de los fertilizantes deben ser tomadas seriamente.

Con relación al problema de la contaminación por fertilizantes, con una visión dirigida al manejo integral de los recursos, Shuyler (1994a) señala que todos los planes de manejo agrícola deberían contener un elemento en común: **el manejo de nutrientes** o lo que es lo mismo “el balance de las necesidades nutricionales de un cultivo con las fuentes de nutrientes disponibles para el agricultor”. Shuyler (1994b) destaca que el manejo de nutrientes es un principal ejemplo de prevención de la contaminación, y que requiere de un examen detallado de las operaciones agrícolas y en particular de los esfuerzos por optimizar el uso de insumos para lograr una reducción de subproductos indeseables. El manejo de nutrientes como proceso considera:

- Fuente de nutrientes (fertilizante comercial, estiércol, lodos residuales, residuos de cultivos, etc. y previas aplicaciones).
- Tipo de cultivo y metas realísticas de rendimiento establecidas
- Productividad del suelo.
- Clima.
- Historia del uso de la tierra
- Riesgos ambientales asociados a la tierra.

Entre una cantidad de buenas razones para aplicar el manejo de nutrientes Shuyler (1994a) destaca que es una manera efectiva de ahorrar recursos y de reducir la contaminación.

3.2.1.2 Pesticidas

Antes de 1940, muy poca degradación de tierras podía atribuirse al uso de agroquímicos, los pesticidas modernos justo entonces iniciaban su aparición en el mercado. En los últimos años los esfuerzos para mejorar la producción agrícola se han concentrado en incrementar el rendimiento de los cultivos principalmente a través del uso de variedades mejoradas las cuales responden favorablemente al uso de fertilizantes y riego, pero que demandan insecticidas, fungicidas y herbicidas selectivos para su protección (Barrow, 1991).

A fines de la década de los años 1990, el consumo mundial de pesticidas se ubica alrededor de 3 millones de toneladas por año; de este total 46% se atribuye a herbicidas, 31% a insecticidas y 18% a fungicidas (Anan'eva et al., 1997).

El potencial de los pesticidas como contaminantes depende de su biodegradabilidad y toxicidad a animales y seres humanos. Los pesticidas que pueden persistir en los suelos por un largo período de tiempo afectan la cadena alimenticia por un proceso denominado "magnificación biológica" lo cual significa acumulación y subsecuente concentración en la cadena alimenticia. Ellos también pueden causar severos daños en animales que no son su objeto de acción. La persistencia de los pesticidas es usualmente expresada en términos de "vida media" o "período de semidesintegración" la cual se define como el tiempo requerido para que la mitad de una cantidad dada de pesticida desaparezca o se descomponga para dar lugar a otro compuesto. Surge entonces la posibilidad de que los productos de la descomposición puedan ser igual o aun más perjudiciales que el compuesto original (Tan, 1994). El Cuadro 1.4 presenta características generales de algunos pesticidas de acuerdo a su grado de persistencia.

Cuadro 1.4. Características de algunos pesticidas de uso común clasificados de acuerdo a su persistencia (Barrow, 1991).

No persistente	Persistente	Permanentes
TIPO		
Compuestos organofosforados	Hidrocarburos clorinados DDT Compuestos organoclorados Aldrín Dieldrín Endrín Heptacloro	Compuestos de mercurio, arsénico, plomo.
CARACTERISTICAS		
<ul style="list-style-type: none"> • Pierden toxicidad a través del ciclo del cultivo. • Durante su período de efectividad, pueden ser más tóxicos a los mamíferos que los pesticidas persistentes. • En combinación, pueden exhibir fuertes efectos sinérgicos en su toxicidad. 	<ul style="list-style-type: none"> • Pierden toxicidad lentamente, con una vida media de 2 a 5 años, o más larga bajo ciertas condiciones. Degradación más lenta en climas fríos y en suelos que son ricos en arcilla, secos o que contienen grandes cantidades de materia orgánica. • Moderadamente tóxicos a los mamíferos, muy tóxicos a los peces y crustáceos. • Tienen a concentrarse y persistir en la grasa del cuerpo de los animales. No se acumulan de manera indefinida, las concentraciones máximas se alcanzan solamente con aplicaciones repetidas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Permanecen en el ambiente, a menos de que sean removidos físicamente. • Pueden ser letales a los seres humanos en determinadas concentraciones, aun cuando son relativamente fáciles de ser evitados, dada su inmovilidad. • Las actividades industriales son las principales fuentes de introducción de mercurio y plomo al ambiente. • Los pesticidas con arsénico son de poco uso en la agricultura, actualmente.

Los productos químicos aplicados para la protección vegetal interactúan con el suelo, las plantas y con los microorganismos del suelo (Figura 1.4), lo cual resulta en la desintoxicación ambiental y en la transformación de los pesticidas. Los pesticidas son degradados en el ambiente principalmente por la acción de microorganismos; al ser biodegradado, un compuesto químico se descompone en otras sustancias de estructura más sencilla. La tasa a la cual diferentes pesticidas son biodegradados varía ampliamente; algunos pesticidas, tal como el DDT (dicloro, difenil, tricloroetano) y el Dieldrin, han demostrado ser recalcitrantes. Tales compuestos permanecen en el ambiente por muy largo tiempo y se acumulan en las cadenas alimenticias por décadas después de su aplicación al suelo (Alberdeen, 1993; Kannan et al., 1994,

citados por Aislabie y Lloyd-Jones, 1995). Pesticidas que son más fácilmente biodegradados, como los organofosfatos, son usados, preferentemente, con relación a los más persistentes pesticidas clorinados. Otros productos, como Atrazina y Simazina, son biodegradables a tasas lentas y pueden ser lavados del suelo al agua subterránea donde crean un peligro a la suplencia de agua potable (Kookana y Aylmore, 1994). Por otra parte, están los pesticidas tal como Carbofuran y Díasinon que son fácilmente biodegradados y que son descompuestos muy rápidamente bajo ciertas condiciones del suelo, lo cual no permite que ejerzan un control efectivo como pesticidas (Felsot, 1989).

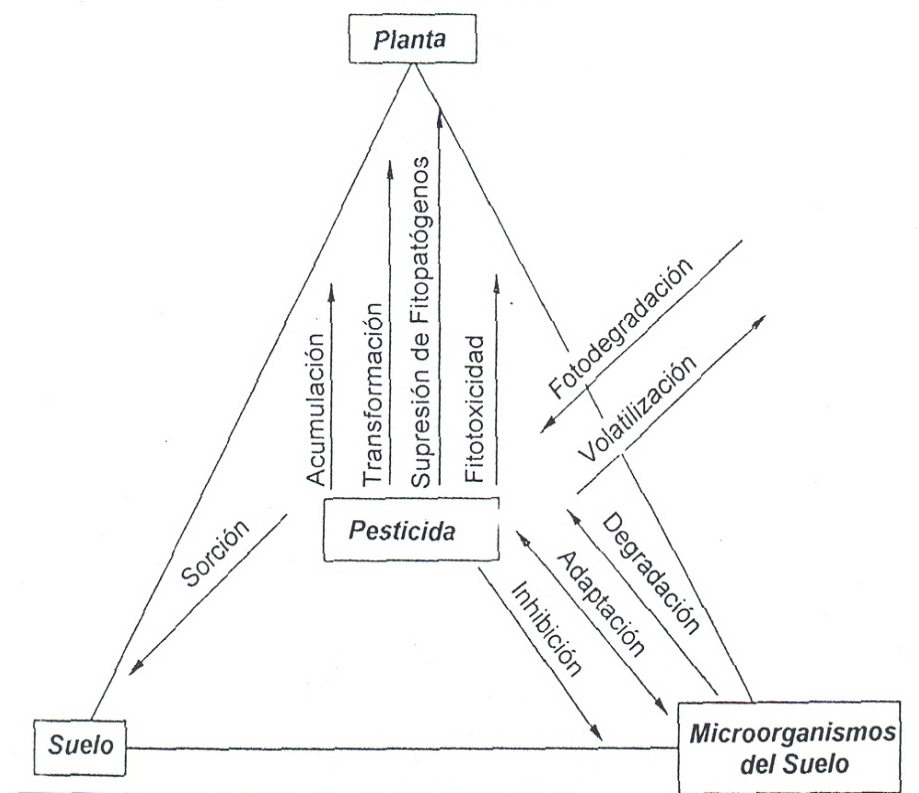


Figura 1.4 Esquematación de los procesos responsables del comportamiento de los pesticidas en el suelo (Anan'eva et al., 1997).

Aislabie y Lloyd-Jones (1995) señalan que para predecir el destino de los pesticidas en el suelo y en el ambiente en general, tal como se ilustra en la Figura 1.5,

es importante el conocimiento de aquellos microbios que tienen la habilidad de degradar pesticidas, de sus capacidades y de los factores que limitan su actividad *in situ*, tal como se presenta en el Cuadro 1.5.

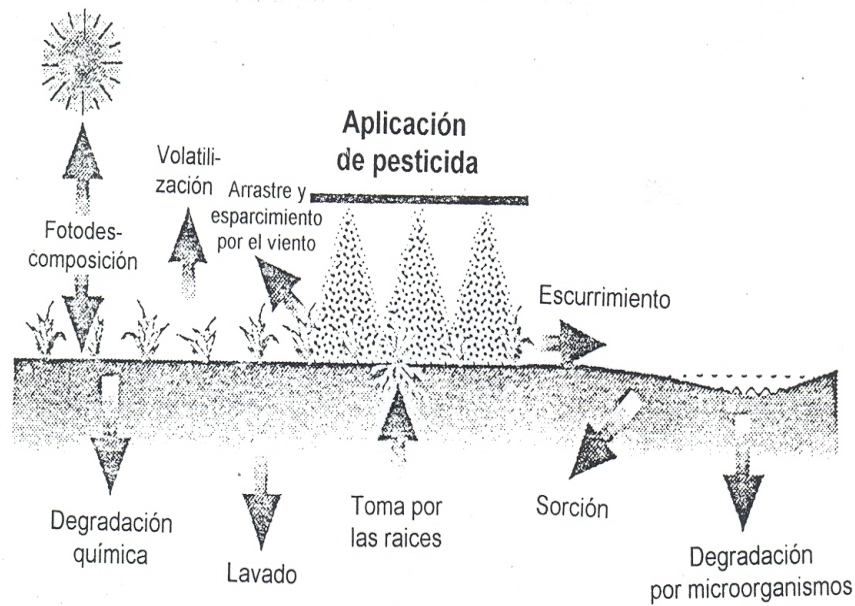


Figura 1.5 Destino de los pesticidas en el ambiente (Aislabie y Lloyd-Jones, 1995)

3.2.1.3 Sedimentos producidos por la pérdida de suelo por la erosión

Troeh et al. (1980) comentan que ningún otro contaminante ocurre en cantidades comparables a los sedimentos, habiéndose estimado en EE.UU. que la carga de sedimentos en corrientes de agua es tanto como 700 veces superior a la correspondiente a las aguas servidas. El aporte de sedimentos es un importante factor de contaminación de las aguas, ya que aparte de los considerables volúmenes y la turbidez que produce, está la carga de agroquímicos contaminantes que lleva consigo.

La erosión es un problema de amplia repercusión; en los países más pobres las dimensiones del problema se incrementan. Sin embargo, en condiciones tropicales, instituciones como la ORSTOM cuentan con un cúmulo de investigaciones multidisciplinarias de 40 años de experiencia (Roose et al., 1998).

Cuadro 1.5. Factores que afectan la biodegradación de pesticidas (Aislabie y Lloyd-Jones, 1995).

Los microorganismos y el ambiente

- . Presencia y número de microorganismos apropiados.
- . Contacto entre el microbio y el sustrato
- . pH, temperatura y salinidad del suelo
- . Agua disponible
- . Disponibilidad de oxígeno, y potencial Redox
- . Disponibilidad de nutrientes
- . Presencia de fuentes alternativas de carbón
- . Calidad e intensidad de luz
- . Unión o ceñimiento a superficies
- . Aceptor de electrones alternativo

El Pesticida

- . Estructura química, peso molecular y grupos funcionales v.g. -Cl, -CH₃, -COOH, -OH
 - . Concentración y toxicidad
 - . Solubilidad en agua
-

Los efectos que se producen en los suelos que reciben aportes de sedimentos son variables. Así una capa de sedimentos de textura franca, rica en materia orgánica usualmente tiene efectos beneficiosos en los suelos que ésta cubre. Sin embargo el depósito de sedimentos en los suelos también puede generar daños: cuando se trata de materiales de más baja fertilidad que el suelo cubierto o cuando los contenidos de arcilla son tan altos que desfavorecen las condiciones para el crecimiento de las plantas o para el laboreo del suelo.

3.2.1.4 Desechos de origen animal

Los desechos de origen animal se refieren mayormente al estiércol producido por bovinos, porcinos, gallinas, ovejas, cabras, caballos y otros tipos de animales domésticos. Power y Eghball (1994) diferencian entre especies mayores (bovinos, porcinos, avícolas) y menores (ovejas, cabras, caballos, conejos, etc.); diferenciación que se basa principalmente en la población. Con las especies mayores, dada su abundancia, se vinculan mayormente los problemas de manejo y utilización de los desechos de origen animal.

La composición del estiércol (Cuadro 1.6) varía de acuerdo al tipo de animal, de su alimentación (calidad y cantidad) y también de los métodos de recolección, almacenamiento y manipulación (Tan, 1994). Como puede observarse en el Cuadro

1.6 el estiércol de gallina es el de más alto en contenido en N, P y Mg, aportando, aproximadamente, por tonelada métrica de estiércol fresco, tanto como 15 kg de N; 7,7 kg de P, 8,9 kg de K; 3 kg de Ca y 8,8 kg de Mg, de aquí la preferencia que muchos agricultores tienen por este tipo de abono, aun cuando es importante fuente de contaminación debido, principalmente, a problemas de mal manejo

Cuadro 1.6. Contenido de nutrientes (% peso húmedo) en diferentes tipos de estiércol (compilado por Tan, 1994).

Fuente	N	P	K	Ca	Mg	S	Fe
Bovino, leche	0,53	0,35	0,41	0,28	0,11	0,05	0,004
Bovino, carne	0,65	0,15	0,30	0,12	0,10	0,09	0,004
Caballo	0,70	0,10	0,58	0,79	0,14	0,07	0,010
Gallina	1,50	0,77	0,89	0,30	0,88	0,00	0,100
Ovejo	1,28	0,19	0,93	0,59	0,19	0,09	0,020
Cerdo	0,58	0,15	0,42	0,57	0,08	0,14	0,020

Si bien la aplicación de estiércol al suelo para promover el desarrollo de las plantas es una práctica común desde tiempos remotos, en el mundo moderno tales aplicaciones se hacen muchas veces como una medida para disponer de un desecho derivado de la actividad ganadera, manejándose dosis muy altas de aplicación que buscan minimizar la superficie de tierra requerida para esos propósitos. Estudios realizados en California, Kansas, Texas y otras localidades de EE.UU. (Meck et al., 1974, Adrian et al., 1971, Wallington et al., 1975 citados por Donahue et al., 1983) detectaron complicaciones cuando se hacen aplicaciones de estiércol a dosis que exceden los 225 Mg/ha al año (con base en peso seco). Comparando con dosis consideradas óptimas: 40-50 Mg/ha.año, el contenido de sales solubles totales es excesivo, pudiendo acumularse en el suelo y en las aguas de drenaje. Se cita también el caso de que cuando se hacen tratamientos en aves de corral, con productos que contienen cobre y/o arsénico, con el fin de controlar enfermedades o promover el crecimiento, tales elementos son evacuados con las heces y se acumulan en el suelo por efecto de las aplicaciones de estiércol.

Grandes cantidades de estiércol son acumuladas detrás de los establos hasta que llega el momento de su disposición. Los olores que se desprenden de los montones de estiércol son indicadores de que está ocurriendo volatilización; el nitrógeno se pierde como amonio, y el azufre como sulfuro de hidrógeno (Mosier et al., 1977). El almacenamiento del estiércol constituye un punto importante a considerar en su manejo, del cual depende en buena parte la eficiente utilización de la fuente de nutriente que el estiércol aporta al suelo, y el control de la contaminación del ambiente que este desecho agrícola puede generar.

Otro punto importante a considerar es que desde el punto de vista biológico, los distintos tipos de estiércol contienen un gran número de microorganismos saprófitos, parásitos y portadores de enfermedades lo cual debe ser considerado al tomar medidas para la disposición del estiércol (Tan, 1994).

Eghball y Power (1994) señalan que teniéndose el conocimiento de que las aplicaciones de estiércol resultan en alteraciones que afectan importantes relaciones suelo-agua-aire, es necesario una clara definición de estas alteraciones y cuantificación de las relaciones que existen entre todos los factores interactuantes, para lo cual se hace necesario tecnologías mejoradas para la caracterización de propiedades y parámetros involucrados, los cuales están principalmente relacionados a las pérdidas potenciales de nutrientes por lavado, escurrimiento, volatilización o desnitrificación.

3.2.2 Contaminación con origen en zonas urbanas

En este punto se hace referencia principalmente a los desechos domésticos que son producidos por los residentes de ciudades y centros poblados; la cantidad de tales desechos, lógicamente, es proporcional a la población relacionada. McCalla et al. (1977) distinguen dos tipos básicos de desechos domésticos: la basura y los lodos residuales.

3.2.2.1 La basura o desperdicios domésticos

La basura, o material(es) que la gente desecha en los hogares, negocios, oficinas, etc., está compuesta principalmente por papel, plástico, vidrio, madera, metales, restos de alimentos, etc. (Cuadro 1.7).

Cuadro 1.7. Materiales contenidos en la basura doméstica; composición promedio (McCalla et al., 1977).

Materiales	(%)
Papel	58,8
Desperdicios de jardín	10,1
Restos de alimentos	9,2
Vidrio, cerámica, cenizas	8,5
Metales	7,5
Varios (plástico, harapos, etc)	5,9

Tan (1994) señala que actualmente, con el creciente uso de plásticos, su contenido en la basura se habrá incrementado considerablemente, con relación a la información que se presenta en el Cuadro 1.7, pudiendo inclusive llegar a alcanzar valores tan altos como el del papel. También comenta que productos químicos tóxicos,

fertilizantes, solventes y medicinas son componentes adicionales de importancia en la basura que se produce actualmente en las ciudades, lo cual crea problemas serios para su disposición.

Hay varias opciones para la disposición de desperdicios: los rellenos de tierra o rellenos sanitarios, la incineración o quema, el compostaje y el vaciado al mar entre los que han sido de mayor uso. La incineración es un método costoso, al menos que el calor que se genera sea recobrado y reutilizado, aparte de requerir la instalación de equipos anti-polución, sin los cuales el humo contaminaría la atmósfera (Barrow, 1991).

Los rellenos sanitarios han venido a reemplazar a los botaderos de basura a cielo abierto, comunes aun en muchas ciudades del tercer mundo, donde montones de desperdicio se acumulan y animales carroñeros se alimentan y cantidad de seres humanos buscan entre la basura materiales de diversa índole a los cuales se les pueda sacar algún provecho. De acuerdo con las normas sanitarias, en los rellenos, la basura es cubierta por una capa de suelo el mismo día en que ésta es depositada. A pesar de las mejoras sanitarias que se han ido aplicando, ejemplos de rellenos sanitarios satisfactorios son escasos: las posibilidades de contaminación del agua que percola es un factor significativo. Principalmente, la contaminación a la vista y los olores que emanan son causa de que la gente proteste por la localización de rellenos sanitarios cercanos a sus residencias (Troeh et al., 1980).

Las plantas de recuperación de desechos sólidos son otro medio que se ha implementado mayormente en los países desarrollados, que permite disponer de los desechos y a la vez sacar algún provecho para cubrir los costos de operación (Troeh et al., 1980). En los países del tercer mundo, tal como se señalaba anteriormente, algún reciclaje de la basura ocurre de manera espontánea en los mismos basureros, cuando los habitantes de las áreas urbanas más pobres recolectan los desechos de papel, hojalata, vidrio, metal, etc. para sacar algún provecho de ello.

Con relación a la práctica del compostaje, la cual ha atraído creciente atención recientemente (Tan, 1994), los componentes orgánicos, que son los de interés para hacer el composte, deben ser separados cuidadosamente del vidrio, metales y otros materiales inorgánicos contenidos en la basura. El interés en esta técnica tiene su razón en el hecho de que alivia a las municipalidades en cuanto a la disposición de la voluminosa carga de basura, y además el composte es un producto muy valioso en las operaciones agrícolas, hortícolas y de jardinería.

La *Soil and Water Conservation Society* ha adoptado una posición y establecido principios (Recuadro 1.1) que orientan e incentivan al manejo efectivo de los desechos sólidos, producidos por las comunidades urbanas, con énfasis puesto en el mejoramiento de la calidad de vida y en la protección y conservación de los recursos naturales.

3.2.2.2 Lodos residuales

Los lodos residuales son materiales contaminantes sólidos o semisólidos concentrados que son separados del agua residual mediante diversos procesos de

tratamiento. En la mayoría de los sitios donde se tienen plantas de tratamiento en funcionamiento, éstas reciben aguas residuales domésticas e industriales ya que, tal como señalado por Barrow (1991), pocas naciones han instalado sistemas de aguas residuales que separen el agua de lluvias, las aguas servidas domésticas y los efluentes industriales.

Recuadro 1.1

**PRINCIPIOS Y POSICION DE LA *SOIL AND WATER CONSERVATION SOCIETY*
EN RELACION A LA DISPOSICION Y MANEJO DE DESECHOS SOLIDOS**

Ante el reto de cómo manejar efectivamente los desechos sólidos para mejorar la calidad de vida y proteger y conservar los recursos naturales, la política de *la Soil and Water Conservation Society* incorpora los siguientes **principios** para el manejo de desechos (SWCS, 1996):

- La protección de la tierra, aire y calidad del agua tanto como la salud humana y animal es un principio fundamental a ser considerado en el desarrollo de prácticas para el manejo de desechos.
- Las opciones de manejo de desechos: reducción de fuentes, reuso, reciclaje, compostaje, almacenamiento o disposición deben ser integradas para garantizar de una manera segura y efectiva, sistemas de manejo de recursos a nivel local, regional, nacional e internacional.
- Las alternativas de manejo de desechos deben evaluar los impactos en el suelo, el agua, el aire y otros recursos.
- La implementación de las alternativas de manejo de desechos deben también evitar el desplazamiento de riesgos de un sector de la sociedad a otro.
- Programas públicos enérgicos de concientización y educación deben ser parte integral de los sistemas de manejo de desechos.
- Quienes producen los desechos deben ser responsables de los costos generados en el proceso de recuperación de recursos y disposición de los desechos.

De acuerdo con estos principios la SWCS ha adoptado una **posición** que se expresa a través de los siguientes puntos:

- La reducción de la producción de desechos, en la fuente generadora, es la mejor práctica de manejo de los mismos.
- El reuso de materiales es una meta aceptable como práctica de manejo.
- Se debe estimular a que se continúe con el reciclaje de materiales.
- El reciclaje de materiales orgánicos a través del compostaje debe ser fomentado.
- El almacenamiento de desechos en rellenos de tierra para futuro reuso debe ser promovido.
- La investigación de toda alternativa tendiente a la minimización de desechos, incluyendo reducción de fuentes, reuso, reciclaje, almacenamiento y compostaje de los mismos debe fomentarse y mantenerse.
- Los sistemas integrados de manejo de desechos deben ser diseñados para un manejo seguro y eficiente de los mismos.
- La calidad de tierras, aire y aguas debe ser protegida al seleccionar sitios de disposición o incineración de desechos.
- Los programas de educación en alternativas de manejo de desechos pueden ayudar a incrementar la concientización pública en relación al problema y a los programas de apoyo.
- La SWCS apoya el esfuerzo de involucrar agencias a todos los niveles gubernamentales para implementar los programas de educación.
- Los generadores de los materiales de desecho deben pagar los costos de manejo de los mismos.

Las aguas residuales son usualmente un compuesto líquido, mezcla de sólidos y material orgánico e inorgánico disuelto. Antes de ser declaradas ambientalmente seguras o sin riesgo para ser descargadas en ríos, lagos, etc., las aguas residuales son sometidas a tratamientos de purificación para eliminar contaminantes (Cuadro 1.8).

Cuadro 1.8. Contaminantes de importancia en el tratamiento del agua residual (Tchobanoglous y Burton, 1995).

Contaminantes	Razón de la importancia
Sólidos en suspensión	Los sólidos en suspensión pueden dar lugar al desarrollo de depósitos de fango y de condiciones anaerobias cuando se vierte agua residual, sin tratar, al entorno acuático.
Materia orgánica Biodegradable	Compuesta principalmente por proteínas, carbohidratos, grasas animales, la materia orgánica biodegradable; se mide, en la mayoría de las ocasiones, en función de la DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Si se descargan al entorno, sin tratar su estabilización biológica, puede llevar al agotamiento de los recursos naturales de oxígeno y al desarrollo de condiciones sépticas.
Patógenos	Pueden transmitirse enfermedades contagiosas por medio de los organismos patógenos presentes en el agua residual.
Nutrientes	Tanto el nitrógeno como el fósforo, junto con el carbono, son nutrientes esenciales para el crecimiento. Cuando se vierten al entorno acuático, estos nutrientes pueden favorecer el crecimiento de una vida acuática no deseada. Cuando se vierten al terreno en cantidades excesivas, también pueden provocar la contaminación del agua subterránea.
Contaminantes prioritarios	Son compuestos orgánicos o inorgánicos determinados con base en su carcinogenicidad, mutagenicidad, teratogenicidad o toxicidad aguda conocida o sospechada. Muchos de estos compuestos se hallan presentes en el agua residual.
Materia orgánica refractaria	Esta materia orgánica tiende a resistir los métodos convencionales de tratamiento. Ejemplos típicos son los agentes tensoactivos, los fenoles y los pesticidas agrícolas.
Metales pesados	Los metales pesados son, frecuentemente, añadidos al agua residual en el curso de ciertas actividades comerciales e industriales, y puede ser necesario eliminarlos si se pretende reutilizar el agua residual.
Sólidos inorgánicos disueltos	Los constituyentes inorgánicos tales como el calcio, sodio y los sulfatos se añaden al agua de suministro como consecuencia del uso del agua, y es posible que se deban eliminar si se va a reutilizar el agua residual.

En Ingeniería Sanitaria se conoce como **operaciones unitarias** aquellos métodos de tratamiento en los que predominen los métodos físicos, mientras que aquellos métodos en los que la eliminación de los contaminantes se realiza basándose en procesos químicos o biológicos se conocen como **procesos unitarios**. Los así llamados tratamientos primario, secundario y terciario resultan de la aplicación de operaciones y procesos unitarios (Tchobanoglous y Burton, 1995): el tratamiento primario contempla el uso de operaciones físicas tales como la sedimentación y el desbaste para la eliminación de los sólidos sedimentables y flotantes presentes en el agua residual. En el tratamiento secundario son procesos biológicos y químicos los que se emplean para eliminar la mayor parte de la materia orgánica. En el tratamiento

terciario o avanzado se emplean combinaciones adicionales de los procesos y operaciones unitarias con el fin de eliminar otros componentes como el nitrógeno y el fósforo cuya reducción con tratamiento secundario no es significativa. Troeh et al. (1980) señalan que el tratamiento terciario se hace principalmente a través de dos métodos: tratamiento químico y aplicación a las tierras mediante riego por aspersión. Las grandes cantidades de resinas requeridas para sustraer aniones y cationes, usualmente, hacen el tratamiento químico prohibitivo, por lo cual gran interés ha sido dirigido hacia las aplicaciones al suelo. Al respecto, Troeh et al. (1980) también destacan que los suelos a ser usados en tratamiento terciario de aguas residuales, por razones obvias, deben ser permeables y bien drenados.

El cieno, fango o lodo residual es la parte sólida compuesta de materia orgánica mezclada con compuestos inorgánicos; es biológicamente inestable y es estabilizada a través de una serie de procesos de digestión aerobia y anaerobia.

De acuerdo a datos presentados por Skousen y Clinger (1993), en EE.UU. se generan más de 7,6 millones de toneladas (peso seco) de lodos de aguas residuales, lo cual equivale a 32 kg por persona por año. De tal cantidad, aproximadamente la mitad es aplicada al suelo.

La aplicación de lodos residuales al suelo mejora su nivel nutricional, el contenido de materia orgánica y la capacidad de almacenamiento de humedad (Sommers, 1977; Khaleel et al., 1981). Dependiendo de la fuente u origen los lodos residuales varían en cuanto al contenido de macro y micronutrientes (Cuadro 1.9).

Cuadro 1.9. Contenido promedio (%) de macronutrientes en lodos residuales. Sur de EE.UU. (Tan, 1994).

Origen	N	P	K	Ca	Mg
Municipal	3,0	1,8	0,2	1,5	0,2
Industria textil	4,1	1,1	0,2	0,5	0,2
Industria fermentación	4,1	0,4	0,1	4,5	0,1
Procesamiento de madera	0,8	0,1	1,9	3,3	0,2

Muchos estudios se han realizado acerca de la aplicación de lodos residuales en las tierras agrícolas y como producto de ello se cuenta con normas que sirven como guía para la correcta aplicación de estos materiales al suelo (EPA, 1983; Elliot, 1986). El uso de lodos residuales ha encontrado una importante aplicación en la recuperación de tierras degradadas tal como es el caso de la estabilización de la vegetación en suelos degradados por la actividad minera (Loomis y Hood, 1984; Whitbread - Abrutat, 1997).

El contenido de metales pesados en lodos y aguas residuales es usualmente el factor que mayormente limita, en cuanto a las cantidades de estos materiales al ser aplicados al suelo. Wild (1993) indica que los metales pesados (término no considerado en química pura) son por definición metales con una densidad de > 5-6

g/cm³. Tan (1994) señala que, generalmente, en la literatura, dicho término es utilizado sin mucho fundamento, ya que se incluyen otros metales que no son considerados oficialmente como metales pesados. Así, usualmente el término se refiere a los elementos Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb y Zn. Algunos de ellos son requeridos en trazas por plantas, animales y seres humanos, mientras que otros son peligrosos para la salud humana. Aun cuando presentes en pequeñas concentraciones, los metales pesados tienden a acumularse en los sistemas biológicos. El contenido de metales pesados en lodos residuales varía considerablemente, dependiendo de los aportes de la industria en las aguas servidas (Cuadro 1.10).

Cuadro 1.10. Composición promedio (mg/kg) de metales presente en lodos residuales en el Sur de EE.UU. (Tan, 1994)

Origen	Al	Fe	Mn	Cu	Zn	Pb	Ni	Cd	Cr	Hg
Municipal	7180	2370	150	565	2220	520	100	28	1040	5
Industria textil				390	864	129	63	4	2490	
Industria fermentación				81	255	29	18	2	117	
Procesamiento de maderas				53	122	42	119	2	81	

Los iones metálicos son mantenidos en el suelo por intercambio catiónico y son difícilmente removidos. Considerable preocupación ha sido expresada con relación a las toxicidades de metales a las plantas y a un posible efecto a largo plazo de reducción de la productividad del suelo y toda una cantidad de efectos asociados ya señalados.

Chumbley citado por Larson et al. (1975) define el equivalente de cinc (EZ) como la concentración de cinc más el doble de la concentración de cobre y ocho veces la concentración de níquel:

$$EZ = 1[Zn] + 2[Cu] + 8[Ni]$$

Dicho índice ha sido propuesto para la evaluación y seguimiento del problema de la concentración de metales pesados en el suelo. Chaney (1973, citado por Larson et al., 1975) recomienda que las adiciones de metales a los suelos agrícolas no excedan los niveles del equivalente de cinc que igualan el 5% de la capacidad de intercambio catiónica (CIC) de suelos no tratados, con valores de pH iguales o mayores de 6,5. Otros autores han sugerido valores límites igual al 10% de la CIC. Chaney también propone las siguientes concentraciones límites de metales en lodos residuales para su aplicación al suelo: cinc (Zn), 2000 mg/kg; cobre (Cu), 8.000 mg/kg; níquel (Ni), 100 mg/kg, cadmio (Cd) 0,005 de la concentración de Zn; boro (B) 100 mg/kg; plomo (Pb), 1000 mg/kg y mercurio (Hg), 15 mg/kg. La Figura 1.6, ilustra las cantidades de aplicaciones permisibles de dos lodos residuales uno con muy alto contenido y otro con relativamente bajo contenido de metales, considerando los valores de referencia citados. También se presentan en la Figura 1.6, los rangos de CIC promedios para diferentes texturas de suelo. Considerando la segunda curva que representa la aplicación de lodo residual con un contenido de metales pesados relativamente bajo, la máxima cantidad de lodo que podría ser aplicado a un suelo arenoso con una CIC de 4,2 cmol/kg es de 87 Mg/ha. En un experimento realizado por Dowdy y Larson (1975) se aplicaron, en el mismo suelo arenoso, hasta 448 Mg/ha del lodo residual y entonces se midió la absorción de metales pesados en siete cultivos hortícolas. Si bien el incremento en la concentración de metales pesados absorbidos por algunos cultivos resultó significativo como resultado de la aplicación en exceso del lodo residual, la concentración de metales pesados en las porciones comestibles de los vegetales con la excepción de las hojas de lechuga, resultaron no riesgosos desde el punto de vista de la salud animal o humana.

Larson et al. (1975) opinan que los desechos orgánicos de diferentes orígenes pueden ser usados sin peligro y efectivamente para incrementar la productividad del suelo, si las precauciones adecuadas son tomadas en lo concerniente al contenido de metales pesados, sustancias químicas tóxicas, lavado de nitratos, pérdidas por erosión y olores indeseables. Cuando aplicadas a las dosis apropiada para los cultivos y con el manejo del suelo adecuado la mayoría de desechos orgánicos no presentarán riesgos ambientales serios y deben ser considerados como un recurso que la agricultura puede usar con bastante provecho.

3.2.3 Contaminación debida a la actividad industrial

La contaminación generada por la actividad industrial se asocia principalmente con la producción de desechos, pero también con la liberación de sustancias nocivas al ambiente producto de accidentes y otras operaciones que pueden causar la degradación y/o pérdida irreversible del suelo. Cameron et al. (1997) señalan que aun cuando la definición de desechos industriales varía entre países, el término generalmente se refiere a aquellos desechos generados por cualquier proceso industrial, de manufactura, comercio o negocio, y actividad minera. La diversidad de desechos industriales es tan grande que generalizar se hace difícil.

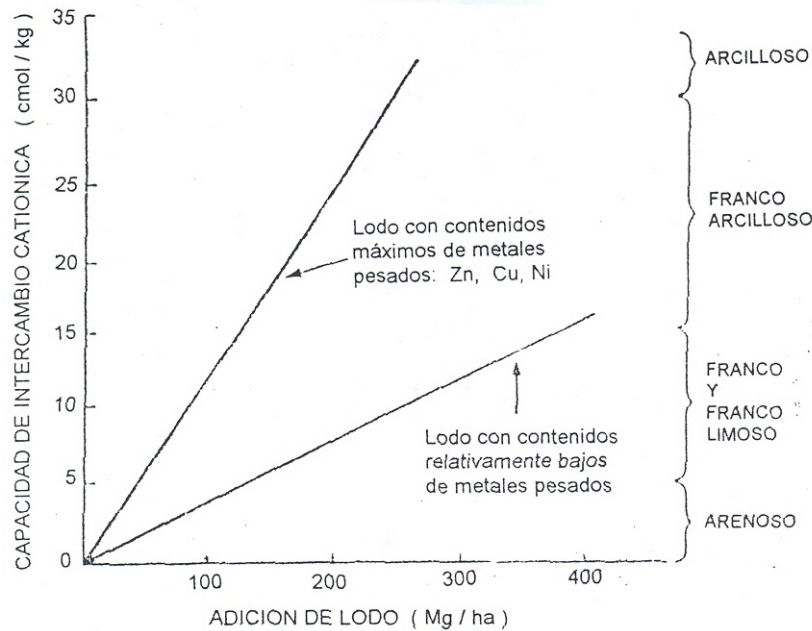


Figura 1.6. Máximas dosis de aplicación de dos lodos residuales en relación al contenido de metales pesados y a la capacidad de intercambio catiónico del suelo (Larson et al., 1975).

3.2.3.1 Desechos líquidos y sólidos

De particular interés son las aguas servidas, dada la práctica común de su aplicación al suelo. Aun cuando las aguas servidas de origen industrial sean tratadas antes de ser drenadas, cantidades de nutrientes, metales y sustancias orgánicas permanecen en lodos y efluentes en concentraciones significativas. Así mientras el contenido de nutrientes en tales desechos v.g. N y P las hacen atractivas como fertilizantes, su aplicación al suelo puede ser limitada por la presencia de metales y sustancias orgánicas tóxicas, excesiva concentración de sales o extremo pH. Por ejemplo, aguas residuales de industrias lácteas, tenería, y del papel contienen altas concentraciones de iones de sodio. Las aguas residuales de tenerías contienen indeseables constituyentes v.g. cromo, aluminio, polifenoles y aldehidos, mientras que las productoras de papel contienen metales y una variedad de compuestos orgánicos tóxicos (Cameron et al., 1997).

Las colas o desechos de minería causan problemas de contaminación. Por ejemplo, se dificulta el establecimiento de vegetación sobre materiales de desecho de

la minería del plomo, el cobre y del oro y otros metales no ferrosos. Para explicar esta situación, por una parte están los restos de los metales presentes en los escombros y, por la otra, el hecho de estar éstos contaminados con sustancias químicas, como cianuro, utilizadas en la extracción de los metales. En la Amazonia, la contaminación con cianuro y mercurio es un serio problema, pues muchos pequeños mineros del oro usan estas sustancias en el procesamiento y luego descargan los residuos en los ríos (Barrow, 1991).

En las operaciones de exploración y producción de hidrocarburos, la industria petrolera genera desechos que deben ser evaluados, manejados y dispuestos de acuerdo con normativas ambientales. Estos desechos, cuyos volúmenes son considerables, provienen primordialmente de los lodos de perforación usados, de los cortes del subsuelo llamados rípios de perforación, y de las aguas de producción. Los fluidos o lodos de perforación, utilizados en las labores de perforación de pozos petroleros, son mezclas de componentes o aditivos de naturaleza química diversa. Dichos lodos contienen desde almidones naturales y modificados, arcillas, biopolímeros, derivados de hidrocarburos (v.g. asfaltos modificados, gasoil), detergentes emulsionantes, sales inorgánicas, minerales e inclusive cáscaras de nueces molidas (Chitty, 1997). Esta diversidad química trae como consecuencia la presencia tanto de aditivos inocuos al medio ambiente, así como de aditivos altamente tóxicos. Chitty destaca la incorporación de metales pesados (v.g. mercurio, arsénico, cadmio, plomo, etc.) provenientes de los materiales que densifican el lodo (sulfato de bario o barita), de los materiales que incrementan la viscosidad: como la bentonita, y de las formaciones intervenidas por la perforación. También la presencia de sales en altas concentraciones, medios alcalinos, carbones naturales y modificados, etc. han llevado a considerar a estos desechos desde el punto de vista ambiental como desechos peligrosos.

En Venezuela se han realizado estudios en relación a la disposición de desechos de perforación petrolera para la recuperación de suelos sulfato ácidos del Delta del Orinoco enfocando los cambios en las propiedades físico-químicas de los suelos receptores, bioacumulación, dinámica de metales pesados y cambios florísticos y sucesionales (Vásquez et al., 1997; González et al., 1997). Los autores destacan la obtención de resultados promisorios en la búsqueda de la habilitación de suelos improductivos, con el logro simultáneo de la disposición, ambientalmente segura, de desechos cuyo manejo inadecuado representa un peligro para el ambiente.

Aparte de la potencial contaminación que representan los desechos de la industria petrolera, también se debe considerar la contaminación que ocurre, mayormente de manera accidental, por derrames de petróleo. Estos pueden tener lugar por el estallido de pozos (cuyos efectos son comúnmente muy localizados) y también por actos de sabotaje como, por ejemplo, de acuerdo a informaciones de la prensa internacional, lo ocurrido en Colombia por acción de la guerrilla y cuyos efectos por la contaminación de los ríos se ha sentido en Venezuela. Barrow (1991) comenta que los escapes o filtraciones que ocurren de los oleoductos son sorprendentemente raros si se considera que a nivel mundial estos superan los 64.500 km. Los mayores accidentes han ocurrido en el mar, donde los derrames de

petróleo han ocasionado serios daños de contaminación. Los bosques de manglares son frecuentemente afectados por los derrames de petróleo usualmente ocasionados por accidentes de los buques cargueros.

Una proporción importante de los desechos industriales es clasificada como desechos peligrosos. La Agencia de Protección Ambiental de EE.UU. (EPA) de acuerdo a cita de Pizzuto y Townley (1981) define los desechos peligrosos como cualquier residuo que es inflamable, corrosivo, reactivo o tóxico. Tales desechos incluyen sales, ácidos, bases, metales tóxicos (v.g. mercurio, arsénico); sustancias inflamables, tales como solventes; compuestos orgánicos sintéticos, tal como pesticidas; explosivos y materiales infecciosos. Tan solo en EE.UU. a comienzo de los años 1980, señalan los citados autores, habrían tanto como 300.000 operaciones industriales generadoras de desechos peligrosos. Barrow (1991) señala que un problema a nivel mundial es que los registros acerca de la disposición de desechos industriales es insatisfactoria; puede haber un contaminante peligroso o mezcla de estos compuestos peligrosos enterrados en un sitio y nadie está realmente enterado o, bien, si quienes producen el desecho reconocen el problema, se dificulta evaluar sus características con precisión. Uno de los más serios peligros creados por la inadecuada disposición de desechos peligrosos es la contaminación de las aguas subterráneas. Cuando se trata de rellenos sanitarios receptores del desecho peligroso, estos deben localizarse en terreno naturalmente impermeable, o hecho impermeable forrando la excavación con material arcilloso. También puede usarse un material sintético que cumple adecuadamente con esta función; sin embargo, dado que estos materiales no son permanentes, con el tiempo pueden dejar pasar material líquido, el cual puede percolar y contaminar las aguas subterráneas (Figura 1.7). Aún después que la contaminación es suprimida, puede tomar más de una centuria para que el agua subterránea pueda purificarse naturalmente (Pizzuto y Townley, 1981).

La incineración o el uso controlado del proceso de combustión para la descomposición de los desechos, reduce de manera efectiva el volumen y el peso (hasta 90% y 75% respectivamente) de los muchos de los materiales contenidos en el desecho. El proceso es particularmente adecuado para materiales orgánicos y otros desechos combustibles con alto contenido energético. El proceso obviamente no es adecuado para desechos no combustibles incluyendo metales y materiales explosivos. La incineración, sin embargo, tal como ya ha sido señalado, crea problemas ambientales siendo los de mayor importancia la polución atmosférica (metales pesados -Hg, Cd, Pb; gases acidificantes: HCl, SO₂, trazas de compuestos orgánicos, etc.) cuando no se usan equipos que controlen la emisión de gases, y la disposición del residuo de cenizas contaminadas. Es conveniente entonces, que la ceniza sea dispuesta en rellenos de tierra que reciben solamente un tipo de desecho, sin materiales biodegradables que puedan movilizar los metales (Cameron et al., 1997).

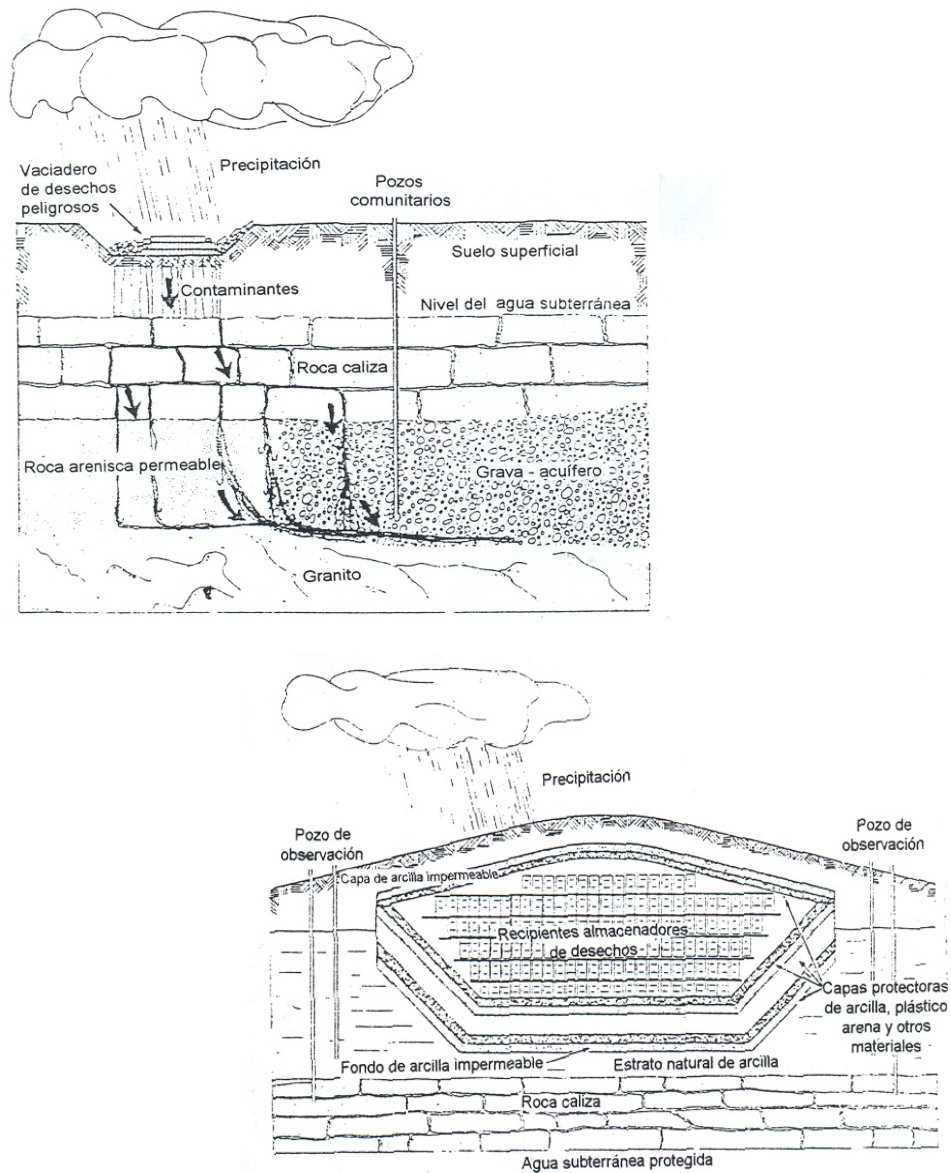


Figura 1.7. Disposición inadecuada de desechos peligrosos (arriba) crea el peligro de contaminación del agua subterránea. Sistemas de relleno sanitario especialmente diseñados para recibir los desechos peligrosos (abajo) ayudan a proteger el agua subterránea (Pizzuto y Townley, 1981)

La descarga de aguas servidas, lodos y otros desechos (aun los peligrosos) en ambientes acuáticos (ríos, lagos y mar) es practicado en muchos países (UNEP, 1993 citado por Cameron et al. 1997). Cuando se trata de aguas servidas sometidas a tratamientos de depuración es usual la descarga a las corrientes de agua luego del tratamiento secundario, después del cual, sin embargo, los efluentes todavía retienen altas concentraciones de materia orgánica, sólidos en suspensión, nutrientes y otros contaminantes. La descarga de aguas servidas y otros desechos ricos en nutrientes en los cuerpos de agua pueden resultar en agotamiento del oxígeno disuelto, eutroficación, toxicidad y salinización. Particularmente, la eutroficación, un problema mayor de calidad del agua muy generalizado, es producido por un exceso de concentración de nutrientes en el agua, lo cual genera un acelerado crecimiento de las plantas y cambios en la composición de especies vegetales (Cameron et al., 1997).

Organizaciones mundiales, regionales y nacionales están imponiendo, con tendencia creciente, estrictas regulaciones en lo concerniente a descargas de desechos al mar. Desde 1972, la *London Dumping Convention* manifestó la prohibición de lanzar al mar ciertos desechos peligrosos, al menos que se probara que las sustancias peligrosas estuvieran presentes solo en trazas y que estas no causarían daños al mar (UNEP, 1993, citado por Cameron et al., 1997). Particularmente, los EE.UU. se ha comprometido con la tarea de eliminar gradualmente la descarga al mar de aguas residuales no tratadas. Excepto en especiales circunstancias, las aguas servidas deberán ser sometidas a tratamiento secundario y en áreas sensibles a eutroficación será requerido tratamiento terciario, y cuando fuere posible el agua servida purificada deberá ser reutilizada (Cameron et al., 1997).

3.2.3.2 Emisión de gases, contaminación atmosférica

La atmósfera es uno de los ambientes que comúnmente se ve afectado por la generación de sustancias de desecho. Numerosas actividades industriales y de procesamiento de minerales son causa importante de contaminación con la emisión de polvillo y/o gases al aire. v.g. la industria del cemento puede causar suficiente contaminación como para desmejorar el valor de las tierras vecinas. Los gases más importantes a considerar, dado el perjuicio ambiental que se les asocia, son: CO₂, CO, NO, NO₂ y SO₂ (Recuadro 1.2).

Dióxido de carbono y vapor de agua son expedidos a la atmósfera, con gran cantidad de calor, cuando se queman materiales. La quema puede producir, dependiendo del material incinerado, oxídos gaseosos de azufre y nitrógeno más partículas finas de material sólido que contamina la atmósfera. Tales materiales frecuentemente se concentran en las gotas de lluvia, llovizna, neblina y algunas veces reaccionan para producir aire contaminado (*smog*). Al caer, las gotas contaminan suelos, aguas, vegetación.

Recuadro 1.2**GASES CONTAMINANTES DE LA ATMOSFERA**

Es un hecho claramente demostrado que las actividades antrópicas, con mayor fuerza a partir de la revolución industrial, han venido perturbando la mezcla natural de gases atmosféricos. Los gases contaminantes de la atmósfera representan un peligro al ambiente, de importante consideración, particularmente dada su capacidad de alterar el clima. La escala de estos problemas es global, y cualquier posibilidad de aliviarlos se basa primeramente en el entendimiento de la estructura y funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos de la tierra y de cómo el hombre interfiere con ellos.

Desde fines de los años 1950, en EE.UU. se llevan registros de los cambios y fluctuaciones en la concentración de varios gases atmosféricos. También el análisis de burbujas de estos gases atrapados en capas de hielo, en el Antártico y en Groenlandia, han permitido conocer sus fluctuaciones, principalmente las del CO₂, lográndose obtener información de tiempos tan remotos como 60.000 años A.C.

Como constituyentes de la mezcla de gases atmosféricos, que han recibido mayor atención debido a su capacidad de alteración de las funciones de la atmósfera terrestre se encuentran los siguientes:

Dióxido de carbono (CO₂): la literatura especializada señala que el CO₂ atmosférico ha incrementado exponencialmente desde un nivel de 270 a 280 ppm por volumen (correspondiente a la época preindustrial alrededor del año 1750) hasta cerca de 350 ppmv en 1989, teniéndose que para el año 2000 el nivel puede elevarse a 560 ppmv o más (Boyle y Ardill, 1989; Barbier, 1989). Houghton y Woodwell (1989) señalan que desde el año 1860, la temperatura global promedio se ha incrementado entre 0,5°C a 0,72°C y que la tendencia al calentamiento es propensa a acelerarse.

La mayor parte del CO₂ antropogénico resulta de la combustión de hidrocarburos. La quema de bosques, selvas y sabanas probablemente contribuye con 1/3 del total del CO₂ atmosférico (Bolin et al., 1986, citados por Barrow, 1991). De acuerdo con Gribbin (1988), cerca de la mitad del CO₂ producido por el hombre es absorbido por algunos sumideros naturales que lo sacan de manera efectiva del sistema. Entre estos sumideros del CO₂ se tiene: la fijación como carbono orgánico del suelo; la incorporación como material calcáreo esquelético por el plancton marino, el cual es señalado como el sumidero principal; la fijación e incorporación en el tejido de las plantas por la vegetación terrestre; la absorción y precipitación como sedimentos carbonatados por el agua del mar (Barrow, 1991).

Monóxido de carbono (CO): después del CO₂ es el segundo más abundante de los que han sido llamados gases invernadero. Los niveles de este gas en la atmósfera son más altos en los meses de invierno en las latitudes altas, donde ocurre una combustión incompleta del carburante de los motores de vehículos es otra fuente importante de este gas. Las emisiones probablemente se están incrementando entre 1 y 5% por año (Rambler et al., 1989)

Este tipo de gas es peligroso para humanos y animales a causa de su reacción con la hemoglobina para formar carboxihemoglobina, la cual no tiene la capacidad de la hemoglobina de cargar O₂, por lo cual es causa de fallas respiratorias.

En contacto con el suelo, el gas CO es rápidamente absorbido y oxidado a CO₂ por ciertos tipos de microorganismos. En la atmósfera, el CO es usualmente oxidado y convertido en CO₂ por reacción con O₂, O₃, N₂O o con NO₂ (Tan, 1994).

Oxidos de nitrógeno: nitrógeno (N₂), óxido nitroso (N₂O), óxido nítrico (NO) y dióxido de nitrógeno (NO₂) son constituyentes comunes del aire atmosférico. La mezcla de NO y NO₂ es usualmente referida como NO_x (Manahan, 1975). Nitrógeno (N₂) es el constituyente del aire más abundante (aproximadamente 78%). En contraste, los gases de óxido de nitrógeno están presentes solamente en muy pequeñas cantidades. Por ejemplo, bajo condiciones normales, la concentración de N₂O en la atmósfera es de 0,25 mg/ L. Sin embargo, debido a la revolución industrial la concentración de gases de óxidos de nitrógeno en la atmósfera se ha incrementado 10 o más veces. El NO₂ es liberado naturalmente por bosques y sabanas y también por la actividad humana que implica el uso de fertilizantes nitrogenados artificiales, el uso de combustibles y la quema de biomasa. También hay algún aporte proveniente de desechos animales y humanos, y del plancton marino.

Se ha reportado que los niveles preindustriales de NO₂ eran alrededor de 285 partes por millardo por volumen; habiéndose elevado dicho valor a 305 para 1989. Globalmente, el NO₂ se está incrementando, aproximadamente, entre 0,2 y 0,3% por encima de los niveles naturales (Boyle y Ardill, 1989; Rambler et al., 1989).

Recuadro 1.2 (Continuación)

Metano (CH₄): tal como el CO₂ este gas absorbe radiación infrarroja de la superficie de la tierra, pero es entre 6 y 25 veces más efectivo en subir la temperatura, de la capa más baja de la atmósfera, que el CO₂ (Pearce, 1989). Las emisiones de metano también afectan la tasa de formación de ozono estratosférico (Barrow, 1990).

El metano producido a través de la descomposición biológica por microorganismos bajo condiciones anaerobias tal como las que existen en pantanos, los campos inundados para el cultivo de arroz, el aparato digestivo del ganado (en promedio una vaca genera unos 200 g/día de CH₄). Estimaciones realizadas (Rambler et al., 1989) señalan que durante los últimos 150-200 años los niveles atmosféricos globales de CH₄ han subido de 0,65 ppmv a 1,5-1,7 ppmv y se están incrementando entre 1 y 2% por año.

Azufre y óxido de azufre: el azufre (S) y sus óxidos, producidos por la industria, son frecuentemente referidos como azufre antropogénico a diferencia del azufre natural emitido por los volcanes activos, cuyas emisiones erráticas e impredecibles en ocasiones alcanzan magnitudes considerables (Barrow, 1991). Actualmente gran preocupación ha sido expresada con relación a la abundante liberación de S y sus óxidos a la atmósfera por las actividades industriales. El azufre también puede entrar al aire por procesos biológicos bajo la forma de H₂S. La cantidad de SO₂ liberada en la atmósfera por la industria se ha estimado en 65 x 10⁶ Mg/ha x año, y aproximadamente 200 kg/ha de S son depositados en el suelo, desde el aire, en áreas altamente industrializadas de Europa, la parte Este de Norte América y partes del Este de Asia. La cantidad, se ha indicado, sería tanto como la mitad de lo aportado por las fuentes naturales (Stevenson, 1986).

Los gases de azufre son particularmente dañinos al ambiente, al crecimiento de las plantas, animales y a la salud humana. La acidificación de la precipitación, un efecto importante de la presencia de estas substancias en la atmósfera, se discute en el Recuadro 1.3.

Clorofluorocarbonos (CFC): estos compuestos son generalmente señalados responsables antropogénicos de los "hoyos en la capa de ozono", y también se les acredita como muy efectivos gases invernadero, al punto de que una molécula de los tipos más comunes de CFC hace el mismo efecto de 10.000 moléculas de CO₂ (Gribbin, 1988).

Dada la persistencia de los CFC y las vastas cantidades de estos gases que se han dispersado, que es poco lo que se puede hacer para reducir de manera inmediata el agotamiento del ozono. Sin embargo, es vital tomar medidas para evitar daños adicionales, las cuales incluyen utilizar propelentes sustitutos de los CFC en latas de aerosoles, extintores de incendios y fluidos para refrigeradores y acondicionamiento de aire, entre otros. Barrow (1991) señala que se necesitaría probablemente una reducción del 85% o más en emisiones de CFC para tan solo lograr una estabilización de los niveles ozono en la atmósfera, esto considerando los niveles alcanzados en 1988.

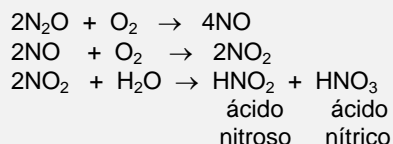
Los gases de SO₂ y NO₂ con la humedad de la atmósfera forman ácidos que pueden producir lluvia con un pH tan bajo como 2 (Likens y Borman, 1974). La acidez anormal de la precipitación (Recuadro 1.3) es señalada como responsable de la destrucción de vastas áreas boscosas y de la erradicación de especies en muchos lagos y reservorios; los suelos son generalmente afectados en forma menos drástica (Environment Canadá, 1984). Los suelos exhiben una CIC que los provee de un poder amortiguador capaz de adsorber el exceso de protones provenientes de la lluvia ácida. Sin embargo, un prolongado impacto provocado por la lluvia ácida puede saturar esta capacidad amortiguadora de los suelos (Tan, 1994). El efecto invernadero (Recuadro 1.4) y la destrucción de la capa de ozono (Recuadro 1.5) son otros problemas ambientales que resultan de la emisión acelerada de gases contaminantes.

Recuadro 1.3**LA ACIDEZ ANORMAL DE LA PRECIPITACIÓN**

La contaminación acelerada del aire con gases que contienen azufre y nitrógeno, generados básicamente por la combustión de productos del petróleo, y carbón que provienen de la actividad industrial, de aviones, y automóviles, produce la acidificación anormal de la precipitación.

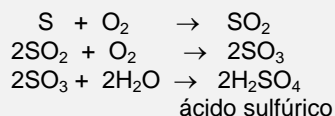
La lluvia no contaminada es levemente ácida, generalmente con pH alrededor de 5,6, esto debido a que ha reaccionado con CO₂ en la atmósfera para formar ácido carbónico el cual es un ácido débil (Park, 1987). Elsworth (1984) señala que una definición aceptada de precipitación ácida corresponde a aquella cuyo valor de pH es de 5,1 o menos.

La precipitación ácida es causada por la presencia de ácidos sulfúrico, nítrico y nitroso en las gotas de lluvia, nieve, neblina y otros tipos de precipitación. Los ácidos nítrico y nitroso son formados por la reacción del gas NO₂ con la humedad de la atmósfera, de acuerdo a las siguientes reacciones (Tan, 1994):



Los ácidos nitroso y nítrico se disuelven en el agua de lluvia, generando protones H⁺, lo cual la acidifica hasta 10 o más veces, con relación a su condición normal (Environment Canada, 1984).

Las partículas de S emitidas al aire se oxidan y forman ácido sulfúrico tal como se ilustra en las siguientes reacciones:



Se han reportado aportes al suelo de S a través de la lluvia en EE.UU. que alcanzan valores de 10 kg ha⁻¹ en áreas de desarrollo industrial moderado y hasta 30 y aún 100 kg ha⁻¹ para suelos ubicados en áreas de alto desarrollo industrial y cerca de grandes plantas industriales respectivamente (Donahue et al., 1983). Sin embargo, hay que considerar el hecho de que los contaminantes pueden desplazarse grandes distancias dependiendo de los vientos prevalecientes, por lo cual no solo los sitios aledaños son amenazados por la contaminación.

La acidez anormal de la lluvia ha sido señalada como responsable de la destrucción de vastas áreas boscosas y de la erradicación de especies de peces en muchos lagos y reservorios, los suelos son generalmente afectados en forma menos drástica.

Recuadro 1.4**EL EFECTO INVERNADERO**

Gracias a la presencia de la atmósfera, la superficie de la tierra se mantiene unos 33°C más cálida de lo que sería sin esta capa protectora. La energía solar pasa a través de la atmósfera sin que ocurra casi ninguna absorción de la misma, por el contrario parte de esta radiación es enviada de vuelta al espacio al ser reflejada por las nubes. Una fracción de la radiación solar de longitud de onda corta (ultravioleta) que llega a la tierra, ayuda a mantener la capa de ozono en la estratosfera (22-28 km de altitud). La superficie de la tierra y de los mares son calentados por esta radiación incidente; los cuerpos calentados reirradian calor de longitud de onda mayor. Parte de esta energía reirradiada por la tierra es absorbida por el vapor de agua y el CO₂ de la atmósfera; dicha absorción corresponde principalmente a longitudes de onda mayores (infrarojo), el resto escapa al espacio. La mayor parte del entrapamiento de la energía reirradiada ocurre en la capa inferior de la atmósfera (tropósfera 0-14 km de altitud). Un cambio en las cantidades de vapor de agua, y/o en la relativa concentración de gases atmosféricos, y/o en la naturaleza de la capa de nubes, puede alterar el clima (Barrow, 1991).

Los así llamados gases invernadero, que juegan un papel importante en el mantenimiento de la temperatura de la superficie y atmósfera de la tierra, son: vapor de agua, dióxido de carbono (CO₂), óxido nitroso (N₂O), metano (CH₄), sulfuro de hidrógeno (H₂S), una gama de gases de clorofluorocarbono (CFC) y ozono (O₃) troposférico. La concentración de estos gases ha venido mostrando un incremento en años recientes, asociado principalmente, al desarrollo de grandes centros industriales y urbanos. Ello ha dado lugar al señalamiento de que este incremento ha causado y causará adicionalmente en el futuro, importantes cambios en las temperaturas del planeta.

Si bien es un hecho aceptado el calentamiento de la tierra en estos últimos tiempos, algunos investigadores apoyan el planteamiento del efecto invernadero, mientras que otros lo atribuyen a fluctuaciones naturales, tales como cambios en la radiación solar.

3.2.3.3 Desechos y accidentes nucleares

El uso de energía atómica en la generación de electricidad, en la industria, fabricación de armas de guerra, etc. inevitablemente produce desechos nucleares. Algunos de estos desechos son altamente radioactivos por miles de años, y por lo tanto son tan peligrosos que ningún método de disposición de este tipo de desechos ha probado ser satisfactorio a largo plazo. La disposición de desechos nucleares es muy costosa por la infraestructura requerida y además por el hecho de que la ubicación del vertedero del desecho afecta el valor de la tierra en el sitio y sus alrededores. Tanques de acero resistentes a la corrosión revestidos con láminas gruesas de concreto han sido usados como recipientes de estos desechos; sin embargo, la peligrosidad de los desechos estimada en tiempo puede ser tanto como 1000 veces mayor que la vida útil de los recipientes (Troeh et al., 1980). En el pasado,

los desechos almacenados en ese tipo de tanques han sido lanzados al mar o enterrados en profundas formaciones rocosas. Charles (1989, citado por Barrow, 1991) señala que el Departamento de Energía de EE.UU., a fines de los años 1980, estimó gastos entre los US\$ 100 y 150 millardos, necesarios para manejar los problemas causados por la disposición de desechos nucleares realizados en el pasado.

Recuadro 1.5

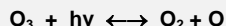
DESTRUCCIÓN DE LA CAPA DE OZONO

El ozono (O₃), una forma de oxígeno, es un gas azul con un olor característico, usualmente formado en el aire por reacción fotolítica. Es un agente oxidante más fuerte que el oxígeno ordinario, siendo capaz de oxidar sustancias orgánicas en la atmósfera (Tan, 1994). Es importante diferenciar entre el O₃ de la estratosfera y el de la troposfera, este último ocurre cuando la radiación solar actúa sobre gases contaminantes, a través de reacciones fotoquímicas, para formar un "smog" rico en O₃ el cual actúa como un gas invernadero que es capaz de causar daños en plantas y animales.

El ozono en la estratosfera se presenta como una capa invisible entre los 18 y 50 km de altitud (Gribbin, 1988) protegiendo la tierra contra la radiación perjudicial proveniente del sol. Bajo condiciones normales, el O₃ se destruye y a la vez es formado de nuevo manteniéndose de esta manera un equilibrio en la estratosfera. La destrucción del O₃ en condiciones naturales ocurre por su reacción con grupos hidroxilo, OH, derivados del vapor de agua en la estratosfera:



La importancia biogeoquímica de la capa de ozono resulta de su capacidad para absorber la luz ultravioleta (UV) a longitudes de onda entre 360 y 240 nm. Tal absorción involucra una reacción fotoquímica la cual descompone la molécula de ozono en oxígeno ordinario:



En condiciones naturales, esta se manifiesta como una reacción en equilibrio lo cual significa que el O₂ puede reaccionar con O para formar O₃ de nuevo. La energía de la radiación ultravioleta (hv) es usada para la descomposición del ozono, de tal manera que la misma es bloqueada no pudiendo alcanzar la superficie de la tierra (Tan, 1994). La radiación UV es destructiva para muchos compuestos orgánicos, si esta pudiera alcanzar la tierra en cantidades importantes la vida en su forma presente no podría existir.

Debido a que el O₃ reacciona rápidamente con compuestos orgánicos, la introducción de tales compuestos en el aire altera el equilibrio fotoquímico de importancia en la formación y descomposición del ozono. La quema de combustibles fósiles y la oxidación de compuestos orgánicos en la tierra, produce H₂O y CO₂; al disociarse el H₂O en sus iones OH⁻ el efecto es acelerar la destrucción del ozono.

Otros gases responsables de la descomposición del ozono son N₂O, NO, CH₃, CH₄ y gases de clorofluorocarbonos usados como refrigerantes y aerosoles. Se ha señalado que la destrucción de la capa de ozono es debido mayormente a los efectos de la contaminación por la actividad industrial, especialmente por la actividad de los vehículos de transporte.

Barrow (1991) indica que para 1985, las estaciones de energía nuclear generaban cerca del 18% de la electricidad total del mundo; dependiendo de este tipo

de fuente energética unos países más que otros: Francia generaba, de la energía nuclear, cerca del 65% de su electricidad para 1985, mientras que las naciones con el mayor número de estaciones nucleares eran EE.UU., Francia, la disuelta Unión Soviética, el Reino Unido, Japón, Canadá, la entonces Alemania Occidental, Suecia y España.

Aún cuando los accidentes nucleares han sido raros o escasos, sus consecuencias pueden ser desastrosas. El de Chernobyl, en la entonces Unión Soviética, ocurrido en 1986 es el peor y más conocido de tales accidentes. Mould (1988) indica que 135.000 personas fueron evacuadas y que el área de "significativa" contaminación superaba los 1000 km²; también entonces se reportó depósito de radioisótopos en partes de Escandinavia y Europa Occidental principalmente, la radioactividad fue lavada y penetró en el suelo con el agua de lluvia. Uchvatov (1997) destaca la seriedad de las consecuencias del accidente de la estación de energía nuclear de Chernobyl y comenta que la contaminación del suelo por ¹³⁷Cs y ⁴⁰Sr llegó a afectar de manera importante la capa de desarrollo de raíces del suelo. Con relación a los daños a seres humanos, aparte de 33 casos fatales, se reportaron más de 2000 personas contaminadas con un alto riesgo de contraer cáncer a largo plazo. Por otra parte se ha estimado que el entumbamiento, de solamente el reactor, costaba sobre los US\$ 10 millardos en 1989 (O'Neill, 1989).

3.2.3.4 *Destrucción y contaminación del suelo y el ambiente por actividades bélicas*

Las guerras civiles e internacionales pueden ser causa directa o indirecta de degradación del ambiente. Los actos de guerra pueden causar daños considerables: incendios, destrucción del paisaje y de las tierras; aparte de la matanza de personas y animales. Además los desechos de guerra pueden permanecer por mucho tiempo después que las hostilidades han cesado, haciendo el uso de las tierras difícil y/o peligroso. En tiempos de guerra la suplencia de minerales, alimentos y otras necesidades se hace a través de operaciones generalmente desprovistas de preocupación por la calidad ambiental. Sin embargo, los avances tecnológicos resultantes pueden eventualmente ser útiles para contrarrestar la degradación de las tierras, v.g. el uso de satélites para reconocimiento estratégico en tiempos de guerra, ha llevado al surgimiento de la tecnología de sensores remotos para el monitoreo de los recursos de la tierra y el clima (Barrow, 1991).

Después de la segunda guerra mundial, ha habido en el mundo numerosos conflictos bélicos. El-Hinnawi y Hashimi (1982, citados por Barrow, 1991) reportan la ocurrencia de cerca de 133 guerras, entre 1945 y 1981, la mayoría de ellas en países en desarrollo y caracterizándose por ser conflictos de pequeña escala, con la excepción de las guerras de Vietnam, Egipto-Israel y más recientemente, los surgidos luego de la disolución de la Unión Soviética. Es así, que muchas naciones del Lejano Oriente, Sur-Asia, partes de América Latina y Africa gastan una considerable proporción del producto bruto nacional en sus fuerzas militares, lo cual pudiese ser

invertido en manejo ambiental, mejoras en la agricultura, salud, educación, etc. (Barrow, 1991)

Aparte de los daños físicos a las tierras (v.g. la devastación y los cráteres que se forman como consecuencia del uso de bombas y materiales explosivos; la deliberada inundación de vastas áreas), los daños indirectos causados por las guerras son enormes; algunas armas químicas pueden tener efectos a muy largo plazo, por ejemplo los efectos de los gases venenosos sobre la vida silvestre y el suelo son inciertos. Las sustancias químicas concebidas para desfoliar la vegetación y así privar al enemigo de cobertura vegetal o cultivos productores de alimentos fueron ampliamente usadas en la guerra de Vietnam (agente naranja: 2,4-D + 2,4,5-T; agente blanco: 2, 4-D + picloran; agente azul: basado en picloran).

Gradwohl y Greenberg (1988) señalan que durante la guerra, 40% de la superficie de Vietnam fue tratada con estas sustancias, y que particularmente entre 1960 y 1972, 44% de los bosques fueron desfoliados. Grandes áreas de bosques deciduos fueron eliminadas y su recuperación ha sido muy lenta y esporádica (Freedman, 1989), y donde la vegetación en tierras de pendiente pronunciada fue rociada ha habido considerable pérdida de suelo por erosión. Barrow (1991) señala que en algunas áreas de bosques de manglares, en Vietnam, la defoliación expuso los suelos a la luz del sol ocurriendo laterización, o los suelos se drenaron y se desarrollaron suelos sulfato-ácidos, lo cual hace la reforestación imposible.

Aún cuando no hay registros que informen del uso de armas biológicas en conflictos bélicos, el uso de organismos persistentes causantes de enfermedades, tal como el antrax (Bacillus anthracis), por naciones en guerra o terroristas, tendrían un serio efecto a largo plazo en el posible uso de la tierra en áreas que pudieran ser afectadas. El desarrollo de bacterias, virus, hongos, etc. para ser usadas como armas bélicas no presenta mayores dificultades, afortunadamente lo que ha impedido el uso de armas biológicas es la dificultad para restringir, a la nación enemiga, la propagación de la infección.

Las armas nucleares han causado ya degradación en extensas áreas del planeta; se ha generado contaminación como resultado de su fabricación, utilización y experimentación. Los efectos de las armas nucleares incluye en términos generales (Barrow, 1991): destrucción por la explosión y daños directos de la radiación a organismos y a la superficie de la tierra; el relumbrón térmico o relámpago de calor; la liberación de compuestos químicos tóxicos y depósitos radioactivos; la generación de CO₂ y NO_x por los incendios y la consecuente posibilidad de dañar la capa de ozono y la alteración del ingreso de radiación ultravioleta a la superficie de la tierra (Barrow, 1991, SGI, 1999)

Hipótesis acerca de los efectos de una guerra nuclear sugieren que sería de tal magnitud la generación de polvo, gases y hollín, que todo el planeta probablemente sufriría de condiciones climáticas anormales por un tiempo indeterminado (Bondietti, 1982; Westing, 1987; Ginzburg, 1989, Botkin et al., 1989 citados por Barrow, 1991, SGI, 1999), con las consecuencias catastróficas que ello conlleva.

3.3 **Sobreexplotación del suelo**

En el pasado, la mayor parte del incremento en producción agrícola resultaba de la incorporación al uso de nuevas tierras. Entonces se hablaba de que una superficie mínima de una hectárea por persona era necesaria para mantener un nivel de vida satisfactorio. De manera aproximada, tal proporción fue mantenida por bastante tiempo a expensas de la incorporación de nuevas tierras a la producción agrícola. Por supuesto, en ese proceso, las mejores tierras son seleccionadas primero, así que, en promedio, el grado de aptitud de la tierra tiende a declinar, aún si el área de tierra por persona es mantenida. Actualmente, muchos países tienen más gente que hectáreas de tierra. En algunos lugares puede que una hectárea de tierra por persona no sea suficiente, pero en otros resulta más que bastante, ya que la producción depende no solo de la superficie de tierra sino también del suelo, el cultivo, el clima y el manejo.

Los incrementos en producción, en la actualidad, se obtienen mayormente incrementando los rendimientos de los cultivos e intensificando el uso de la tierra bajo explotación. Sin embargo, el uso de tierras de pobre aptitud de manera tan intensiva, como se aplica a las mejores tierras, trae comúnmente resultados desastrosos, por la degradación de los suelos.

Una de las primeras consideraciones cuando se trata de la conservación de los suelos es el uso de la tierra dentro de sus capacidades. Donde el suelo es profundo, fértil, bien drenado, ubicado en zonas planas y con favorables condiciones físicas, la tierra es apta para el uso intensivo, claro está utilizando prácticas de manejo adecuadas. Otras tierras muy pendientes, con suelos poco profundos, muy pedregosos o con otro tipo de limitaciones pueden ser aptas sólo para recreación, vida silvestre u otros usos que no representan riesgos de degradación.

La sobreexplotación del suelo es generadora de procesos de degradación, y comúnmente se origina de la aplicación de prácticas abusivas e inadecuadas, tales como:

- Agricultura más intensiva que la que puede soportar la clase de tierra bajo explotación.
- Utilización de técnicas de laboreo inadecuadas lo cual incluye la maquinaria y el tipo de implementos utilizados, la intensidad de laboreo y las condiciones del suelo al momento de ser trabajado.
- El monocultivo y la carencia de protección al suelo ante los agentes que causan degradación, y la ausencia de prácticas de conservación, particularmente en las clases de tierra con menores grados de aptitud.
- La sobrecarga de ganado con el consiguiente sobrepastoreo y pisoteo excesivo lo cual provoca la degradación del suelo y la vegetación.
- La explotación forestal abusiva. En los bosques cultivados en los que las labores se efectúan con máquinas potentes, bajo tales condiciones el arrastre de residuos y la circulación de las máquinas, a menudo, eliminan cantidades de

materia orgánica humificada, compactan el suelo y lo exponen a la degradación.

- La extensiva distribución de caminos, trochas y senderos, su trazado inadecuado o mal estado genera degradación. En muchas áreas naturales y parques utilizados con fines recreacionales, aparte de los daños por el excesivo pisoteo que afectan los patrones naturales del drenaje, la erosión y depósito de sedimentos, y los hábitat de la vida silvestre, también la degradación amenaza la calidad de las experiencias de los visitantes haciendo sus excursiones más difíciles o inseguras (Leung y Marion, 1996).

La historia de la humanidad está llena de experiencias que permiten afirmar que las prácticas abusivas que llevan a la sobreexplotación del suelo pueden conducir, en plazos de tiempo no demasiado largos, a la desertificación (Lowdermilk, 1978; Gelburd, 1985).

4. EVALUACION DE IMPACTOS GENERADOS POR LOS AGENTES CAUSANTES DE LA DEGRADACION Y/O PERDIDA DE LOS SUELOS Y MEDIDAS CORRECTORAS

Dadas sus características particulares debe hacerse una diferenciación, discutiendo por separado los impactos de cada uno de los tres agentes causantes de degradación considerados.

4.1 Impacto de ocupación

Su evaluación o predicción es directa a través de la medición de la superficie afectada o a ser ocupada por un proyecto. Para la valoración puede usarse como indicador la medición de la superficie ocupada ponderada con la calidad de la tierra, expresada ésta en términos de clases agrológicas.

En cuanto a medidas correctoras, considerando que no es posible regenerar si no se desplaza la actividad perturbadora, en la mayoría de los casos este tipo de impacto es irreversible. En razón de lo cual si se trata de la predicción de impactos previo a la ejecución de proyectos, se recomienda la aplicación de metodologías disponibles como el sistema *Land Evaluation and Site Assessment*, LESA (Wright et al., 1983) que permite, de una manera objetiva, proteger los suelos de mejor calidad, de la pérdida perenne que implica su sellado por la construcción de obras de infraestructura lo cual reduce la multifuncionalidad del suelo a solo un uso, de manera prácticamente irreversible.

La condición de pérdida irreversible que se señala con relación al impacto de ocupación admite la excepción de las prácticas extractivas que caracterizan la industria minera donde la acción correctora se apoya en la retirada previa y almacenamiento del suelo superficial sobre el cual se desarrolla la vegetación.

Cuando las actividades de extracción del yacimiento van progresando, de manera gradual, se van aplicando los tratamientos de recuperación que incluyen la aportación del suelo almacenado con lo cual se trata de dar al sitio condiciones adecuadas para el reestablecimiento de la vegetación (Loch y Orange, 1997; Gualdrón, 1997).

4.2 Impacto por contaminación

La evaluación o previsión del impacto por la contaminación se dificulta, si se considera la medición de la concentración de los contaminantes que se aportan ya que muchos de ellos llegan al suelo de manera indirecta, a través del agua o del aire. Inclusive la contaminación puede llegar a zonas alejadas de su sitio de origen por medio de variados mecanismos tal como ha sido discutido en los puntos antecedentes. La técnica más segura de evaluación es la experimental y la de escenarios comparados (DGMA, 1984).

Para 1981, de acuerdo a información presentada por el *U.S. National Soil Erosion - Soil Productivity Research Planning Committee* (USDA/SEA-AR, 1981) ya había grupos de investigación en EE.UU, trabajando en la simulación de problemas vinculados a la contaminación proveniente de fuentes no localizadas. Un ejemplo, producto de tales esfuerzos, es el modelo *Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems*, CREAMS (USDA-SEA, 1980) que simula el transporte de sustancias químicas a escala de campo, y el cual ha sido implementado con éxito en EE.UU, para la evaluación de alternativas en el uso de prácticas y medidas de conservación (De Coursey, 1985). De acuerdo a lo señalado por Blum (1996), la acción filtrante, amortiguadora y transformadora que ejerce el suelo sobre los contaminantes que lo afectan, la cual representa una de sus más importantes propiedades ecológicas, con los conocimientos y recursos actuales, ya puede muy bien ser investigada y modelada.

Las medidas correctoras del impacto de contaminación varían según se dirijan a la fuente o al efecto (DGMA, 1984). Por supuesto las prácticas dirigidas a los efectos en el suelo deben ir precedidas de acciones que contrarresten la fuente de contaminación. Algunos comentarios se han hecho en los puntos precedentes en este capítulo acerca de las medidas correctoras que se aplican en las fuentes generadoras de la contaminación sean estas asociadas a la industria, la agricultura, los residuos urbanos y de centros poblados, etc.

Las medidas correctoras dirigidas a los efectos, aparte de ser costosas y poco eficaces, son de difícil justificación desde el punto de vista económico, más no si se considera un enfoque teniendo en cuenta los beneficios sociales (DGMA, 1984). Algunos ejemplos de técnicas correctoras de este tipo son las siguientes:

- La biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos (Adams y Rodríguez, 1997; Soto et al., 1997; Torres, 1997).
- El tratamiento de suelos ácidos mediante programas de encalado (Kamprath, 1984; Sumner, 1998).

- La limpieza y rehabilitación de suelos contaminados por sustancias tóxicas (Comis, 1996; Deelen et al., 1997).
- El lavado de suelos afectados por exceso de sales mediante la aplicación de riego en exceso (Pla y Dappo, 1975; Shainberg y Oster, 1978).

4.3 Impacto por sobreexplotación

Cualquiera sea el proceso de degradación generado por la sobreexplotación, la predicción se orienta hacia la evaluación o estimación de la pérdida de la calidad y/o productividad del suelo, lo cual, a fin de cuentas, afecta la clasificación agrológica de la tierra.

Tomando como referencia la evaluación del impacto a través de la erosión que se desencadena en el suelo como consecuencia de la sobreexplotación o inadecuado uso del mismo, existen actualmente varios modelos matemáticos de distintos tipos (empíricos, causales) que permiten predecir los daños que el proceso de degradación pudiera causar al suelo en términos de pérdida de su espesor o profundidad efectiva. Tal es el caso de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo "USLE" (Wischmeier y Smith, 1965) modelo empírico ampliamente utilizado para la predicción a largo plazo de la pérdida de suelo debido a la erosión laminar y en surquillos, así como para la evaluación de los efectos de diferentes prácticas de conservación de los suelos. Un modelo de tipo causal o basado en procesos, de más reciente data es el *European Erosion Model*, EUROSEM (Morgan et al., 1992) el cual tiene la capacidad de evaluar riesgos de erosión y de ser usado como herramienta para la selección de medidas de protección del suelo.

Otros modelos como el *Erosion Productivity Impact Calculator*, EPIC (Williams et al., 1983) y el Índice de Productividad del Suelo, IP (Neill, 1979) permiten establecer relaciones y hacer predicciones de los efectos de la erosión sobre la productividad del suelo.

La corrección es difícil y costosa y debe orientarse primeramente a la identificación y control de los procesos de degradación, cuya discusión se presenta en la Segunda Parte de este documento. Las técnicas y procedimientos para el manejo conservacionista de los suelos son variadas y de diferente naturaleza y van desde el uso y manejo de la vegetación pasando por diversas prácticas culturales y agronómicas hasta el uso de técnicas mecánicas e ingenieriles de protección (Foster, 1977; Suarez, 1982; Delgado, 1987; López, 1991).

Aún cuando en este último punto de discusión se habla de medidas correctoras es importante destacar que el medio más efectivo para combatir la degradación es la prevención. En este sentido Blum (1998) establece tres prerequisites necesarios:

- Es importante un buen conocimiento acerca del estado actual de los problemas, incluyendo causas e impactos, lo cual, si bien es cierto, se dificulta considerando el problema de la usual carencia de indicadores.

- Como siguiente paso, es necesario el seguimiento de la evolución de los problemas para la comprensión de su desarrollo en escala de tiempo y para conocer si el problema es estable, o se encuentra en condición creciente o decreciente. La carencia de mediciones u observaciones en este sentido dificultan este procedimiento.
- El control de los efectos adversos de los usos competitivos del suelo debe ser el principal concepto para combatir la degradación del suelo. La prevención ayuda a evitar la aplicación de medidas de rehabilitación, corrección o remediación. Tales medidas deben ser consideradas únicamente como último recurso o alternativa, ya que usualmente resultan demasiado costosas o simplemente imposibles de implementar.

REFERENCIAS CITADAS

Adams, R.H. y A.A. Rodríguez. 1997. Evaluación comparativa de productos para la biorremediación de sitios impactados por hidrocarburos de petróleo en el trópico húmedo. p. 147. *IV Congreso Interamericano sobre el Medio Ambiente*. Resúmenes de Conferencias. Universidad Simón Bolívar. Caracas, Venezuela

Addiscott, T. 1988. Farmers, Fertilizers and the Nitrate Flood. *New Scientist*, 120: 50-53.

Alexander, M. 1977. *Introduction to Soil Microbiology*. 2nd. Edition John. Wiley & Sons, New York, USA.

Aislabie, J. y G. Lloyd-Jones. 1995. A review of bacterial degradation of pesticides. *Australian Journal of Soil Research*, 33:925-942.

Anan'eva, N.D., T.S. Denkina, E.V. Blagodatskaya, V.P. Sukhoparova y V.I. Abelentsev. 1997. A complex approach to the study of the behavior of pesticides in soil. *Eurasian Soil Science*, 30(6): 675-680.

Arnon, I. 1981. *Modernizing Agriculture in Developing Countries: Resources, Potentials and Problems*. John Wiley & Sons, New York, USA.

Barbier, E.B. 1989. The global greenhouse effect: economic impact and policy considerations. *Natural Resources Forum*:13(1):20-32.

Barrow, C.J. 1991. *Land Degradation, Development and Breakdown of Terrestrial Environments*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

Beaumont, P. 1989. *Environmental Management and Development in Drylands*. Routledge. London, UK.

Blum, W.H. 1996. Acción del suelo en la filtración, el taponamiento y la transformación de sustancias. *Memorias del XIII Congreso Latino Americano de la Ciencia del Suelo*. Aguas de Lindóia, Sao Paulo, Brasil.

Blum, W.H. 1998. Basic concepts: degradation, resilience and rehabilitation. pp. 1-16 En R. Lal et al. (eds.). *Methods for Assessment of Soil Degradation*, Advances in Soil Science. CRC Press. Boca Raton, Florida, USA.

Boyle, S. y J. Ardill. 1989. *The Greenhouse Effect: A Practical Guide to the World's Changing Climate*. Hodder and Stoughton, London, U.K.

Bradshaw, A.D. y M.J. Chadwick. 1980. *The Restoration of Land: The Ecology and Reclamation of Derelict and Degraded Land*. Blackwell, Oxford, U.K.

Cameron, K.C., H.J. Di, y R.G. McLaren. 1997. Is soil an appropriate dumping ground for our wastes?. *Australian Journal Soil Research*, 35: 995-1035.

Chitty, W. 1997. Evaluación, manejo y disposición de desechos de perforación de pozos petroleros. p. 145. *IV Congreso Interamericano sobre el Medio Ambiente*. Resúmenes de Conferencias. Universidad Simón Bolívar, Caracas, Venezuela.

Comis, D. 1996. Green remediation: Using plants to clean the soil. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51: 184-198.

De Coursey, D.G. 1985. Mathematical models for nonpoint water pollution control. *Journal of Soil and Water Conservation*, 40: 408-413.

Deelen, A., L. Dop, y B. van Geleuken. 1997. Better cooperation means cleaner soil. *Environmental News*, 6: 3-4.

Delgado, F. 1987. *Prácticas Agronómicas de Conservación de Suelos*. Serie Suelos y Clima, SC-63. CIDIAT, Mérida, Venezuela. 69 p.

Detwyler, T.R. (ed.). 1971. *Man's Impact on Environment*. McGraw-Hill, New York, USA.

DGMA. 1984. *Suelos: Previsión y Prevención de Degradaciones*. Curso sobre Evaluación de Impactos Ambientales. Material mimeografiado. Dirección General del Medio Ambiente (DGMA). Madrid, España.

Donahue, R.L., R.W. Miller y J.C. Shickluna. 1983. *Soils. An Introduction to Soils and Plant Growth*. Prentice Hall, Inc., Englewood Cliffs. New Jersey, USA.

Dowdy, R.H. y W. E. Larson. 1975. The availability of sludge-borne metals to various vegetable crops. *Journal of Environmental Quality*, 4(2): 278-282.:

Eghball, B. y J.F. Power. 1994. Beef cattle feedlot manure management. *Journal of Soil and Water Conservation*, 49: 113-122.

Elliot, H.A. 1986. Land application of municipal sewage sludge. *Journal of Soil and Water Conservation*, 41: 5-10.

Elsworth, S. 1984. *Acid Rain*. Pluto Press, London, UK.

Environment Canada. 1984. *The Acid Rain Story*. Information Directorate Environment Canada. Ottawa, Canada.

EPA. 1983. *Process Design Manual for Land Application of Municipal Sludge* EPA-625/1-83-016. Center for Environ. Res. Info. Environ. Protec. Agency. Cincinnati Ohio, USA.

Felsot, A.S. 1989. Enhanced biodegradation of insecticides in soil: implications for agroecosystems. *Annual Review of Entomology*, 34: 453-476.

Foster, A. 1977. *Métodos Aprobados en Conservación de Suelos*. Editorial Trillas, México.

Freedman, B. 1989. *Environmental Ecology: the Impact of Pollution and Other Stresses on Ecosystem Structure and Function*. Academic Press, London, UK.

Gelburd, D.E. 1985. Managing salinity, lessons from the past. *Journal of Soil and Water Conservation*, 40: 329-331.

González, V., J. Urich, P. Vasquez, A. Rodríguez y J. Marcano. 1997. El uso de desechos de la perforación petrolera para la recuperación de suelos sulfato-ácidos del Delta del Orinoco: II. Cambios florísticos y sucesionales. p. 146-147. *IV Congreso Interamericano sobre el Medio Ambiente*. Universidad Simón Bolívar. Caracas, Venezuela.

Gradwohl, J. y R. Greenberg. 1988. *Saving the Tropical Forest*. Earthscan Publications. London, UK.

Gribbin, J. 1988. The Ozone Layer. *New Scientist*, 118 (1611)

Gualdrón, R. 1997. El manejo de suelos en el Cerrajón Zona Norte. *Suelos Ecuatoriales*, 27: 53-57.

Houghton, R.A. y G.M. Woodweel, 1989. Global climate change. *Scientific American* 260(4): 18-26.

Kamprath, E.J. 1984. Crop response to lime on soils in the tropics p. 349-368. In: F. Adams (ed.). *Soil Acidity and Liming*. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA.

Kellogg, C.E. 1941. Climate and soil. pp. 265-291. In: *Climate and Man*. The Yearbook of Agriculture USDA, U.S. Govern. Printing Office, Washington, D.C., USA.

Kennedy, A.C. y K.L. Smith. 1995. Soil microbial diversity and the sustainability of agricultural soils. *Plant and Soil* 170: 75-86.

Khaleel, R., K.R. Reddy y M.R. Overcash. 1981. Changes on soil physical properties due to organic waste application. A review. *Journal of Environmental Quality*, 10: 133-141.

Kookana, R.S. y L.A.G. Aylmore. 1994. Estimating the pollution potential of pesticides to ground water. *Australian Journal of Soil Research*, 32: 1141-1155.

Larson, W.E., J.R. Gilley, y D.R. Linden. 1975. Consequences of waste disposal on land. *Journal of Soil and Water Conservation*, 30: 68-71.

Le Houérou, H.N. 1976. Can desertification be halted? pp. 1-15. In: *Conservation in Arid and Semiarid Zones*. FAO Conservation Guide No. 3. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma, Italia.

Leung, Y. y J.L. Marion. 1996. Trail degradation as influenced by environment factors: A state-of-the-knowledge review. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51: 130-136.

Likens, G.E. y F.H. Borman. 1974. Acid rain: A serious regional environmental problem. *Science*, 184: 1176-1179.

Loch, R.J. y D.N. Orange. 1997. Changes in some properties of topsoil at Tarong Coal-Meaudu Mine coalmine with time since rehabilitation. *Australian Journal of Soil Research*, 35: 777-784.

Loomis, E.C. y W.C. Hood. 1984. The effects of anaerobically digested sludge on the oxidation of pyrite and the formation of acid mine drainage. pp. 1-17. In: *Symposium on Surface Mining. Hydrology, Sedimentology and Reclamation*. Univ. of Kentucky. Lexington. Kentucky, USA.

López, R. 1991. *Defensa y Recuperación de los Suelos Agrícolas*. Serie Suelos y Clima SC- 68. CIDIAT. Mérida, Venezuela.

Lowdermilk, W.C. 1978. *Conquest of the Land Through 7000 Years Agriculture* Information Bulletin No. 99. U.S. Department of Agriculture. Soil Conservation Service. Washington, D.C., USA.

Manahan, S.E. 1975. *Environmental Chemistry*. Willard Grant Press. Boston, Massachusetts, USA.

McCalla, T.M., J.R. Petersen y C. Lue-Hing. 1977. Properties of agricultural and municipal wastes. pp. 11-43. In: L.F. Elliot y F.J. Stevenson (eds.) *Soil for Management of Organic Wastes and Waste Wasters*. *Soil Science Society of America, American Society of Agronomy*. Madison, Wisconsin, USA.

Morgan, R.C.P., J.N. Quinton, R.J. Rickson. 1992. EUROSEM, Documentation Manual. Version 1. Cranfield Silsoe Collage, Bedford, UK.

Mosier, A.R., S.M. Morrison y G.K. Elmund. 1977. Odors and emissions from organic wastes. Pp. 529-571. In: *Soil Management of Organic Wastes and Waste Wasters*. Soil Science Society of America. Crop Science Society of America. American Society of Agronomy, Madison Wisconsin, USA.

Mould, R.F. 1988. *Chernobyl.: The Real Story*. Pergamon Press. Oxford, UK.
Neill, L.L. 1979. An Evaluation of Soil Productivity Based on Root Growth and Water Depletion. M.Sc. Thesis. University of Missouri, Kansas City, Missouri, USA.

O'Neill, B. 1989. Nuclear safety after Chernobyl. *New Scientist*, 122 (1670): 59-65.

Park, C.C. 1987. *Acid Rain: Rhetoric and Reality*. Methuen, London, UK.

Parr. J.F., R.I. Papendick., S.B. Hornick, y R.E. Meyer. 1992. Soil quality: attributes and relationship to alternative and sustainable agriculture. *American Journal of Alternative Agriculture*, 7: 2-3.

Pearce, F. 1989. Methane: the hidden green house gas. *New Scientist*, 122(1663): 37-41.

Pizzuto, J.S. y Ch.W. Townley. 1981. The land and hazardous waste management. *Journal of Soil and Water Conservation*, 36: 79-81.

Pla, I. y F. Dappo. 1975. *Sistema Racional para la Evaluación de Calidad de Aguas para Riego*. Suplemento técnico No. 12. Fundación para el Desarrollo de la Región Centro Occidental (FUDECO). Barquisimeto, Venezuela.

Power, J.F. y B. Eghball. 1994. Manure Management for minor classes of livestock in the United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 49: 123-125.

Ramade, F. 1984. *Ecology of the Natural Resources*. John Wiley & Sons. New York, USA.

Rambler, M.B., L. Margulis y R. Fester. 1989. *Global Ecology: Towards a Science of the Biosphere*. Academic Press. London, U.K.

Roose, E., G. De Noni, J.M. Lamanchère. 1998. L'érosion : 40 ans de recherches multidisciplinaires. *ORSTOM Actualités*, 56: 2-7.

SGI. 1999. *Armas Nucleares, Una Amenaza para la Humanidad*. Soka Gakkai International (SGI). Exposición Universidad Central de Venezuela, Caracas, Venezuela.

Shainberg, I.J. y J.D. Oster. 1978. *Quality of Irrigation Water*. IIC Publication No. 2, Volcani Center, Bet-Dagan, Israel.

Shuyler, L.R. 1994a. Why nutrient management? *Journal of Soil and Water Conservation*, 49: 3-5.

Shuyler, L.R. 1994b. Nutrient management, an integrated component for water quality protection. *Journal of Soil and Water Conservation*, 49: 5-6.

Skousen, J. y C. Clinger. 1993. Sewage sludge land application program in west Virginia. *Journal of Soil and Water Conservation*, 48: 145-151.

Sommers, L.E. 1977. Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizers. *Journal of Environmental Quality*, 6: 225-229.

Soto, G., F.A. Borges, C. Cárdenas, I. Araujo y J. Delgado. 1997. Biorremediación de un suelo contaminado con hidrocarburo utilizando bacterias autoctonas, Maracaibo, Estado Zulia. p. 147-148. *IV Congreso Interamericano sobre el Medio Ambiente*. Resúmenes de Conferencias. Universidad Simón Bolívar. Caracas, Venezuela.

SSSA. 1978. *Glossary of Soil Science Terms*. Soil Science Society of America Madison, Wisconsin, USA.

Stevenson, F.J. 1986. *Cycles of Soil Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients*. J. Willey & Sons, New York, USA.

Suárez, F. 1982. *Conservación de Suelos*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). San Jose, Costa Rica.

- Sumner, M. E. 1998. Acidification. p. 213-228. In: R. Lal et al. (eds.). *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Advances in Soil Science. CRC. Press. Boca Raton, Florida, USA.
- SWCS. 1996. Municipal solid waste management. Soil and Water Conservation Society Policy Position Statement. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51: 6-7.
- Tan, K.H. 1994. *Environmental Soil Science*. MerceL Dekker, Inc., New York, USA.
- Tchobanoglous, G. y F.L. Burton. 1995. *Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización*. Metcalf & Eddy, Inc. 3^{ra}. Edición. Traducción y revisión técnica J.D. Trillo Monstrosoriu. McGraw-Hill, Madrid, España.
- Thomas, R. y J.P. Law. 1977. Properties of waste waters pp. 45-72. In: *Soils for Management of Organic Wasters and Waste Waters*. Soil Science Society of America, American Society y Agronomy, Crop Science Society of America. Madison, Wisconsin, USA.
- Tisdale, S.L. y W.L. Nelson. 1985. *Soil Fertility and Fertilizers*. Mc Millan Publishing Co., Inc., New York, USA.
- Torres, J.E. 1997. Biorredediación en el tratamiento de suelos contaminados con combustolio (Bunker C Heating Oil). p. 149. *IV Congreso Latinoamericano sobre el Medio Ambiente*. Resúmenes de Conferencias. Universidad Simón Bolívar. Caracas, Venezuela.
- Troeh, F.R., J.A. Hobbs y R.L. Donahue. 1980. *Soil and Water Conservation for Productivity and Environmental Protection*. Prentice Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, USA.
- Uchvatov, V.P. 1997. Heavy metals in the environment, International Symposium, Chronicle. *Eurasian Soil Science*. 30(12): 1371-1373.
- USDA-SEA. 1980. *CREAMS, a Field Scale Model for Chenical Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*. Report No. 26. U.S. Department of Agriculture, Science and Education Administration. Washington, D.C., USA.
- USDA/SEA-AR. 1981. Soil erosion effects on soil productivity. *Journal Soil Water Conservation*, 36: 82-90.
- USDA Soil Survey Staff. 1951. *Soil Survey Manual*. Handbook No. 18. United States Department of Agriculture, Washington D.C., USA.

USDA Soil Survey Staff. 1998. *Keys to Soil Taxonomy*. 8th Edition. National Resources Conservation Service. United States Department of Agriculture, Washington D.C., USA.

Vásquez, P., V. González, J. Urich, A. Rodríguez, J. Marcano y C. López. 1997. El uso de desechos de perforación petrolera para la recuperación de suelos sulfato-ácidos del Delta del Orinoco: J. Cambios en las propiedades físico-químicas de los suelos receptores, bio-acumulación y dinámica de metales pesados. p. 145-146. *IV Congreso Interamericano sobre el Medio Ambiente*. Resúmenes de Conferencias. Universidad Simón Bolívar. Caracas, Venezuela.

Waddell, T.E. y B.T. Bower. 1988. Agriculture and the environment: what do we really mean? *Journal of Soil and Water Conservation*, 43: 241-242.

Whitbread-Aburatat, P.H. 1997. The potential of some soil amendments to improve tree growth on metalliferous mine wastes. *Plant and Soil*, 192: 199-217.

Wild, A. 1993. *Soils and the Environment*. Cambridge University Press, New York, New York, USA.

Williams, J.R., K.G. Renard y P.T. Dyke. 1983. EPIC: a new method for assessing erosion's effect on soil productivity. *Journal Soil of Water Conservation*, 38: 381-383.

Wischmeier, W.H. y D.D. Smith. 1965. *Predicting rainfall-erosion losses from cropland East of the Rocky Mountains*. Agricultural Handbook No. 282. U.S. Department of Agriculture. Washington, D.C., USA.

Wright, L.E., W. Ziitzman, K. Young y R. Googins. 1983. LESA - Agricultural Land Evaluation and Site Assessment. *Journal of Soil and Water Conservation*, 38: 82-86.

DEGRADACION DEL SUELO CONCEPTOS BASICOS, CLASIFICACION Y DESCRIPCION DE PROCESOS

1. INTRODUCCION

Actualmente, una de las mayores amenazas al bienestar de la humanidad es la degradación de los suelos, afirmación que se sostiene en la base de hechos como la creciente población mundial, las expectativas de calidad de vida y la escasez de recursos naturales. La tierra es uno de esos recursos limitados, de cuyo uso inapropiado, y de la implementación de pobres prácticas de manejo, resulta la degradación de los suelos en su amplia gama de expresiones: erosión hídrica, eólica, compactación, deterioro de la estructura, agotamiento de nutrientes, acidificación, salinización del suelo, etc.

El entendimiento de los principios y procesos básicos del mantenimiento de la vida en el suelo constituye requisito importante para desarrollar habilidades que conlleven al logro del aprovechamiento sostenido de la tierra, y para preservar la condición saludable del ambiente en sentido global.

La degradación del suelo debe ser vista en términos de sus efectos adversos en las funciones actuales y potenciales de dicho recurso, tema que debe ser discutido teniendo en consideración otros conceptos interactuantes v.g. resiliencia y calidad del suelo (Lal, 1998a). También se debe destacar la importancia de ampliar el alcance tradicional del conocimiento de la degradación del suelo para cubrir los mecanismos y procesos de degradación con orígenes diferentes al agrícola (industrial, urbano), y el impacto de dichos procesos en la productividad y en el ambiente.

2. PRINCIPIOS Y CONCEPTOS BASICOS

2.1 *Degradación de la tierra - degradación del suelo*

En el campo de la conservación del suelo los términos degradación del suelo y degradación de la tierra son algunas veces utilizados de manera intercambiable, así como también la erosión del suelo es con frecuencia considerada como sinónimo de los mismos. El uso de dichos términos de tal manera, resulta inadecuado ya que la erosión no es la única forma de degradación del suelo, y por otra parte la tierra representa un concepto (Olson, 1978) más amplio que el suelo. El término tierra abarca el ambiente natural incluyendo factores tales como clima, topografía, suelos, hidrografía y vegetación los cuales son determinantes del potencial biofísico para usos particulares de dicho recurso.

Blaikie y Brookfield (1987, citados por Douglas, 1994) definen degradación de la tierra como “la reducción en la capacidad de ésta para producir beneficios considerando un uso particular y bajo una específica forma de manejo”. Tal definición incluye no solo los factores biofísicos de la capacidad de uso de la tierra, sino también consideraciones socioeconómicas.

Douglas (1994) destaca una serie de componentes interrelacionados de la degradación de la tierra. En sus efectos sobre la producción agrícola, señala como los más importantes los siguientes:

1. Degradación del suelo: concepto más ampliamente discutido en puntos subsiguientes en esta parte del documento, es presentada como la disminución en la capacidad productiva del suelo resultado de cambios adversos en sus propiedades hidrológicas, biológicas, químicas y físicas.
2. Degradación de la vegetación: declive en la cantidad y/o calidad de la biomasa natural y disminución en la cobertura vegetal del terreno.
3. Degradación del agua: descenso en la cantidad y/o calidad de los recursos hídricos tanto superficiales como subterráneos.
4. Deterioro del clima: cambios en las condiciones micro y macro climáticas que incrementan el riesgo de fracaso de los cultivos.
5. Pérdida de tierras para la producción agrícola por el desarrollo urbano/ industrial: se refiere a la merma del total de superficie bajo uso o con potencial de uso agrícola, como resultado de la conversión de tierras arables a toda una gama de usos de tipo urbano o industrial.

Aun cuando el enfoque central de este documento está puesto en la degradación del suelo, el mismo no debe ser considerado de manera aislada de los otros componentes pues como ya ha sido planteado estos interactúan, de manera que la degradación de uno de ellos puede generar un impacto adverso sobre los otros afectando el conjunto, o lo que es lo mismo, expresándose como degradación de la tierra.

de Kimpe y Warkentin (1998) plantean que la degradación de la tierra es una disminución en el funcionamiento óptimo de los suelos en los ecosistemas. Bajo condiciones de contaminación severa del ambiente, la conjugación en la biósfera de varios procesos, incluyendo las funciones del suelo, es disturbada y los ciclos biogeoquímicos naturales de muchos elementos son transformados. Esto lleva a una alteración de la adaptabilidad humana debido al cierre de cadenas tróficas biogeoquímicas (por ejemplo como consecuencia de la contaminación de alimentos por pesticidas y metales pesados). Ante el cambio de sistemas naturales/ seminaturales a sistemas manejados por el hombre el balance entre las funciones de los componentes de estos sistemas, puede modificarse de manera extensiva (situación especialmente cierta en el caso de los agroecosistemas). Estos desbalances a gran escala, resultan en degradación de la tierra.

2.2 *El suelo en los ecosistemas*

Un ecosistema es el complejo de una comunidad y su ambiente funcionando en la naturaleza como una unidad ecológica. Ecozonas son grandes unidades caracterizadas por conjuntos diferenciados de recursos vivos (bióticos) y no-vivos (abióticos) que están ecológicamente relacionados. La clasificación ecológica de la tierra es el proceso de definición de áreas con factores comunes de formas de la tierra, suelo, agua, vegetación, clima, fauna y seres humanos. Los sistemas ecológicos pueden ser alterados por una sucesión de eventos naturales (algunos ocurriendo algunas veces de manera catastrófica v.g. actividad volcánica) o por la actividad humana a gran escala. Una aproximación al estudio de los suelos en los ecosistemas requiere de la integración y el balance entre los componentes físicos, químicos, mineralógicos y biológicos del suelo (de Kimpe y Warkentin, 1998).

Los ecosistemas de cada sitio específico tienen características sobre y debajo de la superficie del suelo que deben ser tomadas en cuenta para entender como está funcionando el ecosistema. Estas características están esencialmente relacionadas a las funciones del suelo, el cual provee (de Kimpe y Warkentin, 1998):

- diversidad de habitat para la biota
- estabilidad de habitat, incluyendo el potencial de amortiguación contra cambios rápidos o de súbito.
- almacenamiento, transformación y transporte en su interior (partición de agua, ciclaje de elementos, acumulación, dispersión de contaminantes y desechos).

Ello es realizado a través del funcionamiento básico del suelo tal como ocurre en ecosistemas naturales, seminaturales o agroecosistemas, a través de los siguientes procesos:

- Ciclaje bioquímico y geoquímico: meteorización de minerales y liberación de nutrientes; reciclaje de nutrientes y carbono para producir nueva biomasa; descomposición de materiales tóxicos por los organismos del suelo.
- Partición del agua: infiltración de agua para su almacenamiento en la rizósfera y en los acuíferos; movimiento del agua sobre la superficie del suelo (escurrimiento).
- Almacenamiento y liberación: almacenamiento de nutrientes previniendo el lavado; almacenamiento de agua evitando su pérdida por el drenaje; liberación de nutrientes y agua a las raíces y a la biota; inmovilización de materiales tóxicos residuales.
- Amortiguación: control de variaciones en temperatura y contenido de humedad; moderación en los cambios en la concentración de la solución del suelo; purificación del agua que fluye a través de los poros del suelo.
- Partición de energía: determina la temperatura del ambiente biótico; circulación de la masa global de aire a través del suelo.

La consideración del papel que desempeñan los suelos en los ecosistemas, tanto en los naturales como en los agroecosistemas, provee una base para la evaluación del uso de la tierra y la conservación del suelo, para el control de la calidad del agua y otros aspectos generales de la calidad de vida de los seres humanos, que dependen del suelo.

Para la satisfacción de sus necesidades, los seres humanos a menudo tienen un comportamiento depredador en los ecosistemas (fuente de alimentos y fibras, y de materia prima, soporte de edificaciones y carreteras, etc.), ignorando el funcionamiento básico del suelo. En este sentido se considera al suelo y los ecosistemas como un sumidero natural para la disposición de desechos generados por las actividades humanas. Actualmente, es reconocido, y cada vez aceptado con mayor fuerza, que los suelos proveen el soporte físico para el mantenimiento de civilizaciones y de su legado (memoria arqueológica y herencia cultural), jugando un papel de primer orden en el proceso de la sostenibilidad de los seres humanos y sus ecosistemas (de Kimpe y Warkentin, 1998).

2.3 El concepto de la energía del suelo

Para un claro entendimiento de los procesos que ocurren en el suelo tal como lo es la degradación debe tenerse como base el concepto de energía de los sistemas del suelo (Blum, 1998). Con esta base el suelo puede ser descrito como un almacén de energía en la interface entre atmósfera, geósfera, hidrósfera y biósfera, considerando tres formas de energía que provienen de tres diferentes fuentes (Blum, 1998):

- Fuerza gravitacional: es un importante factor para todos los procesos que ocurren en el suelo, pues controla en gran medida la energía para el movimiento de sólidos, líquidos y gases: dentro del suelo, desde el suelo hasta otros medios adyacentes y viceversa.
- Energía conservada en la roca madre del suelo, especialmente en las muchas y diferentes formas de minerales (v.g. micas, feldspatos, piroxenos, cuarzo entre otros) y las fuerzas de unión entre ellos (textura y estructura de las rocas) las cuales se han originado a través de orogénesis bajo considerables niveles de energía (presión y temperatura), presentes en la composición química y estructura cristalina de minerales y rocas. De aquí se derivan dos importantes consecuencias tanto para la formación como para la degradación del suelo:
 - . la diversidad de materiales parentales (ígneo, metamórfico, sedimentario) con muy diferentes composiciones químicas y mineralógicas, lo que da lugar a muy diferentes niveles o almacenamiento de energía en los respectivos suelos derivados de ellos. Estos almacenes de energía influyen toda clase de procesos dentro del suelo, y entre éste y el medio que lo circunda.

- . la energía orogénica, a diferencia de la energía solar, no puede ser renovada, excepto en casos de nueva orogénesis, v.g. actividad volcánica.
- Energía solar, aparte de ser proveedora de los compuestos orgánicos del suelo es sustento de todas las formas de vida que en él se desarrollan. Se manifiesta de dos formas diferentes, las cuales son de gran importancia en los procesos del suelo:
 - . radiación solar directa e indirecta (difusa), incluyendo intercambio energético en el suelo, y entre el suelo y la atmósfera.
 - . formas de energía a mediano y a largo plazo, derivadas de la energía almacenada en la biomasa y de todas las formas de carbono orgánico (humus y otras formas que se encuentran en y sobre el suelo).

Ambas formas de energía solar contribuyen, de manera continua, al proceso de meteorización de rocas y minerales. Por consiguiente, la formación del suelo causa una constante pérdida de energía, pues los productos de la meteorización tales como minerales de arcilla y óxidos entre otros tienen un contenido de energía mucho menor que los minerales primarios. Ello significa que la meteorización es causa de una constante elevación de la entropía del sistema del suelo. Esto no sólo es importante para la formación del suelo sino también para su degradación.

Este concepto de energía revela que los suelos son medios únicos en la geobiosfera, ya que sólo ellos por definición contienen energía orgánica heredada y también energía solar renovable, en contraste con la biosfera la cual sólo se basa en la fuente renovable de energía solar, o la geosfera basada en energía geogénica. Blum (1998) afirma que ésta es una de las principales razones por las cuales diferentes suelos muestran muy diferentes niveles de resistencia contra las fuerzas externas que causan degradación.

Basado en el concepto de energía se hace fácil entender porque la degradación del suelo es un proceso natural, ya que la energía solar y la gravedad están actuando constantemente en el sistema. La energía solar aumenta la entropía en el sistema a través del proceso de meteorización, disminuyendo así el almacén de energía del suelo. La gravedad actúa forzando el material sólido, líquido o gaseoso a moverse a través del cuerpo del suelo, proceso que puede ser desacelerado por el poder amortiguador de la cobertura vegetal u otro medio protector que puede contrarrestar la influencia directa de la radiación solar u otras formas de energía como la generada por la lluvia y el viento. En contraposición al proceso de pedogénesis, está el proceso de morfogénesis el cual contribuye a la formación de nuevas formas del relieve terrestre; es así que la morfogénesis puede ser vista como un proceso natural, a largo plazo, de degradación del suelo. Ya que debido a los procesos de meteorización, los suelos contienen un almacenamiento de energía mucho menor que la roca madre, ellos son mucho más sensitivos y mucho más vulnerables a las fuerzas externas tales como la lluvia y el viento. En parte, la energía solar contrarresta los procesos de degradación a través de la acumulación de carbono orgánico (humus) y por el hecho de que promueve la actividad biológica la cual protege al suelo contra las fuerzas externas v.g. a través de la formación de agregados estables.

La degradación del suelo por el viento o por el agua ocurre, sin interferencia antrópica, como un proceso natural y evidente en todas las regiones del mundo donde el suelo carece de protección vegetal o donde el carbono orgánico no puede formarse debido a la carencia de agua v.g. en condiciones de desierto o semidesierto. Blum (1998) señala que esos procesos no deben ser llamados degradación de suelos ya que son procesos morfogénéticos. La degradación de suelo debe dejarse con la connotación negativa refiriéndose a procesos inducidos por la actividad humana. Los procesos morfogénéticos caracterizados por sus tasas aletargadas y efectos a largo plazo, son severamente acelerados a través de las formas de energía derivadas de las actividades humanas que perturban el suelo: tal es el caso de la remoción de la cobertura vegetal o la perturbación del suelo mismo a través de medidas físicas, químicas y biológicas; los efectos pueden ser pérdida de carbono orgánico o de actividad biológica.

2.4 Degradación del suelo

La degradación del suelo ha sido definida de muchas maneras, más a menudo referida a la función (agro) productiva del suelo. De una manera general la degradación del suelo pudiera ser descrita como el deterioro de la calidad del suelo. Con base en los conceptos presentados, la degradación del suelo puede definirse como una pérdida o una reducción de la energía del suelo. En vista de que todas las funciones y los usos del suelo son basados en energía, también puede decirse que la degradación del suelo es igual a una pérdida o reducción de las funciones o de los usos del suelo. Lo cual significa que la degradación del suelo puede solamente ser definida en la base de formas específicas de energía, funciones y/o usos del suelo (Blum, 1998).

Al respecto, Lal (1998a) coincide en señalar que la degradación del suelo debe ser vista en términos de los efectos adversos en cuatro funciones principales: (i) sostener la producción de biomasa y biodiversidad incluyendo la preservación y desarrollo del almacén de genes; (ii) regular la calidad del agua y del aire mediante el filtrado, amortiguación, desintoxicación, y la regulación de los ciclos geoquímicos; (iii) preservar registros arqueológicos, geológicos y astronómicos; (iv) ser el soporte de estructuras socioeconómicas, valores culturales y estéticos y proveer las fundaciones para obras de ingeniería.

La degradación del suelo, definida por Lal (1998a), es la pérdida de su productividad y utilidad actual o potencial, que implica el desmejoramiento del suelo en su capacidad inherente para producir bienes y servicios y para realizar sus funciones de regulación ambiental. Particularmente dos de las funciones del suelo de concernimiento directo al bienestar de la humanidad como son la productividad agrícola y la capacidad de regulación ambiental dependen de la calidad del suelo y de

sus propiedades. La degradación involucra cambios adversos en las propiedades del suelo que reduce su habilidad para llevar a cabo sus funciones (Lal, 1998a).

Lal (1998a) considera dos tipos principales de degradación de suelos: (i) natural, debida a la acción de los factores de formación del suelo y (ii) antropogénica o inducida por el hombre (Figura 2.1). Asimismo considera tres principales mecanismos de degradación de suelos debido a perturbaciones antropogénicas: (i) industrial (ii) urbana y (iii) agrícola (Figura 2.2). La contaminación de origen industrial es extremadamente severa en varios países en desarrollo e industrializados. Los procesos de degradación asociados a la agricultura pueden ubicarse en tres amplias categorías de acuerdo a su naturaleza física, química o biológica (Figura 2.2). Una descripción de los diferentes procesos de degradación, enmarcados en cada una de estas categorías, se presenta más adelante en este capítulo.

Conjuntamente con la degradación del suelo, ocurren otros procesos importantes pero menos conocidos como son la estabilidad, resiliencia, calidad y restauración del suelo. Es necesario definir estos procesos, entender la interrelación entre ellos (Cuadro 2.1) y su influencia en la productividad y la calidad ambiental.

Cuadro 2.1 Similitudes y contrastes entre resiliencia, estabilidad y degradación del suelo (Lal, 1998a).

Parámetro	Suelo resiliente	Suelo estable	Suelo degradado
1. Respuesta a la perturbación	Cambia pero se recupera, luego de la perturbación	Puede no cambiar con la acción perturbadora	Ocurren cambios adversos, y no hay recuperación.
2. Efecto del manejo	Responde positivamente al manejo.	Puede no responder al manejo.	Muy poca a ninguna recuperación como respuesta al manejo mejorado.
3. Productividad	Productividad sostenida	Puede mantener la productividad.	La productividad no es sostenida aun aplicando manejo mejorado.
4. Capacidad amortiguadora	Alta	Alta	Baja o poca
5. Capacidad de regulación ambiental	Alta	Alta	Baja
6. Calidad del suelo	Límites críticos de las propiedades y procesos del suelo son flexibles.	Límites críticos pueden ser flexibles	Límites críticos son estrechos y rígidos.

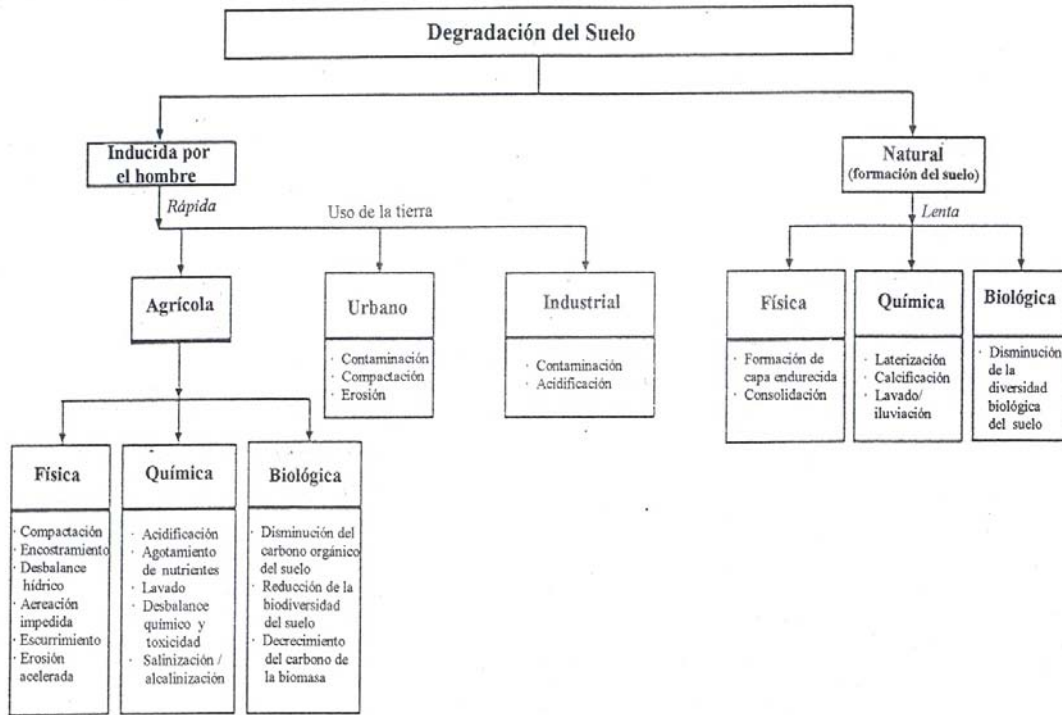


Figura 2.1 Principales tipos de degradación del suelo (Lal, 1998 a)

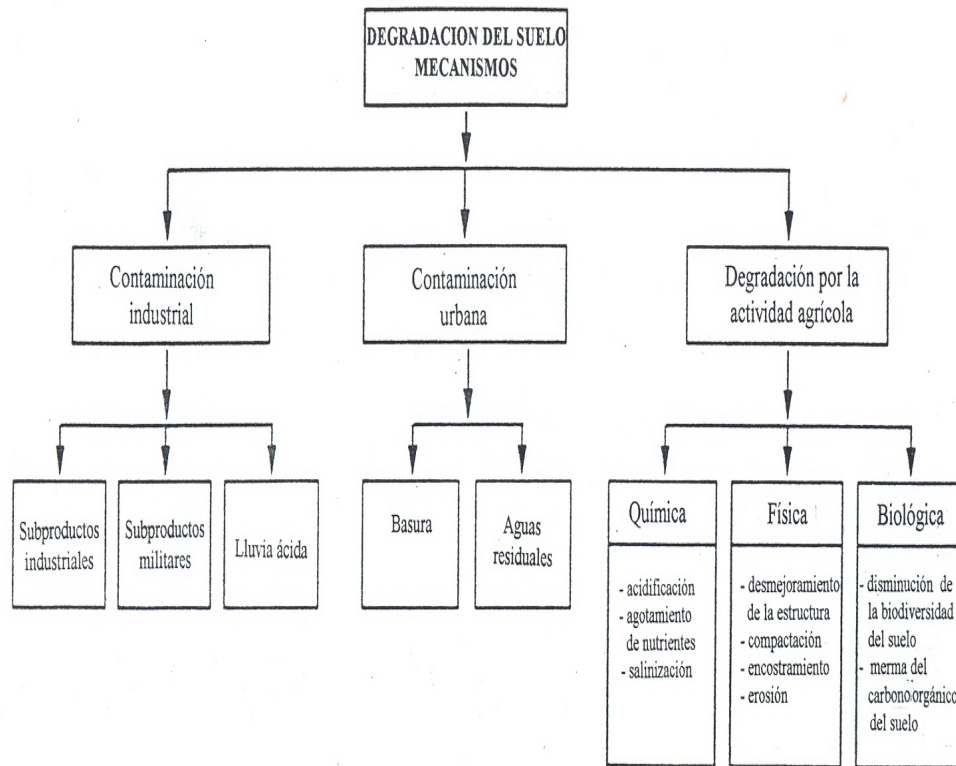


Figura 2.2 Principales tipos de mecanismos de degradación del suelo (Lal, 1998a).

2.5 Estabilidad del suelo

Existen varios criterios para definir la estabilidad del suelo (Lal, 1998a):

1. Susceptibilidad a cambiar: la estabilidad del suelo se refiere a la magnitud del cambio en sus propiedades bajo perturbación natural o inducida por el hombre, tal como lo presenta la siguiente ecuación:

$$S_{st} = \frac{\Delta P}{P} \quad (2.1)$$

donde S_{st} es la estabilidad del suelo, P es la propiedad sujeta al cambio (pH, contenido de carbono orgánico, contenido de agua aprovechable etc.). Sin embargo, algunos suelos estables son de bajo potencial agrícola, lo cual limita su uso v.g. suelos con plintita endurecida en superficie. En tales casos, la estabilidad del suelo no es una propiedad deseable.

2. Equilibrio dinámico: las propiedades del suelo están siempre cambiando y la magnitud del cambio en una propiedad que depende de la fuerza relativa de los procesos restaurativos y degradantes. Un suelo será estable si los procesos restaurativos son más fuertes que los procesos degradantes, así se plantea la siguiente relación:

$$S_{st} = (S_i - S_d)_t \quad (2.2)$$

donde S_i implica mejoramiento de los procesos restaurativos tal como la tasa de acumulación de carbono orgánico, S_d implica procesos degradantes tal como la tasa de agotamiento del carbono orgánico. El equilibrio dinámico entre S_i y S_d es dependiente del tiempo. El lapso de tiempo puede estar en el corto plazo para unas propiedades del suelo o en el largo plazo para otras.

3. Manejo: la estabilidad del suelo es independiente del manejo, y es gobernada por propiedades inherentes del suelo. Bajo estos criterios, no todos los suelos estables son productivos o útiles para la agricultura.

La relación entre estabilidad y degradación del suelo es compleja. Algunos suelos estables son indudablemente menos propensos a la degradación y pueden ser suelos agrícolas Clase I, pero otros han alcanzado el nivel de estabilidad al cual sus propiedades ya no pueden ser manipuladas para producir bienes económicos y servicios y no tienen uso agrícola. Los suelos agrícolas estables son dinámicos y siempre cambiantes en respuesta al clima y al manejo, tienen la habilidad de recuperarse y restaurarse y son resilientes a la perturbación.

2.6 Resiliencia del suelo

La resiliencia del suelo implica su habilidad para recuperarse después de una perturbación. Por lo tanto, un suelo resiliente no es necesariamente un suelo estable. Un suelo resiliente es aquel que cambia pero se recupera, y un suelo estable puede no cambiar en absoluto. La resiliencia del suelo es gobernada por la fortaleza de los procesos restaurativos inherentes a las propiedades del suelo y al manejo, considerados en la siguiente ecuación (Lal, 1998a):

$$S_r = S_a + \int_0^t (S_n - S_d + I_m) dt \quad (2.3)$$

donde S_r es resiliencia del suelo, S_a es la condición antecedente del suelo, S_n es la tasa de renovación o restauración de la propiedad bajo consideración, S_d es la tasa de desgaste o degradación de esa propiedad, I_m es la inversión a través del manejo y t es tiempo.

Al tratar de definir el término resiliencia, que en su aplicación a la ciencia del suelo es un concepto reciente, la literatura especializada aporta varias aproximaciones, entre las cuales se tiene, por ejemplo: (i) tolerancia contra el estrés (Szabolcs, 1994), (ii) habilidad de un suelo para resistir cambios adversos, bajo un conjunto dado de condiciones ecológicas y de uso de la tierra, y retornar a su equilibrio dinámico original después de la perturbación (Rozanov, 1994; Lal, 1994; Oldeman, 1994).

Al respecto, Blum (1998) señala que en realidad la definición de resiliencia debería ser entendida como “la habilidad de un sistema disturbado de retornar, después de nuevas perturbaciones, a un nuevo equilibrio dinámico”. En este contexto, afirma el citado autor, el término “resiliencia” es mucho más aceptado por un amplio público en el sentido de protección del suelo y uso sostenible de la tierra, que términos como perturbación y degradación entre otros.

Con la base del concepto de energía del suelo, arriba planteado, el suelo no podría considerarse como un medio resiliente, ya que a través de la meteorización del material parental y los procesos de formación del suelo, pérdidas irreversibles de energía y un incremento de la entropía ocurren constantemente. Debido a que los procesos que ocurren a largo plazo, tal como el incremento en la entropía son difíciles de medir, puede postularse (Blum, 1998) que la resiliencia del suelo es posible que ocurra en el corto o mediano plazo, lo cual puede ser una aproximación factible para entender la capacidad de los suelos para resistir perturbaciones externas en el corto y mediano plazo. Con este enfoque pueden distinguirse tres formas de resiliencia del suelo (Blum, 1998):

1. Resiliencia contra perturbaciones físicas, tal como la compactación. En este caso la estimulación de la actividad biológica, con o sin la interferencia del hombre (v.g. a través del mejoramiento del *status* orgánico o nutricional del suelo) es un importante factor. Otras formas de resiliencia pueden ser simplemente basadas en procesos naturales de expansión y contracción del

suelo, la energía inherente del suelo es basada en la textura. La fuente principal de energía para la estimulación de la actividad biológica, planteada en este primer caso, proviene de la radiación solar.

2. Resiliencia química: todos los suelos muestran una cierta capacidad de amortiguación química basada en la constitución mineralógica prevaeciente (v.g. carbonatos, silicatos, óxidos, etc.). En este contexto, la resiliencia está restringida a un dado intervalo de tiempo, hasta que la capacidad de estos constituyentes se agota (v.g. a través de la disolución). En el contexto de contaminación por metales pesados o por compuestos orgánicos xenobióticos, las características individuales de un suelo tales como profundidad, tipo de minerales de arcilla, contenido de materia orgánica, pH y potencial redox son de gran importancia. También en este caso, solo existe una limitada capacidad de resiliencia, la cual puede agotarse en un dado intervalo de tiempo. Todas las formas de resiliencia contra las perturbaciones de tipo químico solamente funcionan con una capacidad restringida y dentro de espacio y tiempo limitados.
3. Resiliencia contra perturbaciones biológicas: este tipo de resiliencia es mucho más compleja, ya que toda la biota directa o indirectamente depende de la energía solar. Es aquí donde la naturaleza tiene las mayores posibilidades para revertir los impactos negativos de una manera resiliente. También para esta capacidad existen límites, especialmente en lo que respecta a las condiciones texturales, mineralógicas y de pH del suelo.

En casos de presentarse formas de degradación irreversibles tales como intensa contaminación por compuestos orgánicos e inorgánicos, severa salinización y alcalinización o severa erosión; por definición en esos casos la resiliencia no es posible, ya que ella depende de una dada flexibilidad del sistema.

Blum (1998) también destaca que hasta ahora esta capacidad de los suelos de reaccionar ante acciones externas que causan perturbación no ha sido suficientemente estudiada y que se requieren mayores esfuerzos en investigación para desarrollar un concepto global de resiliencia de modo que pueda ser usado como una base operacional para el combate de la degradación de los suelos.

La primera de las definiciones de resiliencia arriba planteadas, propuesta por Szabolcs (1994) implica el conocimiento del estrés específico involucrado en el proceso. Pero para lograr una apreciación cuantitativa, es necesario conocer la respuesta del suelo a estas condiciones de *stress* que se asocian a diferentes procesos de degradación (Cuadro 2.2). Aún cuando algún progreso se ha logrado en la cuantificación de estas respuestas, existe una carencia de entendimiento de los límites críticos de las propiedades y procesos del suelo en relación al desencadenamiento y severidad de los procesos de degradación. Estos límites críticos difieren entre unos y otros suelos porque ellos dependen de características edáficas intrínsecas (Bezdicsek et al., 1998).

Son varios los factores que afectan la resiliencia del suelo (Lal, 1994) los cuales incluyen propiedades intrínsecas del suelo y factores externos. Las propiedades

intrínsecas del suelo que gobiernan la resiliencia están relacionadas a la calidad del mismo. Algunas propiedades importantes que afectan la calidad del suelo y también determinan su resiliencia incluyen estructura, humedad: propiedades de retención y transmisión, capacidad de intercambio catiónico y cationes intercambiables, contenido de materia orgánica y sus transformaciones, capacidad de suplencia de nutrientes y pH del suelo. De importancia, entre los factores externos, que afectan la resiliencia del suelo, están el uso de la tierra y el sistema de manejo.

Cuadro 2.2 Situaciones de estrés que son comunes en el suelo y procesos de degradación relacionados (Bezdicsek et al., 1998).

Situaciones de estrés	Principales procesos de degradación
1. Carga pesada debido al tráfico de vehículos.	Degradación física v.g. encostramiento, compactación, deterioro estructural.
2. Alta intensidad de lluvias y escorrentía, alta velocidad del viento.	Erosión acelerada por el agua y por el viento.
3. Alta demanda evaporativa y alta concentración de sales en el perfil del suelo.	Sequía, aridización o desertificación, salinización o sodificación.
4. Drenaje interno deficiente y drenaje superficial lento.	Exceso de humedad y anaerobiosis.
5. Cultivo intensivo.	Degradación química, desbalance de nutrientes, agotamiento de la materia orgánica.
6. Uso intensivo de agroquímicos y monocultivos	Degradación biológica, acidificación, reducción de la biodiversidad del suelo.

Considerando los factores señalados, la resiliencia del suelo puede expresarse como (Bezdicsek et al., 1998):

$$S_r = f(\text{calidad del suelo, uso de la tierra, manejo}) t \quad (2.4)$$

donde S_r es resiliencia del suelo, y t es tiempo. La calidad del suelo no es independiente del uso de la tierra y el manejo. Por lo tanto la resiliencia del suelo es directamente relacionada a la calidad del suelo y a los factores que la afectan:

$$S_q = f(W_c \times S_c \times R_d \times e_d \times N_c \times B_d) t \quad (2.5)$$

donde S_q es calidad del suelo, W_c es capacidad de almacenamiento de agua útil, S_c es un índice estructural, R_d es profundidad de enraizamiento, e_d es densidad de carga o una medición de la capacidad de intercambio catiónico, N_c es capacidad de suplencia de nutrientes y B_d es biodiversidad del suelo. En la mayoría de los suelos, puede ser posible definir calidad del suelo en términos de una o dos de las propiedades más críticas del suelo v.g. índice estructural o capacidad de suplencia de nutrientes. La formación de una relación funcional a partir de la Ecuación 2.5 puede involucrar el desarrollo de una o varias funciones de pedotransferencia (Larson y Pierce, 1991).

Lal (1998a) señala algunos criterios apropiados para la resiliencia del suelo:

1. Habilidad para restaurarse: un suelo resiliente restaura sus propiedades para el sostenimiento de su función y uso o aprovechamiento. No tiene resistencia al cambio; pero responde y se recupera. Es energético, siempre sujeto al cambio y en equilibrio dinámico. El estado recuperado no necesariamente se equipara al estado inicial previo al cambio; la resiliencia del suelo puede seguir una trayectoria caracterizada por la histéresis. La estabilidad del suelo no es necesariamente un sinónimo de la resiliencia del suelo.
2. Uso y manejo de la tierra: la resiliencia del suelo es siempre asociada a los insumos y al uso de la tierra, y puede ser mejorada por el manejo apropiado. Los suelos resilientes responden al manejo.
3. Productividad: la habilidad para sostener la productividad es un importante criterio de la resiliencia del suelo. Los suelos resilientes son productivos y responden positivamente al manejo.
4. Capacidad de regulación ambiental: los suelos resilientes tienen alta capacidad de regulación ambiental; actúan filtrando, absorbiendo y desnaturalizando los contaminantes.
5. Límites críticos: los suelos resilientes tienen un amplio y flexible rango de límites críticos de las propiedades clave del suelo. Por lo tanto, estos límites no son alcanzados bajo perturbaciones normales causadas por el uso de la tierra y el manejo del suelo. La resiliencia del suelo es gobernada por los cambios en la calidad del suelo inducidos por el manejo.

2.7 Calidad del suelo

Entre las muchas definiciones que presenta la literatura especializada con relación al término calidad del suelo, Parr *et al.* (1992) la presentan como la capacidad del suelo para funcionar de acuerdo a las demandas de uso, tal como la producción de biomasa, manteniendo su capacidad de resistir a la degradación y de minimizar los impactos ambientales; lo cual abarca no solamente la productividad del suelo sino también calidad ambiental, seguridad alimentaria, salud animal y humana, degradación de contaminantes y uso de la tierra.

Al respecto, de Kimpe y Warkentin (1998) señalan que, dentro de la ciencia del suelo, el concepto de calidad de suelo es integrador y estrechamente relacionado a las necesidades humanas. Dicho concepto, consideran los citados autores puede ser fácilmente captado o entendido, pero su definición es compleja. Un suelo de alta calidad realiza todas sus funciones en un óptimo, de manera balanceada. Una medida de la calidad del suelo deberá basarse en lo bien que las funciones del suelo sean desempeñadas. Algunos parámetros han sido usados por años desde un punto de vista económico, por ejemplo, al clasificar capacidad de uso de la tierra para la producción de cultivos y otras actividades humanas: apoyo para la producción de biomasa (v.g. que tanta energía e insumos son requeridos para producir la misma cantidad de alimentos), estructuras económicas (capacidad de uso de la tierra para soportar edificaciones, carreteras, ferrovías, etc.) y facilidades para disposición de desechos (sitios de relleno sanitario, plantas de tratamiento de aguas residuales). Otros parámetros son más difíciles de definir desde puntos de vista social y económico; por ejemplo la importancia de los hábitats biológicos: su relevancia debe ser definida e integrada en un contexto social.

Lal (1998a) se refiere a la calidad del suelo como a “la capacidad de éste para desempeñar funciones económicas, ecológicas, culturales y estéticas”. También destaca dicho autor que, similar a la degradación del suelo, su calidad depende de características que le son inherentes (v.g. atributos de la estructura, profundidad de enraizamiento, densidad de carga, reserva de nutrientes, biodiversidad del suelo).

El *National Research Council* (1993) de EE.UU. señala la conservación y mejoramiento de la calidad del suelo como la primera línea de defensa contra la polución del aire y del agua. La calidad del suelo afecta de manera directa e indirecta la calidad del agua (Cuadro 2.3).

Cuadro 2.3 Relación entre calidad del suelo y calidad del agua (Bezdicsek et al., 1998).

Propiedades-procesos del suelo	Características de la calidad del agua
A. Efectos directos	
1. Material parental	Concentración de sales, dureza del agua
2. Contenido de materia orgánica	Color
3. Estructura y erosionabilidad del suelo	Turbidez
4. Capacidad de intercambio catiónico	Carga en solución
5. Anaerobiosis	DBO y DQO
6. Textura	Carga en suspensión
B. Efectos indirectos	
1. Métodos de labranza	Concentración de sedimentos y carga en suspensión
2. Insumos químicos	Carga en solución, eutrofización
3. Sistema agrícola	Biomasa
4. Drenaje	Carga en solución

* DBO: demanda biológica de oxígeno; DQO: demanda química de oxígeno

Se hace necesario definir mejor una relación entre calidad del suelo y calidad del agua. Algunos índices pueden ser usados en algunas propiedades relevantes del suelo con efectos directos en la calidad del agua. De importancia, entre estas propiedades se tienen: (i) erosionabilidad que afecta la carga de sedimentos o turbidez; (ii) CIC y reserva de nutrientes que afecta la intensidad de lavado y la carga en solución; y (iii) contenido de materia orgánica que afecta la capacidad amortiguadora contra el lavado. Un índice para la definición de la calidad del agua en relación a las características del suelo puede involucrar funciones de pedotransferencia del tipo que se presenta en la Ecuación 2.6 (Bezdicsek *et al.*, 1998):

$$q_w = f(\text{CIC}, K, \text{COS}, i_c) \quad (2.6)$$

donde q_w es calidad del agua basada en la carga en suspensión - disuelta o DBO - DQO, etc., CIC es la capacidad del intercambio catiónico, K es la erosionabilidad, COS es el contenido de carbono orgánico, e i_c es la tasa de infiltración del suelo.

Con relación a la contaminación del aire, es importante señalar que los suelos del mundo juegan un importante papel en las concentraciones de gases emitidos a la atmósfera. Ellos constituyen el mayor almacenamiento terrestre de C, estimado en cerca de 1.550 Pg (Lal *et al.*, 1995), juega un papel principal en el ciclo global del C. Adicionalmente, los suelos contienen cerca de 95 Tg de N. El contenido atmosférico de C y N (en la forma de CO_2 , CH_4 , y NO_x) va incrementándose a costas del almacén de C y N del suelo. El suelo juega un papel importante en la regulación de los flujos gaseosos debido a procesos de su propia naturaleza. Por ejemplo, con la mejora de la calidad del suelo, este tiende a secuestrar C atmosférico, lo cual puede disminuir la liberación de óxidos de N del suelo. Prácticas agrícolas que afectan el flujo gaseoso incluyen: labranza, aplicación de fertilizantes, cultivos de arroz *paddies* y rotaciones de cultivos.

Las propiedades inherentes del suelo con efectos directos en el flujo de la emisión de gases son contenido de carbono orgánico, temperatura, agua y aireación del suelo (Ecuación 2.7, Bezdicsek *et al.*, 1998):

$$J_q = f(\text{COS}, K_t, C_t, f_a) \quad (2.7)$$

donde J_q es el flujo gaseoso de CO_2 o NO_x , COS es carbono orgánico del suelo, K_t es conductividad térmica, C_t es capacidad térmica y f_a es porosidad de aireación del suelo. Aquí de nuevo se insiste en la necesidad de desarrollar funciones de pedotransferencia que relacionen la calidad del suelo con el flujo de emisión de gases a través de procesos que ocurren en el suelo (Bezdicsek *et al.*, 1998).

Rhoton y Lindbo (1997) comentan que la calidad del suelo es a menudo valorada partiendo de la evaluación cuantitativa de propiedades del suelo que pueden

exhibir un amplio rango de variabilidad a través del paisaje debido a diferencias en procesos de formación y de degradación de suelos. Dichos autores proponen el uso de la profundidad efectiva del suelo (PES) como un índice de la calidad del suelo, particularmente para suelos en los que la profundidad es una limitante. Esta propiedad del suelo, PES, destacan los autores, es un integrador de la mayoría de sus propiedades que cambia con alteraciones importantes como el grado de erosión, por lo cual explica un alto porcentaje de la variabilidad en productividad del suelo. Para los suelos estudiados por los citados autores una PES o índice de 100 (equivalente a 100 cm de profundidad efectiva del suelo) indica un suelo de la más alta calidad, acorde con una productividad en su máxima expresión.

Lal (1998a) presenta una serie de criterios que afectan la calidad del suelo, los cuales están relacionados con las funciones del mismo:

1. Productividad y sostenibilidad: son los objetivos principales cuando se destaca la calidad del suelo. La alta calidad del suelo es básica para una productividad sostenida.
2. Calidad ambiental: minimizar la contaminación y obtener un uso eficiente es un aspecto importante de la calidad del suelo. La calidad de las aguas (superficiales, subterráneas, lluvia, y agua del suelo) y del aire son dos importantes aspectos ambientales. La calidad del aire, medida de acuerdo a su concentración de partículas y de gases, es afectada por la calidad del suelo. El suelo puede ser una fuente importante o sumidero de gases de importante actividad en la atmósfera v.g. CO₂, CH₄, NO_x. Los suelos de alta calidad pueden tener mínimos efectos adversos en la calidad del aire.
3. Biodiversidad: el suelo es un importante almacén o depósito de genes, y su calidad repercute en el mantenimiento de la diversidad biológica. La biodiversidad del suelo también incluye actividad y diversidad de especies de flora y fauna que en él habitan. La macrofauna del suelo, especialmente lombrices y termitas, tienen importantes efectos positivos en su calidad.
4. Bienestar humano: la calidad del suelo también afecta la calidad de seres humanos y animales, dependientes del suelo. El bienestar humano es directamente influenciado a través del impacto de la calidad del suelo en la productividad y en la sostenibilidad, e indirectamente influenciado por su efecto en el ambiente en términos de calidad del agua y del efecto invernadero.

A manera de integración de los conceptos presentados, Lal (1998a) destaca que la calidad del suelo es el efecto neto de la diferencia entre resiliencia y degradación (Figura 2.3). La resiliencia es gobernada por propiedades inherentes del suelo, clima, material parental, uso de la tierra y manejo del suelo y los cultivos. La degradación del suelo es influenciada por el uso de la tierra, el manejo y la susceptibilidad del suelo a los procesos de degradación. El uso agrícola inadecuado es a menudo la causa principal de la degradación, y aun así, los efectos son remediables. Los factores sociales más importantes con relación a la degradación del suelo son la presión poblacional, la salud y la pobreza. La degradación del suelo es acentuada por la pobreza y la carencia de recursos. Es usual que sean las mismas

propiedades del suelo las que afectan ambas resiliencia y calidad del suelo, v.g. contenido de carbono orgánico, estructura del suelo, etc.

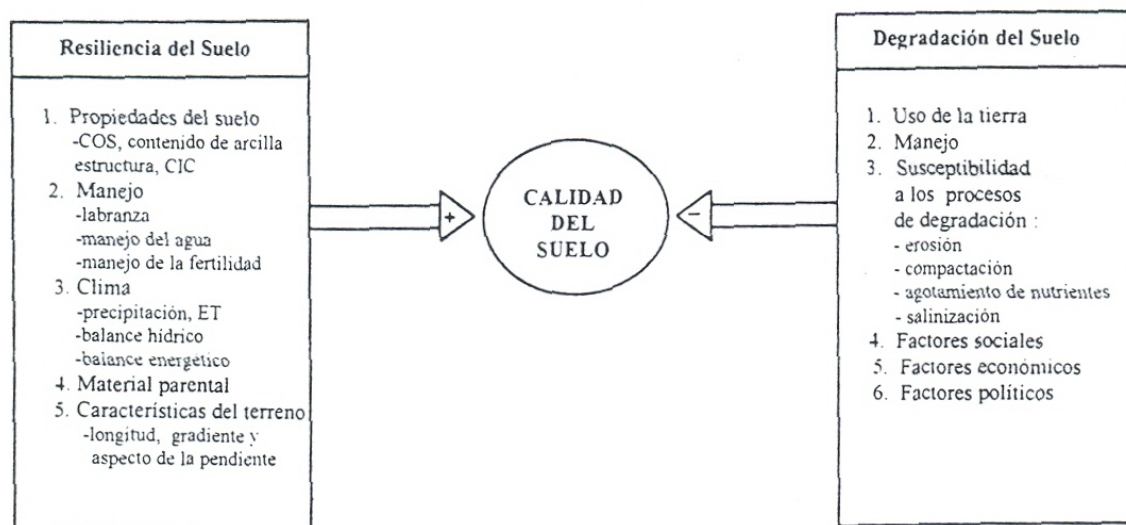


Figura 2.3 La calidad del suelo es el efecto neto de la resiliencia y la degradación del suelo (Lal, 1998a)

COS = carbono orgánico del suelo; CIC = capacidad de intercambio catiónico;
 ET = evapotranspiración.

2.8 Restauración del suelo

Restauración del suelo es el reverso de la degradación del suelo, y los suelos degradados pueden restaurarse por sí mismos una vez que los factores causantes de la degradación son eliminados. Es importante tener en cuenta que hay límites críticos de algunas propiedades clave del suelo para revertir los procesos de degradación y restaurar el suelo a su estado original o de calidad deseable.

Lal (1998a) señala que los términos restauración del suelo y recuperación del suelo no son sinónimos, existe diferencia entre ellos. La recuperación del suelo puede lograr mejoras en las propiedades de éste, pero no suficientemente como para restaurar el suelo al nivel original. Por ejemplo, un suelo afectado por exceso de sales puede ser recuperado mediante la aplicación de yeso y drenaje para el desarrollo de cultivos en una rotación de arroz-trigo usando riego por inundación, sin embargo, no se puede decir que este suelo haya sido restaurado, si la remoción de sales de su perfil no ha sido suficiente.

Propiedades clave del suelo, cuyos valores críticos gobiernan su restauración son: estructura, contenido de carbono orgánico, arcilla y minerales de arcilla, porosidad total y de aireación, capacidad de almacenamiento de agua disponible, capacidad de intercambio catiónico, profundidad efectiva para el desarrollo de raíces y reserva de nutrientes. Estos límites deben ser determinados y evaluados con relación a las propiedades del suelo, uso de la tierra y cultivos desarrollados. La restauración de la productividad de los suelos tropicales ha recibido especial atención en los últimos años (Seignobos, 1998).

La restauración del suelo involucra un adecuado uso de la tierra y la selección de un apropiado sistema de manejo del suelo y del cultivo para revertir la tendencia a la degradación (Figura 2.4). El uso de la tierra y las opciones de manejo son seleccionados para aliviar limitaciones específicas ecológicas y del suelo, para alcanzar la sostenibilidad del uso agrícola. El uso apropiado de la tierra (de acuerdo a la evaluación por capacidad de uso) y el adecuado manejo de suelo y cultivos (según la capacidad del suelo y requerimiento del cultivo) revertirán la tendencia a la degradación a través de la activación de las características de resiliencia del suelo. La restauración del suelo puede alcanzarse aún durante un uso intensivo de la tierra (Lal, 1998a).

3. PROCESOS DE DEGRADACION DEL SUELO

Los procesos de degradación del suelo son fenómenos dinámicos y frecuentemente interactuantes causantes de los cambios que resultan en la disminución de la calidad de los suelos. Se manifiestan de diversas maneras lo que ha dado lugar al establecimiento de diferentes tipos de degradación de suelos. Oldeman y van Lynden (1998) señalan que de acuerdo a la metodología adoptada para la *Global Assessment of Status of Human - Induced Soil Degradation* (GLASOD), dos grandes categorías de procesos de degradación de suelos pueden ser diferenciados.

- a) Aquellos procesos relacionados con el desplazamiento de material del suelo por el agua o por el viento que conlleva a la ocurrencia de pérdida de material del suelo o bien a la deforestación de la tierra, como efectos *in situ*. Pero también con importantes efectos a distancia tales como la sedimentación, inundaciones, destrucción de ecosistemas marinos y daños a obras de infraestructura, entre otros.
- b) Procesos que determinan el deterioro *in situ* de las cualidades del suelo. Tales procesos pueden ser de naturaleza química (agotamiento de nutrientes, pérdida de materia orgánica, salinización, acidificación, contaminación), física (sellado y encostramiento de la superficie del suelo, compactación, anegamiento), y también biológica, conducente a un desbalance de la actividad biológica en el episuelo.

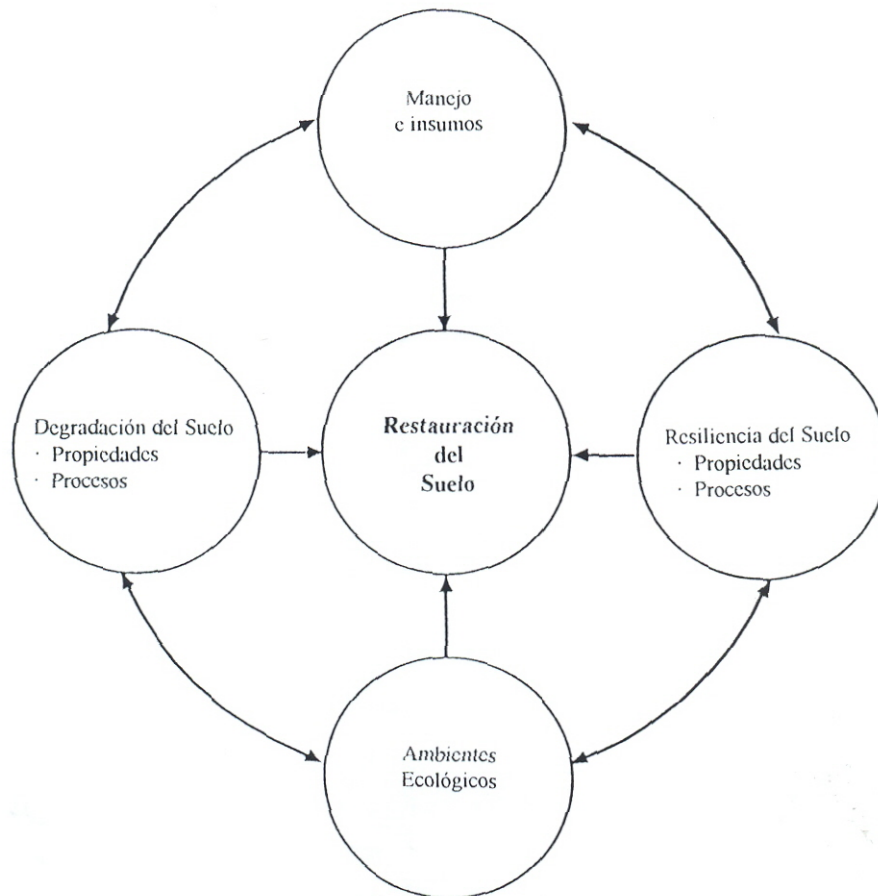


Figura 2.4 La restauración del suelo involucra el buen juicio en el manejo de los recursos naturales para balancear los procesos de degradación con las características de resiliencia del suelo bajo ambientes ecológicos específicos (Lal, 1998a).

Considerando la segunda categoría señalada, Lal y Steward (1990) agrupan los procesos de degradación del suelo, en tres tipos principales: física, química y biológica (Figura 2.5). Cada uno de estos tipos incluye diferentes procesos de degradación. El desarrollo de este tercer punto de discusión se dedica a la descripción de las diferentes manifestaciones de los procesos de degradación del suelo.

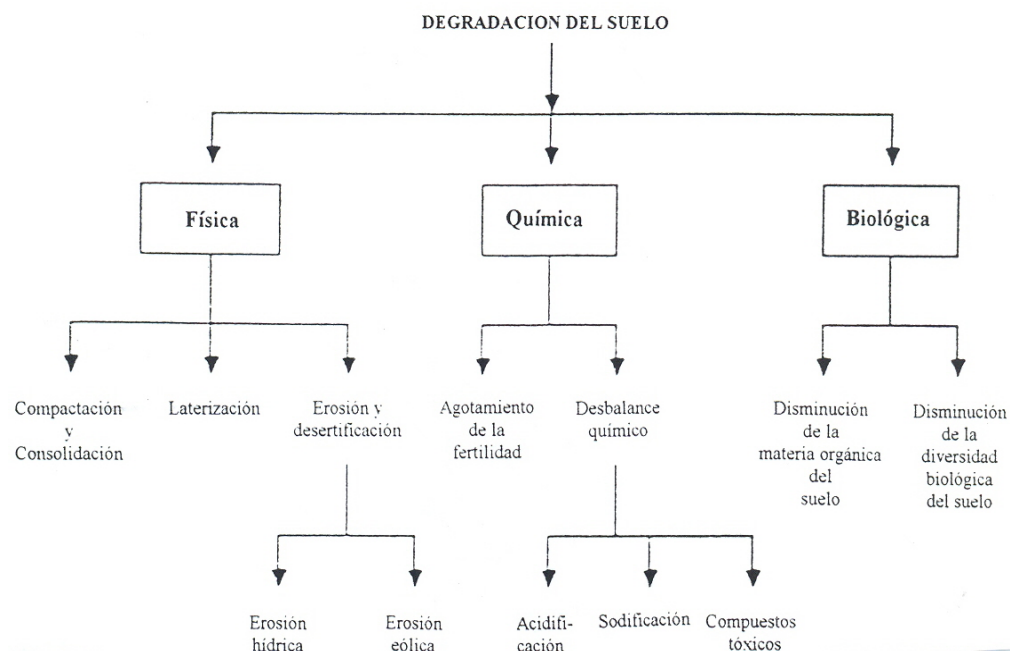


Figura 2.5 Tipos y procesos de degradación del suelo (Lal y Stewart, 1990)

3.1 Erosión del suelo

La erosión es el proceso de desprendimiento y arrastre del suelo y/o fragmentos de roca por acción del agua, el viento, el hielo o la gravedad (SCSA, 1982).

En su sentido más amplio, la erosión es un fenómeno ligado a la evolución fisiográfica de la corteza terrestre, que a través de su acción lenta y efectiva ha contribuido a esculpir el relieve terrestre, desde antes de que las civilizaciones humanas iniciasen su actividad. De acuerdo a si existe o no la influencia de la acción del hombre, en el desarrollo de los procesos erosivos, pueden distinguirse dos clases generales de erosión: la geológica o natural y la acelerada o antrópica.

La erosión geológica es un proceso lento e imperceptible, es el desgaste natural de la superficie terrestre sin la intervención del hombre. La erosión natural contribuye a la formación del relieve, a los procesos de meteorización de las rocas y a la formación de los suelos. La continuidad de los declives en la superficie terrestre, las corrientes de aguas con cauces normales definidos y bien adaptados a la configuración de los valles por donde corren, y los arroyos y ríos, que excepto en las

crecientes siempre tienen sus aguas claras y limpias, son señales de erosión natural asociadas a la condición normal del paisaje (USDA-SCS, 1966).

Erosión antrópica o acelerada es la erosión inducida por la actuación del hombre que interfiere y rompe el equilibrio existente entre los suelos, la vegetación, el agua y el viento, lo cual da lugar a formaciones terrestres erosivas y otras condiciones anormales, como son las cárcavas o zanjas, los subsuelos descubiertos por la erosión laminar, los derrumbes, las carreteras socavadas, los lagos y reservorios colmatados y los cauces de los ríos obstruidos por sedimentos. Considerándolo como proceso de degradación el término erosión hace referencia a la erosión acelerada.

El viento y el agua son los principales agentes generadores de la erosión, y es de acuerdo al agente erosivo actuante que se distinguen dos formas generales de erosión: erosión eólica y erosión hídrica.

3.1.1 Erosión eólica

Dondequiera que el suelo sea débilmente agregado, seco, la superficie lisa y desnuda y los vientos sean fuertes, habrá propensión a la erosión eólica. De hecho, las zonas más severamente afectadas por este proceso de degradación son aquellas de climas áridos y semiáridos. Sin embargo, la erosión eólica es también severa en algunas regiones húmedas, donde los vientos fuertes pueden desarrollarse moviendo dunas en las zonas costeras. Histosoles drenados y desnudos también han sido reportados como propensos a la erosión eólica (Donahue *et al.*, 1983).

El proceso de la erosión eólica puede representarse como un ciclo que involucra al conjunto de los procesos de estabilización, inestabilización y erosión ocasionada por el viento, con la inclusión de las condiciones que resultan de dichos procesos (García, 1967).

Cada uno de los procesos del ciclo de la erosión eólica origina un producto específico, el que a su vez induce o da lugar a otro proceso, los cuales se integran para dar lugar al ciclo tal como se presenta en la Figura 2.6.

Asociados al ciclo de la erosión eólica se presentan los procesos de formación y remoción del suelo. Cuando se trata de controlar la erosión, los esfuerzos deben ser orientados en el sentido de modificar los procesos que afectan a la remoción del suelo para que la intensidad de las pérdidas que lo afectan no excedan la tasa de su formación. Una descripción esquematizada de los procesos y productos de la erosión eólica se presenta en el Cuadro 2.4.

3.1.1.1 Mecanismos y fases del proceso de la erosión eólica

El suelo puede ser movido por el viento, por cualquiera de los tres mecanismos que se describen brevemente a continuación:

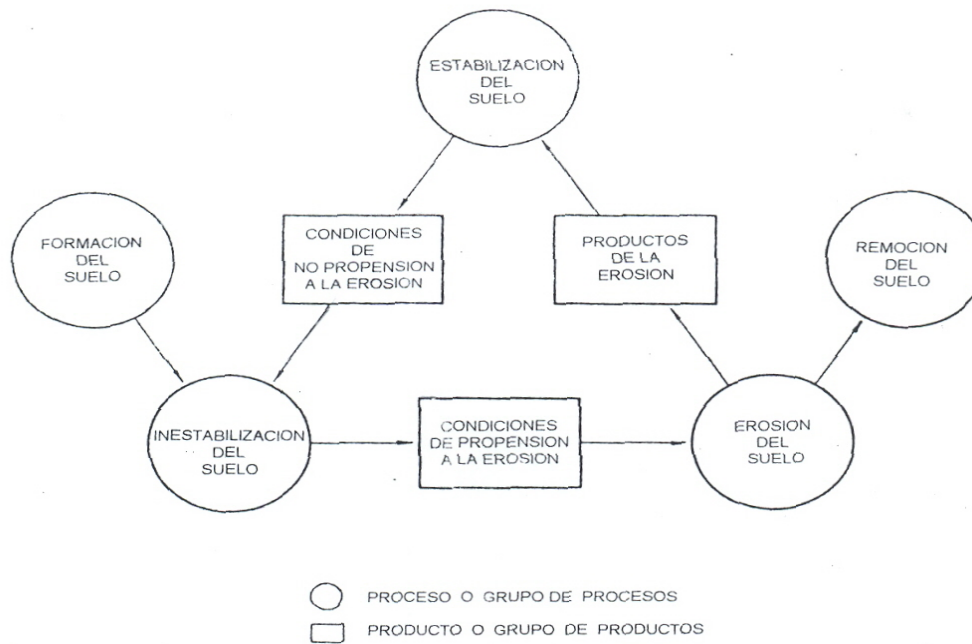


Figura 2.6 El ciclo de la erosión eólica (García, (1967).

- Suspensión: ocurre cuando las partículas y agregados del suelo menores de 0,05 mm de diámetro (limos y arcillas) son elevadas por el viento, en el cual son mantenidas dispersas por la turbulencia de las corrientes de aire. El polvo en suspensión sólo se precipita a tierra al ocurrir una disminución drástica de la velocidad del viento o por acción de la lluvia.
- Saltación: movimiento característico de partículas de suelo con diámetro entre 0,05 y 0,5 mm (arena muy fina a media), por el cual los pequeños granos se mueven por acción de la corriente de aire, en una serie de saltos, elevándose y cayendo después de un relativamente corto período de vuelo. Por procedimientos fotográficos se ha observado que los granos que se mueven por saltación giran a una velocidad de 200 a 1000 revoluciones por segundo (García, 1967). En su trayectoria de movimiento, ellos son capaces de desprender nuevas partículas que serán arrastradas por el torrente eólico.

Cuadro 2.4 Los procesos y condiciones resultantes de la estabilización, inestabilización y erosión por el viento, como integrantes del ciclo de la erosión eólica (García, 1967).

A. INESTABILIZACION	
PROCESOS (Causas básicas de erosión)	PRODUCTOS O CONDICIONES (Causas primarias de erosión)
. Clima Velocidad del viento: alta y turbulencia Precipitación: escasa Temperatura: alta	Aumento del viento superficial Condición erosionable del suelo
. Disgregación de la estructura del suelo . Meteorización del suelo . Laboreo inadecuado y excesivo del suelo	Partículas del suelo secas sueltas y ligeras Condición erosionable del suelo en la superficie Terrenos lisos, desnudos, desprotegidos, extensos e inadecuadamente orientados.
B. EROSION	
PROCESOS (Efectos de las causas básicas)	PRODUCTOS O CONDICIONES (Resultantes de la erosión)
. Arrastre del suelo Movimiento por saltación Movimiento por arrastre superficial Movimiento por suspensión . Impactos de la carga que lleva el viento . Detrucción	Ampliación de la superficie afectada por la erosión El suelo se hace cada vez más liso y erosionable a sotavento del área afectada por la erosión.
. Clasificación	Materiales residuales del suelo - arenas y gravas residuales - dunas - loess
. Abrasión Disgregación de la estructura del suelo	Aumento de las fracciones erosionables
. Destrucción de la vegetación	El suelo se vuelve suelto, desnudo
C. ESTABILIZACION DEL SUELO	
PROCESOS (Remedios contra la erosión)	PRODUCTOS O CONDICIONES (Resultantes de la estabilización)
. Depósito del suelo	El suelo se hace resistente a la erosión, suelo superficial húmedo o firme. Agregados del suelo suficientemente grandes y densos para no ser movidos por el viento.
. Consolidación y agregación del suelo y del cultivo . Laboreo adecuado . Repoblación . Laboreo y cultivos adecuados . Orientación y organización adecuada de los terrenos cultivados	El suelo superficial se hace resistente a la erosión Superficie rugosa y cubierta Superficie protegida por barreras Anchura limitada de los terrenos susceptibles a la erosión Terrenos rectangulares estrechos en la dirección del viento

- Arrastre superficial: hace referencia al movimiento de partículas o granos de diámetro mayor a 0,5 mm, las cuales se mueven rodando o deslizándose sobre la superficie del suelo.

Los agregados, terrones y partículas mayores de 1 mm de diámetro, resultan demasiado grandes para ser movidos por el viento, aún por arrastre superficial. Ellos usualmente permanecen sobre la superficie erosionada formando lo que se conoce como pavimento de desierto que protege el suelo contra nuevos ataques de erosión.

Los granos de suelo que se mueven por saltación son los que tienen un efecto más drástico ya que, dada su capacidad de desprendimiento de nuevas partículas, ellos incrementan el número de elementos pequeños y grandes que se moverán en suspensión o por arrastre superficial respectivamente.

Además de la variación en la forma en que el viento transporta los materiales del suelo, el fenómeno de la erosión eólica puede presentarse en cinco fases distintas (Chepil, 1946):

- Efluación: consiste en el transporte de partículas del suelo, de diámetro entre 0,1 y 0,5 mm, iniciado y mantenido por la presión directa del viento. Esta forma de erosión eólica ocurre principalmente por saltación, aunque en una pequeña proporción puede deberse a arrastre superficial y a la elevación directa de partículas finas por el viento con la consiguiente suspensión de material.
- Extrusión: es un fenómeno llevado a cabo principalmente por arrastre superficial. Tiene lugar sobre suelos compuestos por fracciones demasiado gruesas para ser transportadas por la presión directa del viento.
- Detrusión: se refiere al desplazamiento de las partículas de la parte superior de los salientes o protuberancias de la superficie del suelo, por acción del bombardeo de las partículas altamente erosivas que vienen con el viento.
- Eflación: es el transporte del suelo en suspensión producido principalmente por el movimiento a saltos de otras partículas más gruesas, que va desprendiendo el suelo tras su continuo golpeteo de la superficie. Es la forma de erosión eólica más seria que afecta los suelos cultivados, ya que los despoja de sus componentes más finos y fértiles, dejando la arena y la grava.
- Abrasión: es el desmenuzamiento de agregados y terrones con la producción de partículas sueltas (polvo) que son arrastradas por el viento. El movimiento de partículas por saltación es el principal responsable de la manifestación de este proceso.

Algunas de las formas de erosión eólica descritas pueden presentarse simultáneamente, pero ninguna puede hacerlo sin dejar de manifestarse la efluación (García, 1967).

3.1.1.2 Factores que afectan la erosión eólica

Los principales factores que influyen en la magnitud de la erosión que una corriente de aire puede causar son principalmente: la resistencia del suelo a la erosión, la rugosidad de la superficie del terreno, la precipitación, la forma del relieve, la longitud del área expuesta, la cobertura vegetal y, por supuesto, la erosividad del viento.

Erosividad del viento: viene dada por la velocidad, turbulencia y dirección predominante de los vientos. En cuanto a la velocidad, es muy importante especificar la altura sobre la superficie del suelo, ya que aun en condiciones de calma hay diferencias significativas cuando se hacen comparaciones entre valores medidos a centímetros sobre la superficie del terreno y aquellos correspondientes a varios metros de altura (Troeh *et al.*, 1980). El Cuadro 2.5 muestra una clasificación de las velocidades del viento medidas a 10 m y sus efectos cerca de la superficie del suelo.

Se sabe que los vientos fuertes, capaces de causar erosión, son siempre turbulentos con remolinos moviéndose en todas direcciones y a una variedad de velocidades. Por otra parte se debe considerar la dirección predominante de los vientos causantes de erosión, ya que cambios en la dirección de los mismos pueden traer como consecuencia que, en superficies de terreno estabilizadas, se active nuevamente la erosión (Troeh *et al.*, 1980).

Resistencia del suelo: el principal factor que hace al suelo resistir la erosión eólica es la masa de las partículas o agregados individuales que están expuestos a la acción del viento. Si la masa es suficientemente grande las partículas o agregados no serán movidos por la fuerza del viento, y también protegerán y estabilizarán otras partículas más fácilmente erosionables. Este último efecto es explicado por Chepil (1950) como relacionado con la rugosidad causada en superficie por la ocurrencia de terrones estables. Es así, que las propiedades del suelo, que influyen en el tamaño y estabilidad de los agregados, tales como textura, contenido de materia orgánica, cationes intercambiables y presencia de carbonato de calcio libre juegan un papel muy importante y determinan, en gran parte, la resistencia que pueda presentar el suelo a la erosión eólica (Troeh *et al.*, 1980).

Rugosidad superficial: la rugosidad superficial producida por la labranza del suelo afecta la cantidad de suelo erosionado. Particularmente, en el caso de surqueras, los camellones tienen un efecto que depende de su altura, frecuencia lateral, forma y orientación relativa a la dirección del viento. El efecto de los camellones se expresa básicamente de dos maneras: a través de la reducción de la velocidad del viento cerca de la superficie del terreno y por el entrapamiento de partículas de suelo en los surcos, entre cresta y cresta.

De acuerdo con experimentos llevados a cabo por Armbrust *et al.* (1964), los lomos o camellones son efectivos en un rango de altura entre 5 y 10 cm. Aquellos menores de 5 cm no son efectivos reduciendo la velocidad del viento o atrapando partículas de suelo de la corriente de aire. Por su parte, los lomos mayores de 10 cm son inconvenientes debido a que favorecen la turbulencia del viento en superficie, incrementando así la erosión.

Cuadro 2.5 Escala Beaufort para la velocidad del viento, medida a una altura de 10m y sus efectos erosivos. (Troeh *et al.*, 1980).

Escala Beaufort	Descripción	Velocidad (km/h)	Especificaciones para estimar velocidades	Riesgo de erosión eólica
0	Calma	< 1,5	El humo asciende verticalmente.	
1	Viento débil	1,5-5	El humo sigue la dirección del viento	Ninguno
2	Brisa ligera	5-12	El viento se siente en la cara. Las hojas de los árboles se mueven.	En suelos orgánicos
3	Brisa continua	12-20	Hojas y pequeñas ramas de los árboles en constante movimiento.	Comienza aun cuando es mínimo
4	Brisa moderada	20-30	Se eleva el polvo y cualquier hoja de papel suelta.	Leve en suelos minerales
5	Brisa fresca	30-40	Los árboles pequeños comienzan a mecerse.	
6	Brisa fuerte	40-50	Las ramas grandes de los árboles en movimiento.	
7	Viento fuerte	50-62	Los árboles grandes en completo balanceo. Se hace difícil caminar contra el viento.	Considerable
8	Viento muy fuerte	62-75	Las ramas de los árboles comienzan a romperse.	
9	Ventarrón	75-88	Ocurren daños ligeros en construcciones, estructuras.	
10	Temporal	88-100	Arboles arrancados del suelo. Ocurrencia de daños considerables en construcciones.	Severo
11	Tormenta, tempestad	100-120	Daños considerables generalizados en el área afectada.	
12	Huracán	> 120	Devastación	

Precipitación: la lluvia tiende a reducir la erosión eólica ya que humedece la superficie del suelo y una vez mojado éste no es erosionado por el viento. Por supuesto que este efecto estabilizador desaparece en la medida que se reduce el contenido de humedad aportado por la lluvia (Bisal y Hsieh, 1966).

La lluvia también reduce la erosión a través de su efecto beneficioso sobre el crecimiento de las plantas. La respuesta de los cultivos a la lluvia es extremadamente importante ya que la cobertura vegetal es el mejor medio para controlar la erosión eólica.

Los suelos desnudos o con una pobre cubierta vegetal pueden manifestar los efectos de la precipitación de una manera negativa, ya que ésta puede incrementar la erosión eólica a través de la destrucción de terrenos y agregados, desprendimiento de masas erosionables de suelo y emparejando la superficie del suelo, de manera que puede hacer que éstos sean menos resistentes al ataque del viento una vez que se secan, al cesar la precipitación (Troeh et al., 1980).

Forma del relieve: la fuerza erosiva del viento tiene mayor expresión en aquellas tierras con pendientes mayores del 1,5 por ciento, relativamente cortas, que presentan lomas o colinas de forma redondeada, ya que en tales condiciones las capas eólicas más altas, con mayor velocidad de viento, se mueven más cerca de la superficie del suelo cuando ellas pasan sobre las crestas de las colinas. Dicha situación no ocurre cuando se trata de terrenos de topografía plana o sobre pendientes de longitud mayor. El Cuadro 2.6 muestra valores, producto de experiencias de Chepil y Woodruff (1963), que dejan ver como la cantidad relativa de erosión es mayor en las crestas de las lomas y aumenta al incrementarse la pendiente.

Cuadro 2.6 Cantidades relativas de pérdida de suelo generada por erosión en tierras planas y en tierras dominadas por colinas con longitud de pendiente reducida. (Chepil Woodruff, 1963).

Inclinación de la pendiente %	Cantidades relativas de erosión	
	Crestas	Laderas
0 - 1,5 (plano)	1,00	1,00
3,0	1,50	1,30
6,0	3,20	2,30
10,0	6,60	3,70

Amplitud del área expuesta: la capacidad de carga de sedimentos por el viento es limitada, y la distancia que la corriente de aire debe recorrer a través de un campo, para alcanzar su máxima capacidad de carga, depende la erosionabilidad del suelo. Tal distancia varía de menos de 55 m para arena fina suelta hasta más de 1.500 m para un suelo estructurado de textura media (Chepil y Woodruff, 1963). Es así, que

mientras más amplias sean las áreas sin protección, particularmente en la dirección del viento, mayor será el transporte de partículas por el viento.

Cobertura vegetal: la forma más efectiva para reducir la erosividad del viento es a través de una densa capa de vegetación protectora y/o con el mantenimiento de capas espesas de residuos vegetales. El grado de protección que una cubierta vegetal puede proveer depende del tipo de plantas (especialmente en lo relativo a la masa vegetal que proporcione protección y el tiempo durante el año en que dicha protección es efectiva), su densidad y la orientación de plantas individuales o en hileras con relación a la dirección prevaleciente del viento. Tales aspectos deben ser considerados al usar la cobertura vegetal como un medio de control de la erosión eólica.

3.1.1.3 Principios para el control de la erosión eólica

Tal como ocurre en el caso de la erosión hídrica, las prácticas de control de la erosión eólica desarrolladas en una determinada área pueden no ser exitosas cuando se tratan de implementar en otras latitudes. El éxito de una práctica en particular, al tratar de reducir la erosión causada por el viento, depende de que se consideren tres principios fundamentales para el control de la erosión eólica, los cuales involucran las siguientes acciones (Troeh et al., 1980).

- a) Reducir la velocidad del viento, cerca de la superficie del terreno, manteniéndola por debajo de aquella velocidad que iniciará el movimiento del suelo en la corriente de aire.
- b) Eliminar los materiales abrasivos que son transportados en el torrente eólico.
- c) Reducir la erosionabilidad del suelo

Cualquier práctica que cumpla con uno o más de estos principios reducirá la severidad de la erosión eólica.

3.1.2 Erosión hídrica

La erosión hídrica es un proceso continuo que consiste en la separación de las partículas y agregados de la masa del suelo, su transporte y sedimentación, siendo el agente activo el agua. La pérdida de suelo por la erosión hídrica generalmente se expresa en unidad de peso por unidad de área y unidad de tiempo ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) o en unidad de longitud (espesor de suelo perdido) por unidad de tiempo (mm año^{-1})

La erosión hídrica se inicia cuando las gotas de lluvia golpean terrones y agregados en la superficie de un suelo desnudo, causando el movimiento de las partículas más finas como sedimento en suspensión en el flujo del agua, el cual en su movimiento cuesta abajo, va abriendo surcos a lo largo de la vía. Cada lluvia

subsecuente erosiona cantidades adicionales de suelo; con la degradación del suelo se manifiesta la degradación de la tierra.

La denudación del suelo, condición que propicia el desarrollo de los procesos de erosión, ocurre al remover la cobertura vegetal protectora por el laboreo del suelo para el cultivo, la quema de residuos de cosecha, el sobrepastoreo, la desforestación excesiva, y por la disturbación drástica del suelo por el uso de maquinaria pesada en la construcción de vías, obras de infraestructura y minería en superficie y en labores agrícolas y forestales. La disturbación del suelo es particularmente desastrosa, a los efectos de la erosión, en áreas donde las condiciones climáticas dificultan el reestablecimiento de la vegetación protectora (Donahue et al., 1983).

3.1.2.1 Formas de erosión

Tradicionalmente la diferenciación de las diversas formas de expresión de la erosión hídrica ha sido basada en correspondencia con la progresiva concentración del escurrimiento superficial. Comenzando con erosión laminar (el lavado de la superficie del suelo de las tierras arables), seguido de la erosión en surcos en la medida en que el agua se concentra en pequeños cauces en el campo, entonces la erosión en cárcavas cuando los surcos de erosión son de mayores dimensiones y finalmente la erosión lateral de cauce o ribereña, ocasionada por el socavamiento de las bases en los taludes del cauce. Hudson (1981) comenta lo inapropiado de esta clasificación ya que puede ser engañosa dado el hecho de que omite por completo la salpicadura o impacto del efecto de la gota de lluvia, la cual es reconocida como la primera y más importante fase en el proceso de erosión hídrica. También comenta que el término erosión laminar sugiere el hecho de que el suelo es removido uniformemente por un flujo uniforme de laminas delgadas de agua, lo cual no es cierto. De hecho, rara vez el escurrimiento ocurre como un flujo laminar uniforme, y en cualquier caso tal flujo se mueve a velocidades mucho mayores que las comúnmente encontradas en el escurrimiento. Por tales razones, se recomienda describir tal fase como **erosión entre surcos** o **erosión difusa** (Bergsma et al., 1996), término que engloba ambos: movimiento por salpicadura de las gotas de lluvia y transporte del suelo desprendido por la delgada lamina de flujo superficial cuya capacidad erosiva es incrementada por la turbulencia que genera el impacto de las gotas de lluvia (Hudson, 1981). El Cuadro 2.7 presenta una breve descripción de diferentes formas de erosión y de términos de uso común en la literatura especializada.

Teniendo como base, la clasificación actual que considera el proceso de erosión hídrica dividido en **erosión entre surcos**, **erosión en surcos** y **erosión en cárcavas** (Sharma, 1996; Grissinger, 1996), Laflen y Roose (1998) proponen la denominación de **erosión en canales** para incluir la erosión en surcos y en cárcavas, de tal manera que el proceso de erosión quedaría dividido en dos tipos: **erosión entre surcos** y **erosión en canales**, una breve descripción de las mismas de acuerdo a los planteamientos de Laflen y Roose (1998) se presenta a continuación:

Cuadro 2.7 Formas de erosión hídrica, términos de uso común en la literatura especializada (Gomez y Alarcón, 1975; Gásperi, 1978; Hudson, 1981)

Erosión pluvial o por salpicadura

Es la erosión causada por el impacto de las gotas de lluvia al caer sobre el suelo desnudo. Las gotas de lluvia caen con velocidades y energía variables de acuerdo a su diámetro, siendo capaces de desprender y dispersar partículas de los agregados del suelo. Las partículas más finas son arrastradas en suspensión en las aguas de escorrentía, iniciándose así otras formas de erosión. Evidencias que denotan la ocurrencia de erosión pluvial son las salpicaduras de partículas de suelo encontradas en el follaje más bajo de la vegetación, y la formación de costras una vez que el suelo se seca. Actualmente se considera la salpicadura por acción del impacto de las gotas de lluvia como parte de los procesos de la **erosión entre surcos**

Erosión por escurrimiento

Erosión laminar: arrastre más o menos uniforme y poco perceptible de delgadas capas de suelo superficial por acción del agua en flujo laminar. Los procesos responsables de esta forma de erosión, son actualmente considerados de manera conjunta con la salpicadura para integrar la **erosión entre surcos**.

Erosión en surcos: arrastre de material producido por la escorrentía concentrada en filetes líquidos, formando pequeños canales en la superficie del terreno.

Erosión en cárcavas: ocurre cuando hay una mayor concentración del escurrimiento, y la topografía del terreno permite la unión de surcos formándose zanjas de gran tamaño denominadas cárcavas. Las mismas pueden también provenir de pequeños canales que aumentan su tamaño con rapidez. En ancho de las cárcavas crece por socavación y desmoronamiento de sus paredes. En longitud, las cárcavas crecen de manera regresiva o remontante hasta llegar, en ocasiones, a la cima de las laderas.

Movimientos en masa

Se debe, en términos generales y bajo condiciones particulares, a la acción del agua que se infiltra en el suelo, al desequilibrio del suelo ante dicha acción, y al efecto de la gravedad. Los movimientos en masa pueden ser de flujo lento (v.g. solifluxión) o de flujo rápido (v.g. derrumbes). Entre los principales tipos se tienen los siguientes:

Deslizamientos: ocurren debido a una saturación y aumento de peso de la masa del suelo en superficie. La existencia de una capa impermeable, a poca profundidad, impide la percolación del agua a estratos más profundos, y propicia la formación de un plano sobresaturado, que actúa como lubricante, sobre el cual se desliza la masa suprayacente a favor de la pendiente, por acción de la gravedad.

Derrumbes: son desmoronamientos progresivos, por acción del agua y la fuerza gravitacional, de las capas superficiales de los terrenos ubicados en zonas pendientes, que resultan en desplazamientos violentos de masas considerables de suelo. Este tipo de movimiento es frecuente en los cortes de carreteras y en los taludes de los ríos, debido al desbalance de las laderas por el socavamiento de sus bases

Cuadro 2.7 (Continuación)

Coladas de barro: movimiento del material causado por sobresaturación de la capa superior de los suelos delgados, que sobrepasa el límite líquido en terrenos muy pendientes, dando lugar a un movimiento o flujo rápido en forma de lodo.

Solifluxión: flujo muy lento de suelo o detritus saturados con agua, en el sentido de la pendiente, sobre un sustrato impermeable. Es ocasionado por flujos de agua internos provenientes de infiltración o de aguas subterráneas. Se hace evidente por la ocurrencia de postes inclinados, hundimientos suaves que forman terracetas que avanzan varios centímetros por año, con el potencial de destruir terrenos, construcciones, carreteras.

Otras formas de erosión

Erosión en túnel, sufusión: formación de túneles o canales continuos internos. Ocurre cuando el agua se infiltra en el suelo y se mueve hacia abajo hasta que se encuentra una capa de baja permeabilidad. El agua entonces fluye lateralmente sobre la capa menos permeable, arrastrando las partículas finas del suelo más poroso. En la medida en que el flujo incrementa, el túnel se agranda, a tal punto, que puede conllevar al derrumbe del techo, dando lugar a un surco abierto o cárcava. Esta forma de erosión es menos común en tierras arables que en tierras no arables (Hudson, 1981). Los túneles de sufusión no siguen un patrón definido de distribución espacial y se les encuentran diseminados en los alrededores de las cárcavas de las cuales son tributarios. Gásperi (1978) señala que una de las condiciones para que este proceso se genere y evolucione es la acumulación de agua en el terreno y la ocurrencia de superficies de debilidad del terreno (orificios de actividad biológica, grietas, etc.) por donde el agua puede penetrar, acumularse y actuar. Esta forma de erosión tiene importante manifestación en suelos de la Depresión de Quibor, Venezuela.

Erosión reticular: consiste en una intrincada red de zanjas interconectadas de profundidad y densidad variables de acuerdo a su grado de evolución, que es caracterizada por la presencia de montículos que constituyen un patrón particular del microrelieve, denominado "tatuco" por los agricultores de la Zona Sur del lago de Maracaibo, Venezuela donde este fenómeno ha afectado un área de 250.000 ha, aproximadamente (Stagno y Steegmayer, 1972).

Asociada a algunas de las formas ya mencionadas, se manifiestan otras formas especializadas de erosión tales como la erosión en pedestales y la erosión en pináculos. Son el resultado de cobertura superficial localizada que mantiene la masa de suelo protegida de la erosión. En el caso de la erosión en pedestal, puede ser un fragmento de roca o la raíz de un árbol que protege el suelo de la erosión pluvial, de manera que solo el material vecino es removido, permaneciendo el pedestal de suelo al que debe su nombre

Erosión entre surcos: puede ser descrita como el proceso de separación y transporte del suelo por el impacto de las gotas de lluvia y por el flujo superficial. Sobre una misma pendiente, la erosión entre surcos se mantiene constante mientras las propiedades del suelo y la superficie se mantengan constantes. Ocurre generalmente a una distancia aproximada a 1 m del punto de impacto de la gota de lluvia, y descarga considerable cantidad de material a los canales vecinos. De no ocurrir el aporte a un canal vecino, el material erosionado se mantiene cercano al

punto donde ocurrió la separación o desprendimiento de la masa del suelo. Los suelos, aparentemente, varían en su susceptibilidad a la erosión entre surcos dentro de un estrecho rango (con un factor alrededor de 5).

Erosión en canales: es el proceso de desprendimiento y transporte de suelo debido al flujo del agua en el escurrimiento concentrado; incluye la erosión en surcos y en cárcavas. La erosión en canales es distinta y visiblemente diferente que la erosión entre surcos, pero la distinción se torna a veces confusa en los límites entre las áreas donde ambos procesos ocurren. En términos generales, casi toda la erosión que es visible es debida a erosión en canales.

Para las pendientes cortas, la mayor parte de la erosión puede ser erosión entre surcos. En la medida en que las pendientes se incrementan en inclinación y longitud, la erosión en canales comienza a dominar. Los suelos, aparentemente, varían en un amplio rango en cuanto a su susceptibilidad a la erosión en canales (con un factor cercano a 15).

Hudson (1981) señala la existencia de algunas formas de degradación de suelos asociadas a la erosión, algunas de las cuales, sin embargo, no implican ninguna remoción física del suelo:

Erosión de fertilidad: es la pérdida de fitonutrientes por la erosión, que puede ser comparable en magnitud con la remoción de los mismos elementos por la cosecha de cultivos. En suelos de texturas gruesas y pendientes suaves, mayormente afectados por estos procesos, el arrastre es diferencial, transportándose con preferencia las partículas muy finas y coloidales, liberadas al ocurrir la separación, debido a la baja energía del flujo superficial. El modo en que ocurre la pérdida de diferentes elementos es variable. El fósforo es principalmente perdido cuando las partículas coloidales son erosionadas, pero el nitrógeno puede perderse en solución sin que ocurra ningún movimiento de partículas de suelo.

Erosión vertical: consiste en el lavado de partículas finas de arcilla (producto de la ruptura y separación de agregados, en suelos porosos de textura gruesa) hasta acumularse en alguna capa subyacente menos permeable. Se pueden prever dos posibles efectos: la pérdida de partículas finas en un punto y su ganancia en otro dentro del perfil del suelo. En suelos de textura gruesa, una apreciable reducción de coloides y arcilla en superficie puede resultar de la erosión vertical, con la consecuente reducción en fertilidad. El efecto donde el material fino se acumula es, probablemente, también indeseable cuando el resultado es la formación de una capa menos permeable tanto para las raíces como para el movimiento del agua.

Erosión física o enlodamiento: es un proceso de deterioro físico del suelo sin la ocurrencia de una pérdida neta del mismo, se le asocia con enlodamiento debido a que tiene lugar bajo tales condiciones. Puede ocurrir en tierras planas, donde si bien ocurre desprendimiento y separación de agregados del suelo por impacto de las gotas de lluvia, no procede el arrastre del material separado, por lo cual las partículas finas y coloidales estancadas, se orientan y depositan en la superficie dando lugar a la formación de un sello que al secarse puede generar encostramiento, por lo cual la habilidad productiva del suelo se ve considerablemente afectada.

La erosión hídrica presenta una naturaleza cíclica. Al estudiar el ciclo erosivo de cualquier localidad, podrá observarse que las diferentes etapas del proceso están representadas por las diversas formas de erosión ya descritas. El hecho de que una u otra forma de erosión se manifieste va a depender de un conjunto de factores tanto internos (propiedades del suelo) como externos (clima, topografía), ellos pueden actuar creando un medio favorable para que el proceso evolucione de una manera dada, manteniéndose así el carácter cíclico. En la Figura 2.7, se ilustra un caso particular del ciclo de la erosión.

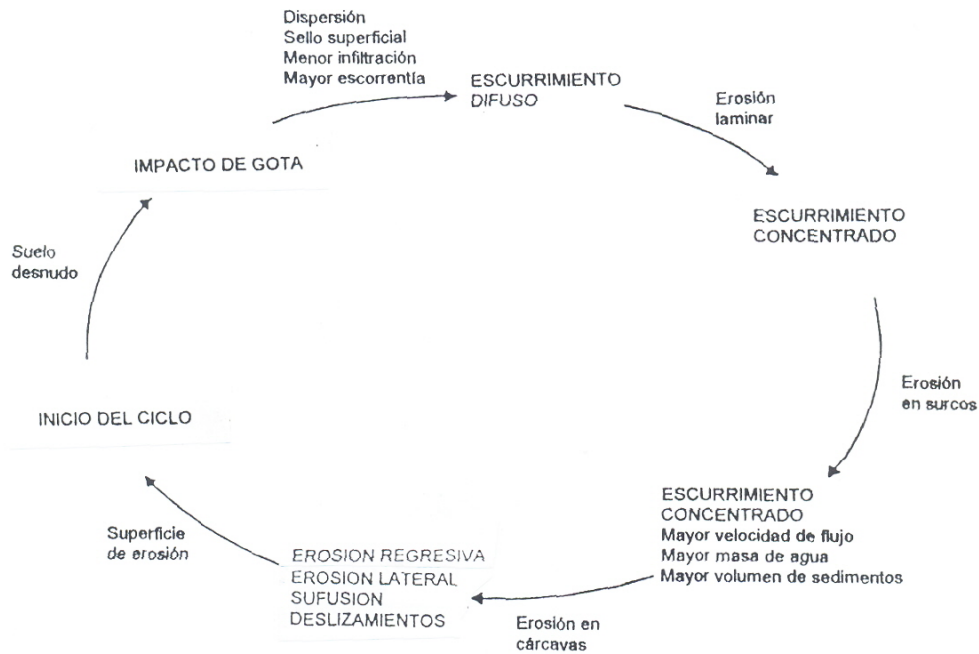


Figura 2.7 Esquema del ciclo de la erosión para un caso particular: Depresión de Quíbor, Estado Lara, Venezuela (Gásperi, 1975).

3.1.2.3 Fases en el proceso de erosión hídrica

Ellison (1947) hace más de 50 años propuso una división del proceso de erosión hídrica en tres fases básicas, la cual se mantiene vigente, siendo la misma de fundamental importancia al tratarse del estudio de este importante fenómeno de degradación del suelo. Ellison demostró a través de experimentos de laboratorio que diferentes suelos se comportan de manera diferente en cada una de estas fases:

Separación: consiste en el desprendimiento y disgregación de los agregados del suelo en partículas de tamaños transportables. Se expresa en unidades de peso por unidad de superficie (Mg ha^{-1} , o bien g m^{-2})

Transporte: en esta fase las partículas y/o agregados, separados del suelo, se mueven con el agua a través de la pendiente. Se expresa en unidades de peso por unidad de distancia (Mg km^{-1} , o bien g m^{-1}).

Sedimentación: consiste en el depósito de los materiales de suelo transportados, que ocurre al disminuir la capacidad de transporte del flujo de agua. La acción es intermitente, pues el suelo depositado, es puesto de nuevo en movimiento, al reiniciarse la actividad del agua.

Para establecer diferencias en el comportamiento de diferentes suelos con relación a cada una de estas fases del proceso de la erosión hídrica basta considerar, por ejemplo, que las partículas de arena fina serán más fácilmente separadas que aquellas de un suelo arcilloso, pero a su vez las partículas de arcilla son más fácilmente transportadas que las partículas de arena. El transporte de la arcilla alcanzará distancias muy superiores a diferencia de la arena que sedimentará a corta distancia, dada la mayor velocidad de sedimentación de las arenas.

3.1.2.4 Factores que afectan la erosión hídrica

En la base de que la causa fundamental de la erosión hídrica del suelo es que la lluvia actúa sobre el suelo, Hudson (1981) plantea que el estudio de la erosión del suelo puede ser dividido de acuerdo a como ésta es afectada por diferentes tipos de lluvia y como varía bajo diferentes condiciones de suelo. La magnitud de la erosión dependerá entonces de la combinación del poder de la lluvia para causar erosión y de la habilidad del suelo para contrarrestar la acción de la lluvia. En términos matemáticos plantea entonces que la erosión hídrica es una función de la erosividad de la lluvia y de la erosionabilidad del suelo.

$$\text{Erosión} = f (\text{Erosividad}) (\text{Erosionabilidad}) \quad (2.8)$$

La erosividad puede ser definida como la habilidad potencial de la lluvia para causar erosión; la erosionabilidad es el término con el cual se denomina la vulnerabilidad del suelo a la erosión. En relación a la erosionabilidad, tal como lo presenta la Figura 2.8, su expresión esta influenciada, en este orden, por: (i) las características del suelo (ii) las características topográficas, especialmente la pendiente del terreno, y (iii) el tratamiento dado al suelo incluyéndose aquí el manejo de la tierra y, cuando se trata de tierras arables el manejo del cultivo.

Un desglose de esta integración de factores que afectan la erosión hídrica nos lleva a señalar cuatro grandes factores: el clima, el suelo, la topografía y el uso y manejo de la tierra. Una discusión de cada uno de estos factores se presenta a continuación:

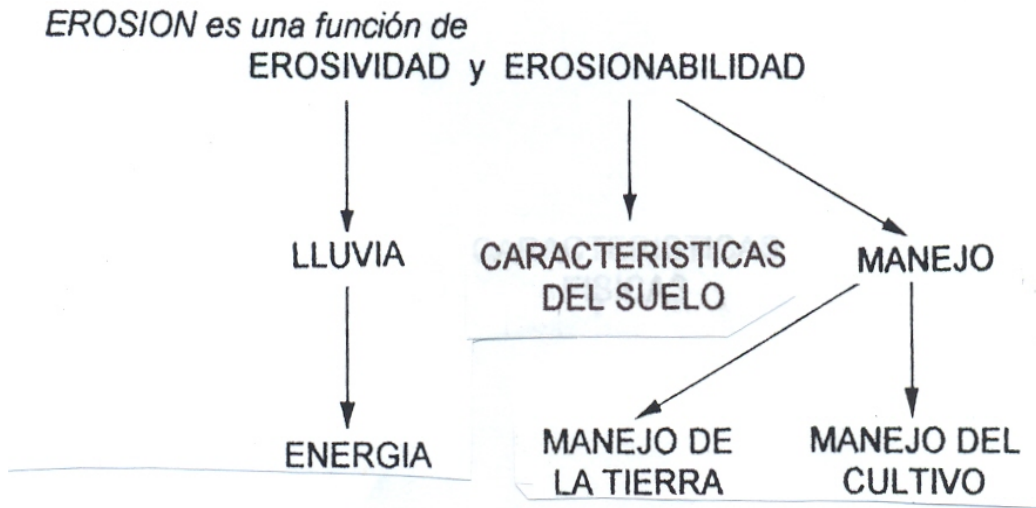


Figura 2.8 Los factores que afectan la erosión hídrica (Hudson, 1981).

Clima

Dado que el agua es el agente activo del proceso de erosión, es la precipitación el componente climático de mayor importancia al respecto, sin embargo la temperatura, la energía solar y el viento cumplen funciones que deben ser consideradas.

En los climas templados, la temperatura es el factor que determina que la precipitación venga en forma de lluvia o nieve y también es la causa de que la nieve se derrita y produzca escorrentía a través de la cual puede manifestarse la erosión en suelos no protegidos. La temperatura es también un índice de la energía solar recibida y juega un papel importante en los procesos de evapotranspiración que regulan la cantidad de agua en el suelo en tiempo de lluvia. Esto es importante ya que las pérdidas de suelo por erosión hídrica correlacionan bien con la intensidad de precipitación sólo cuando la humedad efectiva, al momento de ocurrir la lluvia, es considerada como uno de los parámetros (Baver, 1937; citado por Baver et al., 1972).

El viento afecta la erosión hídrica, principalmente a través de su influencia sobre el ángulo y velocidad de impacto de las gotas de lluvia, aunque también tiene influencia sobre la evapotranspiración y en consecuencia sobre el contenido de humedad del suelo.

La discusión del factor climático se centra en la precipitación, dado su papel protagónico en el proceso de erosión, considerando su interacción con los otros factores del clima.

Precipitación

Páez (1992) destaca el doble papel de la precipitación en el proceso de la erosión: (i) como agente activo en la fase de separación de agregados y (ii) como fuente de suministro de agua para el flujo de escorrentía. No obstante, previo a cualquiera de estas consideraciones debe tenerse en cuenta las características de la precipitación que mayormente contribuyen a la generación del poder erosivo como son su intensidad, su duración y su frecuencia (Páez, 1992).

a) Intensidad de la precipitación

Está definida por la lámina de agua caída por unidad de tiempo, comúnmente expresada en mm h^{-1} . Su influencia viene determinada por su relación con el tamaño y velocidad de caída de las gotas.

El tamaño de las gotas de lluvia es muy variable durante una tormenta (diámetro entre 1 y 4 mm). La mediana del diámetro, parámetro estadístico más adecuado para la expresión del tamaño de gotas para una determinada intensidad de lluvia, tiende a aumentar al incrementarse la intensidad (Figura 2.9).

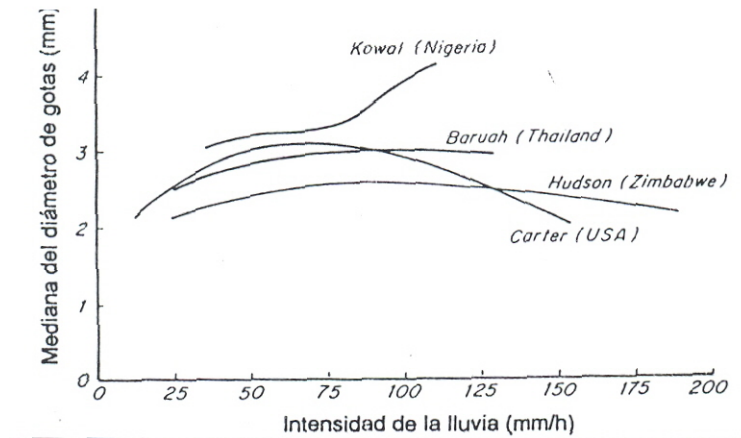


Figura 2.9 Relación entre la mediana del diámetro de gotas y la intensidad de la lluvia. (Hudson, 1981, con base en datos de Laws, 1941).

La velocidad que adquieren las gotas depende de la resultante entre la fuerza de atracción universal y la resistencia del aire y el viento. Aun cuando la gravedad actúa de igual manera sobre todas las gotas, independientemente de su tamaño, la resistencia del aire será mayor por unidad de masa de agua cuanto más pequeñas sean las gotas, debido a la mayor área externa de éstas por unidad de masa. La

velocidad terminal de las gotas aumenta al incrementarse su tamaño, hasta un límite (≈ 4 mm) a partir del cual permanece constante (Figura 2.10).

Hudson (1971, citado por Páez, 1992) reporta un valor de 25 mm h^{-1} como umbral crítico de intensidad erosiva. Por debajo de este valor la energía es tan baja que las gotas no son capaces de causar erosión. El mismo autor señala que en climas tropicales el 90% de la lluvia cae con intensidades erosivas, a diferencia de las latitudes medias donde las lluvias erosivas apenas alcanzan una proporción del 25%.

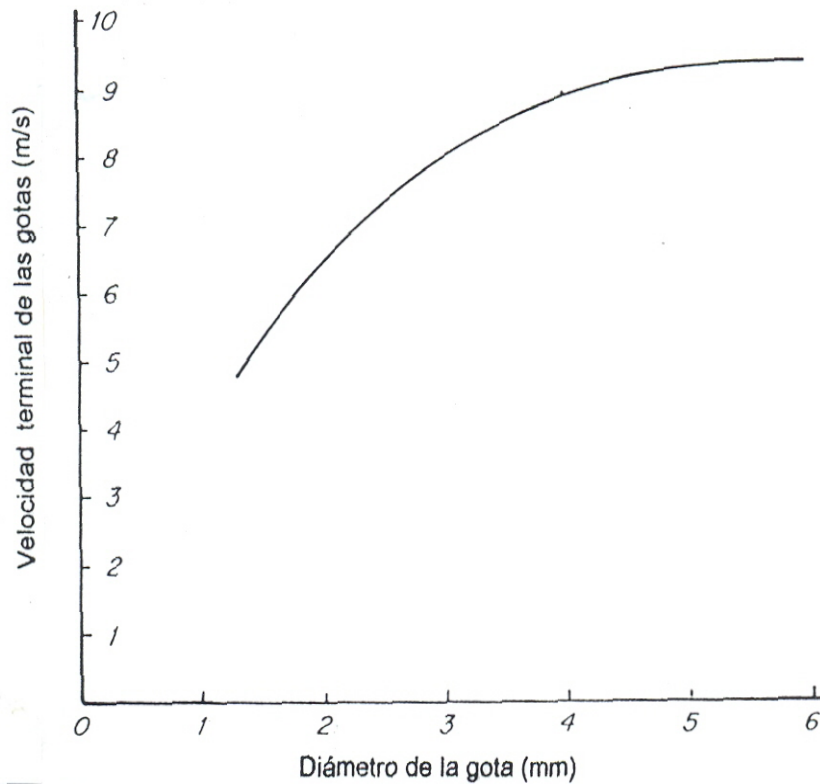


Figura 2.10 Relación entre la velocidad terminal de las gotas de lluvia y su diámetro medio Hudson, (1981).

b) Duración de la precipitación

Se refiere a la permanencia o el lapso de tiempo en que ocurre la lluvia. Refleja la magnitud de la tormenta, cuando se le considera conjuntamente con la intensidad. La lámina total de un evento de precipitación viene dada por la sumatoria de los productos de las intensidades parciales por el lapso de tiempo en que se hacen

efectivas. Con relación a la magnitud se consideran como no erosivas tormentas menores a 12,7 mm de lámina; mayores de 45 mm se consideran de gran erosividad (Páez, et al., 1989).

La duración de los lapsos de máxima intensidad de una tormenta, refleja la magnitud de la carga energética de la lluvia, que se traduce en erosión.

c) Frecuencia

La frecuencia se refiere al número de veces que se repite un evento en un tiempo determinado. Esta característica de la precipitación tiene efectos importantes en las fases de separación y transporte, en este sentido se tiene que:

- Se produce mayor disgregación del suelo cuando las lluvias caen sobre suelos inicialmente secos. El efecto de explosión de agregados por humedecimiento violento del suelo seco por la lluvia es causa de tal comportamiento.
- Las tormentas continuas o más frecuentes consiguen un suelo con menor conductividad hidráulica debido a la humedad antecedente, disminuyendo la posibilidad de penetración del agua en el suelo para una intensidad de lluvia dada, aumentando el riesgo de escurrimiento superficial y el riesgo de erosión.

Las características de la precipitación deben interpretarse conjuntamente con el estado de la humedad del suelo, dada su influencia en las fases de separación, transporte, y en el desarrollo de la vegetación que protegerá al suelo contra la erosión.

Al considerar la precipitación en su papel secundario en el proceso de la erosión, como fuente de suministro de agua para el flujo de escorrentía, destaca ésta como principal responsable de los fenómenos que ocurren en la fase de transporte de la erosión hídrica. Una clasificación general del escurrimiento se presenta en el Cuadro 2.8.

Cuadro 2.8 Clasificación del escurrimiento (Bergsma et al., 1996, basados en Ward, 1975).

• Escurrimiento superficial	Flujo superficial	- Flujo entre surcos - Flujo en surcos
	Flujo concentrado	- Flujo en cárcavas - Flujo en torrente
• Escurrimiento subsuperficial	Flujo subsuperficial, flujo lateral, flujo hipodérmico o interflujo, flujo descendente (filtración), flujo de retorno.	

Parte del agua aportada por la lluvia puede no alcanzar la superficie del suelo debido a la **intercepción** por el dosel de las plantas o por los residuos vegetales. El **almacenamiento en superficie** y la **infiltración** en conjunto, conforman la **aceptación de la lluvia por la superficie del suelo**. El exceso del agua de lluvia sobre la infiltración es primeramente almacenado en depresiones de la superficie antes de que ocurra el flujo superficial. El almacenamiento en superficie en las tierras arables depende fuertemente de las prácticas de manejo que se apliquen. El que el agua de lluvia pueda ser almacenada en el perfil del suelo depende fuertemente de la magnitud de la superficie del suelo afectada por sellado. Si este es insignificante, el agua de lluvia puede ser almacenada en los poros del suelo (principalmente en los poros no-capilares o macroporos) durante una tormenta. La disponibilidad para el almacenamiento dependerá del contenido de humedad antecedente, relacionado a la condición de drenaje del sitio (Bergsma et al., 1996).

Tal como señalado en el Cuadro 2.8, **escurrimiento superficial** es un término general, que se refiere al agua descargada por la lluvia que corre por la superficie de la tierra, y comprende el flujo superficial y el flujo concentrado.

a) Flujo superficial

Es la parte de la precipitación que fluye sobre la superficie de la tierra en forma no-concentrada o en pequeños canales temporales, muy superficiales (Bergsma et al., 1996). Incluye el flujo que causa erosión entre surcos y en surcos. El flujo subsuperficial puede contribuir al flujo superficial, al aflorar en superficie para convertirse en escurrimiento superficial no concentrado. Con relación al flujo superficial es importante tener en cuenta (Páez, 1992):

- Su poder de transporte, es cual es función de su capacidad de mantener partículas a flote y de su turbulencia. El máximo poder de transporte ocurre cuando la altura de la lámina del flujo es aproximadamente igual al diámetro de la partícula transportada.
- Su poder de separación, debido principalmente al mantenimiento de partículas en suspensión, lo cual le confiere abrasividad. Aquí es importante el efecto de la turbulencia causada por las gotas de lluvia que caen sobre el flujo superficial. El poder de separación depende de la energía del flujo, la cual de acuerdo a Hudson (1981) es tanto como 256 veces menor que la energía de la lluvia (Cuadro 2.9)
- Su energía cinética, que depende de la masa y de la velocidad del flujo.
 - . La masa del flujo depende del agua que transporta tanto en:
 - .. cantidad , la cual es función de la tasa de infiltración del agua en el suelo
 - .. calidad, que a su vez es función de la cantidad y abrasividad del material transportado.

El agua limpia tiene máxima capacidad de transporte y mínima capacidad de separación. Erosión máxima ocurre cuando las capacidades de separación y transporte del flujo superficial alcanzan una magnitud similar.

- . La velocidad del flujo, para una masa dada, es función de:
 - .. la longitud del paño de flujo por unidad de caída vertical (gradiente de la pendiente)
 - .. la resistencia al flujo.

Las velocidades que alcanza el flujo superficial son usualmente menores de 1 m s^{-1} (Meyer, 1981; citado por Bergsma et al., 1996). El flujo superficial puede comenzar a intensidades de lluvia que son de 5 a 10 veces más bajas que la tasa de infiltración del agua en el suelo, calculada a partir de evaluaciones en pruebas con anillos infiltrómetros. La diferencia es atribuida al sello superficial generado por el salpique de las gotas de lluvia, al efecto de flujo trasladado (flujo subsuperficial), y al efecto de partículas desprendidas por salpique que se depositan en surcos y depresiones (Bergsma et al., 1996).

Cuadro 2.9 Energía cinética de la lluvia y del flujo superficial¹. De la comparación se concluye que la lluvia tiene 256 veces más energía cinética que el flujo superficial (Hudson, 1981).

	Lluvia	Flujo superficial
Masa	R	25% de R \Rightarrow R/4
Velocidad asumida	8 m s^{-1}	1 m s^{-1}
Energía cinética $EC = \frac{1}{2} m V^2$	$\frac{1}{2} (R) (8)^2 = 32R$	$\frac{1}{2} (R/4) (1)^2 = R/8$

¹ cálculos basados en asunciones de velocidades y porcentaje de escurrimiento (Hudson, 1981)

b) Flujo concentrado

Es el agua que escurre en la superficie del suelo en forma concentrada. Las fuerzas y energías en el flujo concentrado se derivan del agua fluyente. Las fuentes de esta agua son en términos generales: los excedentes de la lluvia (mayormente de las áreas entre surcos), de la nieve al derretirse (en las zonas templadas y en las muy altas tropicales), del riego y del flujo subsuperficial emergente. La fuerza disponible para el desprendimiento de suelo de la periferia de los canales es generalmente expresada como **fuerza de corte hidráulico** y es aproximadamente proporcional al producto de la profundidad del agua fluyente y a la pendiente de la superficie del agua (Lafien y Roose, 1998).

En contraste con los procesos que se asocian a la erosión entre surcos (flujo superficial), la erosión en canales (flujo concentrado) es posicionalmente sensitiva. La erosión en canales no ocurre, hasta que las fuerzas hidráulicas, que desprenden material de los canales, exceden un valor crítico o limitante. Dependiendo de la naturaleza de las fuerzas actuantes y de las fuerzas de resistencia para las condiciones de precipitación, es en algún punto abajo, donde ocurre el flujo en el canal. En casos donde el escurrimiento es debido al riego por superficie, el derretimiento de la nieve o a la emergencia de flujo subsuperficial, las fuerzas ejercidas por el flujo concentrado pueden decrecer aguas abajo. Para condiciones de lluvia, la erosión en el canal por el flujo concentrado, se incrementa aguas abajo mientras la pendiente permanezca constante (Lafren y Roose, 1998).

El flujo concentrado ocurre de manera turbulenta, pudiendo alcanzar velocidades de hasta 4 m s^{-1} (Páez, 1992). Concentra en su carga materiales desprendidos provenientes de la erosión entre surcos y en canales de otras áreas que le son convergentes. El depósito de estos materiales tiene lugar en puntos inconvenientes tales como alcantarilla, reservorios y canales de riego y de drenaje. Los canales remanentes constituyen la erosión visible que alerta al observador de la existencia de una amenaza a la sostenibilidad del uso de la tierra debido a la erosión hídrica.

El suelo

La influencia del perfil del suelo en el proceso de erosión hídrica está determinada por la disponibilidad de material para que dicho proceso ocurra y por la generación de flujo superficial. El material erosionable consiste de partículas minerales primarias y fragmentos (partes de agregados) y pequeños agregados. La lluvia supe el agua, pero es el perfil del suelo el que determina la cantidad de flujo superficial a ser generado del agua de lluvia (Bergsma et al., 1996). De tal manera, la erosionabilidad o susceptibilidad del suelo a la erosión, es determinada por el volumen del flujo superficial conjuntamente con el desprendimiento de material del suelo. El Cuadro 2.10 presenta muchas de las propiedades del suelo que influyen su erosionabilidad de acuerdo a sus efectos en la disponibilidad de material erosionable o en la producción de flujo superficial.

La erosionabilidad del suelo usualmente se refiere al suelo superficial, excepto en los sitios de construcción en los cuales el subsuelo puede quedar expuesto en superficie.

Las interacciones entre la erosionabilidad con las características de la lluvia, el relieve y el uso de la tierra pueden dar lugar a importantes efectos secundarios; parte de los cuales puede incluirse en la erosionabilidad del suelo mediante una descripción precisa del régimen de humedad del suelo. Ello se explica, en razón de que tanto el almacenamiento del agua de lluvia en el perfil del suelo, el flujo subsuperficial y las pérdidas de agua en el drenaje y en la evapotranspiración juegan un importante papel en la producción de flujo superficial por el suelo.

Dado que la erosionabilidad incluye la generación del flujo superficial, debe tenerse en cuenta que el poder erosivo de una dada cantidad de flujo superficial

depende en gran medida del relieve en el caso de suelo desnudo. Bajo cobertura vegetal, el poder erosivo del flujo superficial depende mucho de la densidad de la cobertura del suelo o cobertura basal.

Cuadro 2.10 Propiedades del suelo que influyen en su erosionabilidad a través de efectos en la disponibilidad de material erosionable o en producción de flujo superficial (Bergsma *et al.*, 1996).

Disponibilidad de material erosionable	Producción de flujo superficial ⁺
<ul style="list-style-type: none"> • Textura del suelo • Estructura del suelo superficial <ul style="list-style-type: none"> . Firmeza . Tamaño • Estabilidad estructural del suelo superficial (contra fuerzas del salpique: desprendimiento del suelo, y contra el humedecimiento violento (desagregación, dispersión licuefacción) y factores, tales como, porcentaje de sodio intercambiable (PSI) y contenido de electrolitos en el agua de escurrimiento. 	<ul style="list-style-type: none"> • Almacenamiento en depresiones de la superficie del suelo⁺⁺ • Sello superficial • Infiltración (principalmente a través de los macroporos, durante, e inmediatamente después de la lluvia) • Almacenamiento en el perfil del suelo <ul style="list-style-type: none"> . adsorción en suelo seco . macro porosidad . profundidad permeable / profundidad de infiltración sin impedimentos/ profundidad hidráulica: en la cual los macroporos y la porosidad no-capilar juegan un papel importante. La compactación puede interferir con la profundidad permeable. . Contenido de humedad antecedente o condición de drenaje, relacionada a factores tanto internos como externos, tales como configuración de la pendiente y flujo sub-superficial.

⁺ se considera el volumen del flujo superficial, mientras que la capacidad erosiva del mismo depende de otros factores de riesgo tal como la topografía (especialmente la forma de la pendiente, la inclinación, la longitud) y la cobertura vegetal (basal)

⁺⁺ interacción con el manejo del suelo.

Una distinción entre erosionabilidad en surcos y entre surcos puede ser establecida (Meyer, 1981; Moldenhauer y Foster, 1981; de Ploey, 1981, citados por Bergsma *et al.*, 1996) con relación a los factores que determinan la ocurrencia de la erosión en surcos: inclinación de la pendiente, textura del suelo y flujo superficial. El riesgo potencial de erosión en surcos depende de la erosionabilidad y del relieve,

mientras que el riesgo actual es también fuertemente dependiente de la cobertura vegetal y de las prácticas agrícolas. La erosionabilidad del suelo puede cambiar con el tiempo, pudiéndose presentar cambios estacionales y asociados al manejo del suelo. Aun durante un simple evento de precipitación la erosionabilidad puede disminuir (de Ploey, 1981, citado por Bergsma *et al.*, 1996) por:

- erosión selectiva y desarrollo de un pavimento de material grueso
- disminución de la rugosidad y del progresivo encostramiento

El hecho de que la erosionabilidad básica del suelo pueda disminuir considerablemente a través del ciclo del cultivo, es debido probablemente a la formación de raíces finas y a cambios en propiedades físicas y químicas del suelo que afectan su sensibilidad a la erosión por el impacto de las gotas de lluvia, tal como es el caso de la variación en el contenido de materia orgánica.

Páez (1992) destaca que la erosionabilidad es determinada por tres propiedades intrínsecas del suelo: su separabilidad, su transportabilidad y los riesgos de escurrimiento y de acumulación de agua sobre la superficie del suelo.

a) Separabilidad

Es la susceptibilidad del suelo a ser aflojado y separado de la masa estructurada. A través de la separación, las partículas y agregados del suelo se disponen para el transporte. El tamaño de partículas más separable corresponde al de la arena fina (0,25-0,10 mm); hecho puesto en evidencia mediante estudios realizados por Mazurak y Mosher (1968). En razón de tal condición, la arena fina es utilizada como patrón cuando se determinan índices de separabilidad a través de los cuales se busca evaluar la estabilidad estructural al impacto de las gotas de lluvia. Su evaluación mediante las denominadas copas de salpicadura, por diferencia de peso del suelo antes y después de ser expuesto a una lluvia de lámina conocida permite cuantificar la magnitud del proceso de separación, siendo la relación (Páez, 1992) :

$$Separabilidad(s) = \frac{\text{suelo separado (g / m}^2 \cdot \text{mm de lluvia)}}{\text{arena estandar separada (g / m}^2 \cdot \text{mm de lluvia)}} \quad (2.9)$$

La separabilidad puede medirse en condiciones de suelo seco, húmedo o saturado. En seco los valores de separabilidad pueden resultar mayores debido a la mayor expresión del mecanismo de explosión de los agregados, por el aumento de la presión del aire atrapado en el agregado, al humedecerse el suelo violentamente.

En las pendientes suaves, en el caso de la erosión entre surcos, la separación ocurre principalmente por salpicadura mientras que el transporte es a través del flujo superficial. En pendientes pronunciadas, el flujo superficial (en surcos) es el principal

responsable de la separación; mientras que se incrementa el transporte por salpicadura (Meyer, 1981, citado por Bergsma *et al.*, 1996).

La separación por el flujo superficial sin lluvia es muy sensible al tamaño del grano, incrementándose en la medida en que el tamaño de la partícula disminuye por debajo de 0,25 mm. La cohesividad de las partículas incrementa con la disminución de la dimensión de las partículas al tamaño del limo y la arcilla, causando una disminución en la tasa de separación. Para pendientes suaves y cortas la separación puede incrementarse con el tamaño de partícula (Quansah, 1985, citado por Bergsma *et al.*, 1996).

Las propiedades del suelo que influyen reduciendo la separabilidad son aquellas relacionadas con la estabilidad estructural del suelo (Páez, 1992):

- alto contenido de arcilla
- alto contenido de materia orgánica
- prevalencia de iones divalentes y de sesquioxidos de hierro y aluminio
- alto contenido de agregados estables al agua
- elevada actividad biológica
- mineralogía con predominio de compuestos con alta superficie específica que confiere mayor cohesión entre partículas.

Una característica del suelo de importante influencia en la separabilidad y por lo tanto en la erosionabilidad del suelo, a la cual muchas veces no se le da la importancia que merece, es la superficie cubierta por grava y fragmentos de roca. El efecto es fuerte y puede ser evaluado de la misma forma en que se procede con la cobertura vegetal. La Figura 2.11 muestra la relación entre la erosión expresada en porcentaje, y la cobertura vegetal, de grava, y de fragmentos de roca. Römkens (1985) argumenta que las rocas actúan en la superficie como un *mulch* protegiendo el suelo contra el impacto de las gotas de lluvia y afectando la velocidad del escurrimiento superficial. La densidad de la cobertura de fragmentos de roca (expresado en porcentaje) varía de un sitio a otro, lo cual diferencia suelos, que de otra manera podrían calificar como idénticos. La pedregosidad, en general, es parte importante del suelo y por lo tanto debe ser adecuadamente descrita en los estudios agrológicos (Poesen y Lavee, 1994, López y Delgado, 1999).

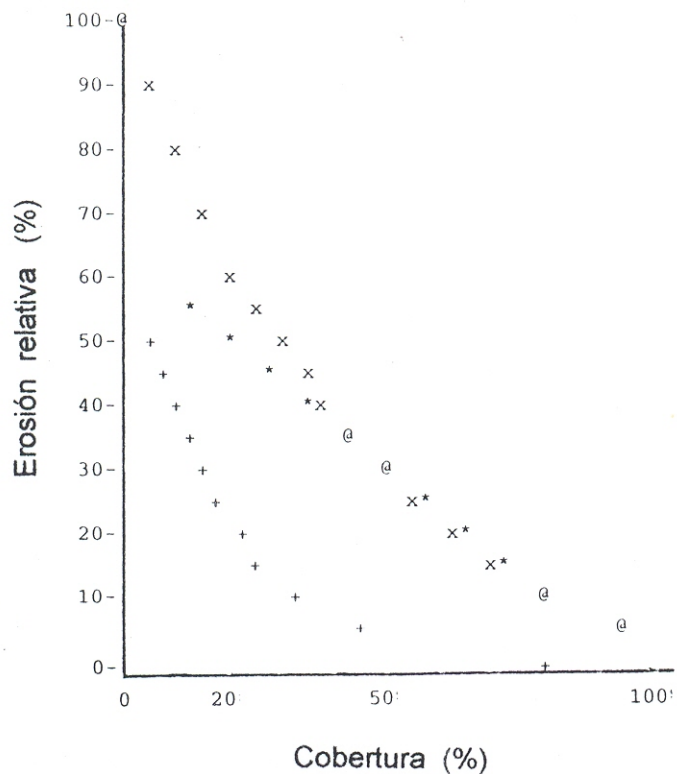
b) Transportabilidad

Se refiere a la susceptibilidad del suelo a ser transportado, determinada fundamentalmente por el tamaño de partículas primarias o secundarias. Esta propiedad del suelo se puede ilustrar mediante la **ley de Stokes** que expresa la tasa de asentamiento de una partícula rígida en un líquido:

$$V = \frac{2 r^2 (d_s - d_l) g}{9 \eta} \quad (2.10)$$

donde

- V es la velocidad de asentamiento (cm s^{-1})
 r es el radio de la partícula (cm)
 ds es la densidad de la partícula sólida (g cm^{-3})
 dl es la densidad del líquido (g cm^{-3})
 g es la aceleración de la gravedad (cm s^{-2})
 ν es la viscosidad en poises.



- x = cobertura de grava y fragmentos de roca en la superficie del suelo (Wischmeier y Smith, 1978)¹
 + = cobertura de grava en la superficie del suelo (Costa Marfil, Collinet y Valentin, 1984)¹
 * = cobertura vegetal: cultivo de maíz (Bavaria, Alemania, Schwertmann, 1986)¹
 @ = símbolo para una combinación de +, x y *.

Figura 2.11 Relación entre erosión hídrica y cobertura de la superficie del suelo (autores que aparecen en la leyenda son citados por Bergsma et al., 1996).

Su aplicación permite estimar la **tasa de asentamiento**, la cual al incrementarse disminuye la transportabilidad de diferentes partículas según su tamaño:

- arenas finas (0,1 mm): 4 cm s^{-1}
- limo (0,1 mm): 2 cm min^{-1} , lo cual equivale a $0,033 \text{ cm s}^{-1}$
- arcillas gruesas (0,001 mm): $1,25 \text{ cm h}^{-1}$, o lo que es lo mismo: $3,5 \times 10^{-4} \text{ cm s}^{-1}$

La concentración de electrolitos en el agua de escurrimiento influye de manera importante en el comportamiento de las arcillas coloidales, las cuales, si se encuentran dispersas, permanecerán en suspensión a causa del movimiento Browniano. Ante la abundancia de iones divalentes la arcilla tiende a flocular, formando coágulos, lo cual promueve su asentamiento. Cuando el flujo no es turbulento, la arena se asienta rápidamente.

De acuerdo a los planteamientos anteriores, se deduce que las propiedades que influyen reduciendo la transportabilidad son aquellas que contribuyan a hacer las partículas más grandes y por lo tanto menos transportables (Páez, 1992), como son:

- el alto contenido de partículas primarias y secundarias grandes
- el alto contenido de materia orgánica
- el alto contenido de agentes cementantes (v.g. sesquióxidos)

c) Riesgos de escurrimiento y de acumulación de agua en superficie

Tal como señalado al inicio de la discusión sobre la erosionabilidad del suelo, la lluvia u otra fuente natural o artificial suple el agua, pero es el perfil del suelo el que determina la cantidad de escurrimiento que se producirá. Es así, que el riesgo de escurrimiento dependerá de la expresión de aquellas propiedades del suelo que promueven una alta capacidad de infiltración (Cuadro 2.8) como son (Páez, 1992):

- el alto contenido de partículas primarias y secundarias grandes
- la abundancia de poros continuos (alta porosidad de aireación)
- la alta capacidad de percolación, ausencia de estratos impermeables
- la alta conductividad hidráulica

La humedad antecedente al influenciar la capacidad de almacenamiento (actual) del agua de lluvia en el perfil del suelo también afecta el riesgo de escurrimiento. Se debe tener en cuenta que como los macroporos dominan la infiltración y el almacenamiento de la lluvia, su volumen y estabilidad, estos podrían ser de mayor importancia que el contenido de humedad antecedente, ya que ellos se vacían rápidamente (24 horas), manteniéndose así activos en sus funciones, excepto

en suelos pobremente drenados. La humedad antecedente puede ser generalizada para un sitio dado, mediante la descripción de la condición de drenaje o del régimen de humedad del suelo (Bergsma *et al.*, 1996).

La interpretación conjunta de las tres propiedades del suelo descritas, permite una evaluación adecuada de la erosionabilidad del suelo, insistiendo en la consideración básica de que la influencia del perfil del suelo en el proceso de erosión hídrica está determinada por la disponibilidad de material erosionable y la generación de un volumen de flujo superficial del agua de lluvia.

La topografía

La topografía es uno de los factores importantes de la erosión del suelo por el agua. En las tierras planas, la denudación de los suelos causada por el este proceso de degradación es generalmente inapreciable siendo más bien el depósito de sedimentos el problema real. Los suelos de las tierras de pendientes pronunciadas son más vulnerables a la erosión que los de las tierras planas por la razón obvia de que las fuerzas erosivas del salpique, desgaste y transporte tienen un efecto de magnitud superior en las altas pendientes. Hudson (1981) señala que tales efectos puedan ser considerados a varias escalas tal como se ilustra en la Figura 2.12. Los estudios de la erosión acelerada enfocan más hacia los procesos en la microescala y a la escala de campo tal como se muestra en la Figura.

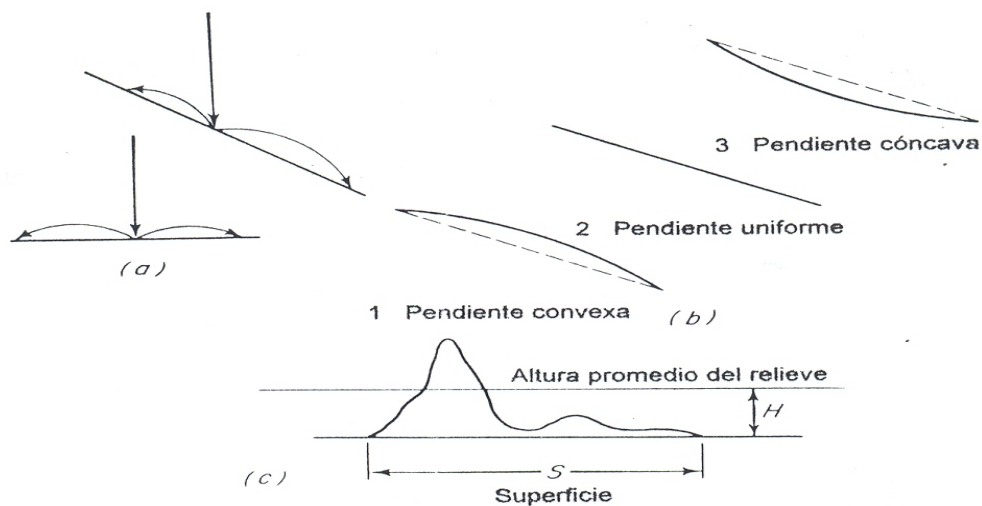


Figura 2.12 El efecto de la topografía en la erosión hídrica considerado diferentes escalas (Hudson, 1981)

(a) microescala: el movimiento neto cuesta abajo, por salpique, incrementa con la inclinación de la pendiente;

(b) escala de campo: el movimiento de suelo en una pendiente uniforme (2) es mayor que una pendiente concava (3) pero menor que en una pendiente convexa (1) Young y Mutchler (1960, citados por Hudson, 1981);

(c) macro escala: el efecto de la topografía regional fue cuantificado como H^2/S por Fournier (1962, citado por Hudson, 1981), donde H es la altura promedio del re-lieve y S la superficie del área considerada, Tal como se muestra en la ilustración.

Las dos características de la pendiente que han recibido mayor atención debido a ser los factores dominantes en cuanto a los efectos de la topografía sobre la erosión hídrica son la inclinación o gradiente, y la longitud de la pendiente. Sin embargo también la configuración, la homogeneidad de pendiente, tal como señalado en la Figura 2.13, y las características de microrelieve juegan un papel de consideración en dicho proceso.

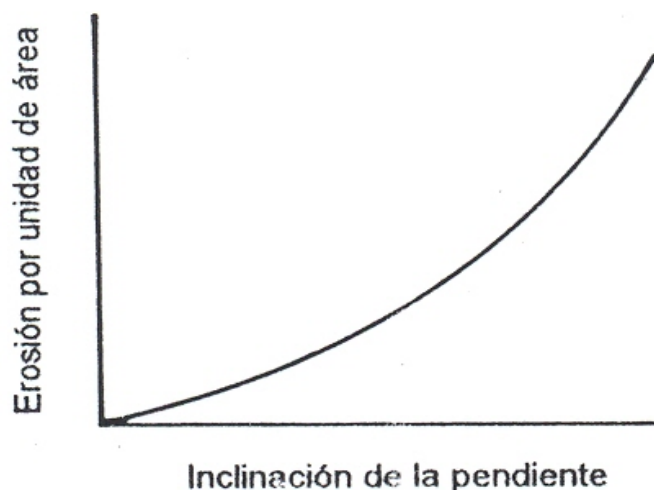


Figura 2.13 Relación entre la erosión hídrica y la inclinación de la pendiente (Hudson, 1981)

La inclinación de la pendiente, o sea la longitud del flujo ininterrumpido por unidad de caída vertical, es usualmente más importante que la longitud de la pendiente desde el punto de vista de la severidad de la erosión que se le asocia. Se ha demostrado experimentalmente que, en terrenos con pendientes superiores al 10% las pérdidas por erosión se duplican e incluso llegan a hacerse 2,5 veces mayores, al duplicarse la inclinación de la pendiente (Kohnke y Bertrand, 1959; Baver et al., 1972). La relación matemática entre la inclinación de la pendiente y la erosión hídrica es de tipo exponencial (Figura 2.13).

La inclinación de la pendiente influye de diversas maneras en la erosión hídrica. La mayor velocidad del agua de escurrimiento, propia de las pendientes más inclinadas, incrementa la cantidad de suelo desprendido de su sitio de origen y

transportado a otro lugar. A medida que el gradiente de la pendiente crece, menor cantidad de agua es retenida en la superficie del terreno ya que los surcos y depresiones existentes tienen menor capacidad (Figura 2.14)

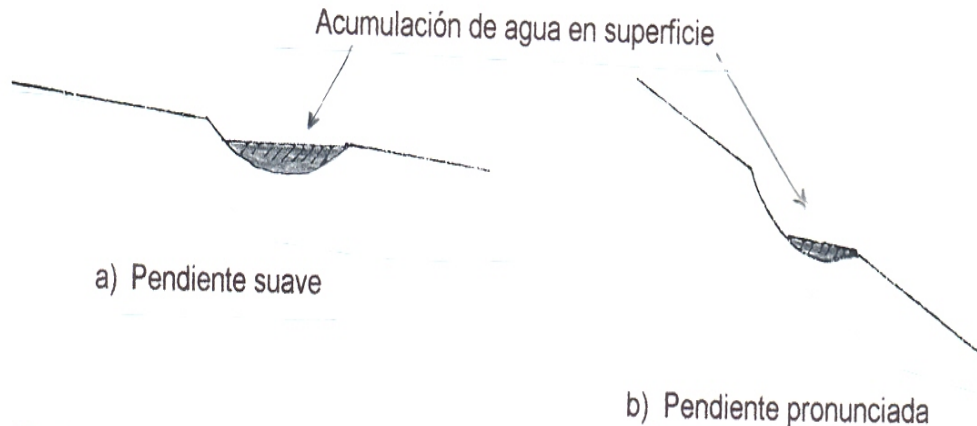


Figura 2.14 Almacenaje de agua en una depresión superficial de similar magnitud en función de la inclinación de la pendiente (Páez, 1992).

En los terrenos inclinados y sin cobertura, al no acumularse agua en superficie, tal como ocurre en los terrenos planos durante las lluvias intensas, el suelo, desnudo, recibe el impacto directo de las gotas de lluvia. Ello facilita el desprendimiento y transporte del material expuesto.

La longitud de la pendiente está representada por la longitud del flujo superficial ininterrumpido, desde donde éste se inicia hasta donde comienza el depósito de sedimento, o bien hasta donde el flujo entra en un canal bien definido (Wischmeier y Smith, 1978).

La experiencia ha demostrado que las pérdidas de suelo por erosión hídrica, por unidad de área, se incrementan 1,5 veces al duplicar la longitud de la pendiente (Konhke y Bertrand, 1959). La relación matemática entre la erosión hídrica y la longitud de la pendiente es de tipo geométrico (Figura 2.15). Tal relación planteada, entre la pérdida de suelo y la longitud de la pendiente, de acuerdo a información recabada en EE.UU, es aproximadamente igual a la raíz cuadrada de la longitud del declive ($L^{0,5}$) para los suelos en los que la velocidad del escurrimiento no es afectada por esta longitud. En los suelos que se agrietan al secarse, el escurrimiento puede disminuir al disminuir la longitud del declive. En estos suelos el valor del exponente de "L" puede acercarse a cero. En los suelos en los cuales el escurrimiento aumenta al aumentar la longitud del declive, dicho exponente será mayor de 0,5. El valor exacto de este exponente depende de las relaciones mutuas entre el suelo, el tipo de cubierta vegetal, la intensidad de las precipitaciones y la inclinación del terreno (FAO, 1967).

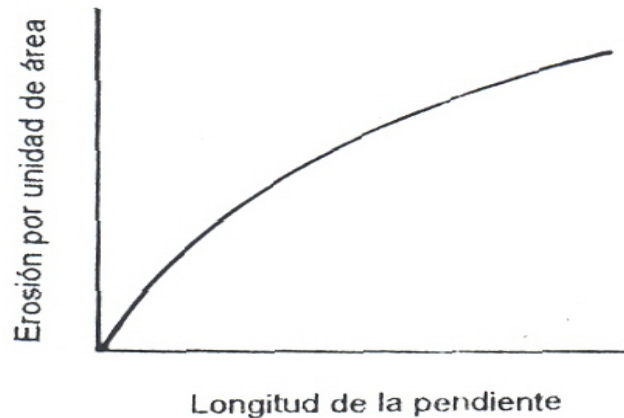


Figura 2.15 Relación entre la erosión hídrica y la longitud de la pendiente (Hudson, 1981).

La manera lógica de reducir la erosión en las pendientes largas consiste en dividir ésta en segmentos. Una forma de hacerlo es mediante la construcción de terrazas a intervalos a través del declive con el objeto de interceptar el agua de escurrimiento para llevarla a cauces cubiertos de césped, donde ésta pueda fluir sin peligro de degradación del suelo.

El uso y manejo de la tierra

La cantidad de pérdida de suelo por la erosión hídrica que puede ocurrir bajo unas condiciones dadas no solo se debe a las condiciones del suelo y de la tierra en general sino también al uso y manejo que estos reciben. Así por ejemplo un suelo puede perder por la erosión cientos de toneladas por hectárea, bajo cultivos de ciclo corto sembrados en hileras en dirección de la pendiente, mientras que el mismo suelo bajo un pastizal bien manejado sólo tendría pérdidas de algunos kilogramos por hectárea al año. La diferencia en la tasa de erosión en un mismo suelo, considerando diferentes tipos de manejo, es mucho mayor que las diferencias en erosión entre diferentes suelos sometidos al mismo manejo. De hecho, la erosionabilidad del suelo es influenciada más por el manejo que por cualquier otro factor. Las dos amplias divisiones del manejo incluyen el manejo de la tierra y el manejo del cultivo. El mejor manejo de la tierra será compatible con el más intensivo y productivo uso que pueda darse de la tierra, sin que se cause ninguna degradación (Hudson, 1981).

El manejo de la tierra comprende un conjunto de alteraciones en las características de los factores de la erosión, que pueden acelerar o disminuir la misma, incluyendo desde variaciones en las cualidades y propiedades del suelo para hacerlo más resistente o más susceptible a la erosión hasta variaciones en el microrelieve o en la porosidad del suelo que pueden acelerar o retardar el proceso. De esta manera, el sobrelaboreo y el uso continuo de cultivos limpios puede conducir a la degradación de la estructura del suelo, y por consiguiente a una mayor erosionabilidad del suelo, mientras que la aplicación de abonos o de acondicionadores sintéticos, o la incorporación de residuos vegetales puede mejorar la percolación del agua e incrementar la estabilidad estructural, disminuyendo la separabilidad y transportabilidad del suelo y el riesgo de escurrimiento (Páez, 1992).

Con relación al uso y manejo de la tierra en general y al manejo de cultivos en particular, la cobertura del suelo desempeña el papel de resistencia en el proceso de erosión, pudiendo retardar dichos procesos en una proporción de 10.000 veces por lo cual representa el factor de mayor importancia en el control de la erosión (Páez, 1992). La Figura 2.16 destaca la importancia de la cobertura del suelo. Con respecto a la misma, Bergsma et al. (1996) señalan que hay definiciones que ponen énfasis (i) en los aspectos vegetativos, otras (ii) en la protección ejercida por las plantas cultivadas, y otras (iii) en la cobertura del suelo por cualquier material.

Particularmente, la vegetación, en general, protege el suelo contra la erosión de varias maneras (Wiersum, 1985, citado por Bergsma et al., 1996):

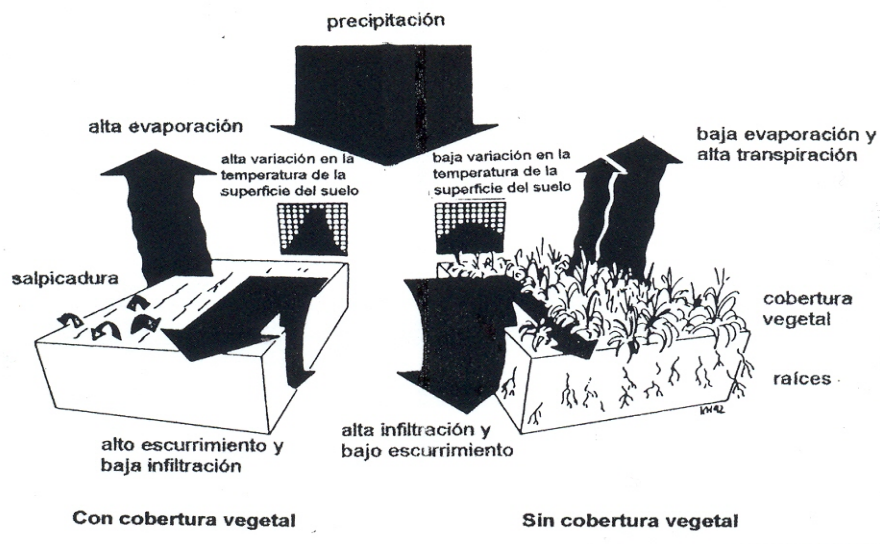


Figura 2.16 Importancia de la cobertura del suelo (Bergsma et al., 1996).

- La interceptación disminuye el volumen de la precipitación que llega a la superficie del suelo (Figura 2.17a); y también altera la distribución espacial de la lluvia a través del agua que escurre por los tallos y la que se concentra en ciertos puntos de las plantas que luego produce goteo (Figura 2.17b).
- La interceptación disipa el poder erosivo de la precipitación. Sin embargo, cuando la altura de caída por goteo (Figura 2.17b) es suficientemente elevada, y el tamaño de la gota es grande, el poder erosivo del goteo puede superar al de la lluvia original.
- La vegetación rastrera y la hojarasca protegen el suelo contra las fuerzas del salpique y del flujo superficial. También en este sentido, es importante destacar la protección que este tipo de cobertura ejerce sobre la porosidad del suelo superficial, que en consecuencia mantiene la tasa de infiltración.
- La descomposición de la hojarasca y restos vegetales incrementa el contenido de humus en el suelo superficial, creando condiciones óptimas para la permeabilidad al agua e incrementando la estabilidad de agregados. Al describir la cobertura del suelo, debe establecerse diferencias y describirse por separado la cobertura vegetal cercana a la superficie del suelo, denominada cobertura basal, y la cobertura foliar o del dosel; cuyas funciones y efectos son diferentes, tal como discutido en el párrafo precedente.

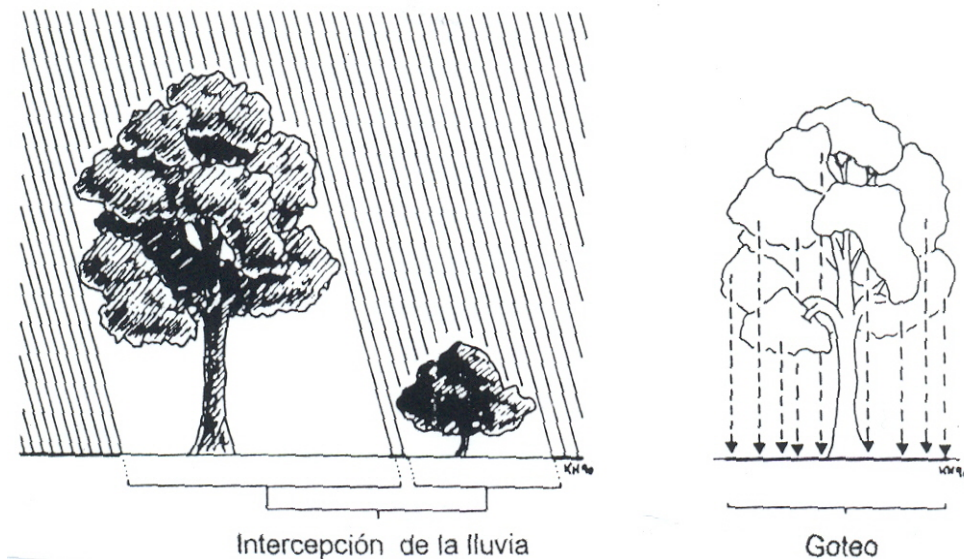


Figura 2.17 Efectos de interceptación de la lluvia y goteo ejercidos por la vegetación arborea (Bergsma et al., 1996).

La distribución de la cobertura basal, con relación al suelo desnudo, difiere al comparar las tierras de cultivo y los bosques. En las tierras cultivadas, el suelo desnudo y bajo cubierta vegetal están casi uniformemente distribuidos, mientras que en el bosque esta distribución es desuniforme, con la ocurrencia de manchas de suelo desnudo casi siempre rodeadas de la hojarasca. En tales condiciones de las áreas boscosas, cerca del 30% de los manchones de suelo desnudo se conectan a los "senderos de erosión" por lo cual el efecto protector de la hojarasca se ve fuertemente disminuido (Dissmeyer y Foster, 1985). En el caso de la vegetación arbórea la cobertura basal representa el factor protector del suelo de mayor importancia, y el mantenimiento de una buena capa de hojarasca es asegurada por la capacidad de producción del dosel de los árboles. En los bosques, la común ocurrencia de un manto de raíces finas provee una eficiente cobertura al suelo, cuya protección puede mantenerse activa por varios años, después de que los árboles han sido removidos (Dissmeyer y Foster, 1985).

En los cultivos sembrados en hileras, el espaciamiento entre éstas es la parte dominante del efecto de la cobertura. En este caso, la densidad de la cobertura puede ser afectada por el espaciamiento tanto entre las hileras como dentro de ellas. Para el mismo número de plantas por hectáreas ciertas dimensiones son óptimas para reducir la pérdida de suelo y para producir un hidrograma homogéneo (Bhardwaj et al., 1985).

La cuantificación de la cobertura puede expresarse como un porcentaje del área, determinada por la proyección vertical del cubrimiento sobre la superficie del suelo. La relación establecida entre la erosión relativa y la cobertura es fuertemente parabólica, lo cual significa que pequeñas proporciones de cubrimiento tienen un efecto relativamente grande. Por ejemplo, un 25% de cobertura a ras del suelo, sin contar con cobertura de dosel (0%), daría una reducción en la erosión de alrededor del 50% (Figura 2.18).

Las dos amplias divisiones del manejo, como factor que afecta a la erosión hídrica: **manejo de la tierra y manejo del cultivo** (Hudson, 1981) corresponden en ese orden, muy aproximadamente con las dos clases de control de erosión establecidas: las **medidas de protección mecánicas** las cuales se asocian con el movimiento de tierra y conformación de la misma y que están más asociadas al control de la escorrentía, y las denominadas **medidas biológicas**. Un ejemplo que ilustra como las medidas de protección mecánica están estrechamente vinculadas con la selección del uso de la tierra, ésta en el hecho de que bajo ciertas condiciones (v.g. inclinación (7-10%) y longitud de la pendiente) de la tierra, cuando se establecen cultivos en hilera, puede requerir, entre las alternativas posibles de conservación, de terrazas de base ancha con canales de drenaje. Mientras que bajo forraje, estas medidas de protección no serían requeridas. En los sistemas de clasificación de las tierras por capacidad de uso, la vinculación entre el uso de la tierra y las medidas de protección mecánicas es evidente; así para una clase de tierra, en particular, se tienen las recomendaciones de sistemas de cultivos y el tipo y grado de protección requerida (Hudson, 1981). La cobertura del suelo y su distribución, tanto en el tiempo como en el espacio, es elemento clave en las tierras agrícolas, y además una parte esencial en la mayoría de los programas de conservación de suelos. Cuando de ello se trata, las

3.1.2.5 Efectos de la erosión hídrica

Los efectos de la erosión del suelo, sus impactos actuales y potenciales en la calidad, productividad del suelo y en el ambiente son complejos y gobernados por una serie de factores interactuantes. Los efectos de la erosión hídrica pueden expresarse *in situ* o a distancia del sitio de origen.

Los efectos *in situ* con aquellos que se expresan en el sitio donde la erosión ocurre, e incluyen dos consecuencias primarias de la erosión acelerada (Lal, 1998b): (i) efectos, a corto plazo, inmediatos o directos, sobre el desarrollo de las plantas, tales como el desarraigo de semillas y plantas y la pérdida de agua y fertilizantes en el escurrimiento y en los sedimentos; y (ii) efectos a largo plazo, potenciales o indirectos, debido a los cambios adversos en la calidad del suelo (Figura 2.19). Los cambios inmediatos o directos usualmente involucran daños al cultivo en contacto con la superficie del suelo. Los efectos a largo plazo implican cambios en la calidad del suelo que impactan el desarrollo y la productividad de los cultivos futuros. Efectos adversos *in situ* sobre la calidad del suelo incluye: (i) disminución en la profundidad efectiva de enraizamiento (ii) reducción en la capacidad de almacenamiento de agua disponible para las plantas (iii) decrecimiento en el contenido de carbono orgánico del suelo, y (iv) exposición del subsuelo, relativamente infertil, con propiedades físicas desfavorables (Lal, 1998b).

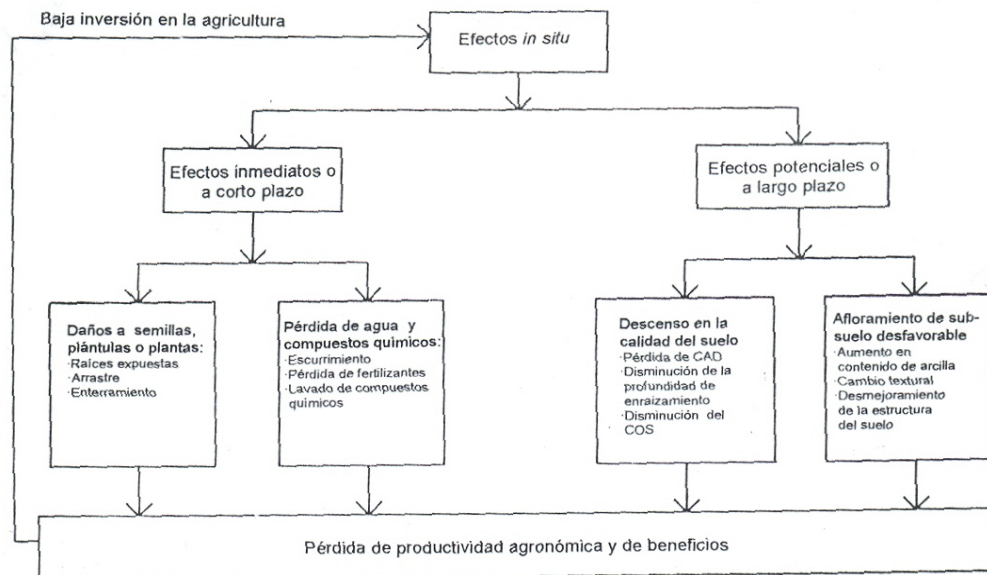


Figura 2.19 Tipos de efectos *in situ* de la erosión hídrica que afectan la calidad y la productividad del suelo (Lal, 1998b). CAD: capacidad de almacenamiento de agua disponible, COS: carbono orgánico del suelo.

Los efectos a distancia son aquellos que ocurren cuando el escurrimiento y los sedimentos de un campo, cuenca o cauce entran en otro diferente del sitio de origen. Los efectos a distancia son complejos e involucran al menos tres categorías (Lal, 1998b): (i) daños al desarrollo de cultivos tanto actual como futuro, (ii) cambios adversos en el ambiente y (iii) daños a estructuras civiles e industrias (Figura 2.20). Los efectos a distancia sobre plantas y cultivos en desarrollo pueden ser debidos a inundaciones y al depósito de sedimentos. Debido a los cambios a largo plazo en la calidad del suelo, puede alterarse la productividad del suelo, cambios que puedan ser positivos o negativos.

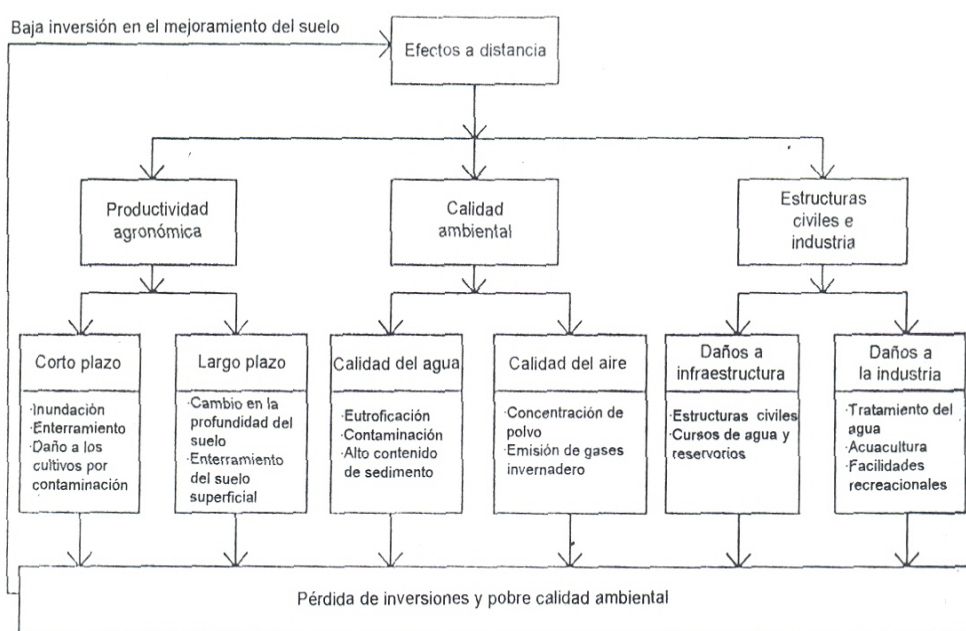


Figura 2.20 Efectos a distancia de la erosión hídrica que afectan la productividad agronómica, la calidad ambiental y las obras de ingeniería y la industria (Lal, 1998b).

Lal (1998b) comenta que la relativa magnitud de los efectos *in situ* versus efectos a distancia de la erosión del suelo, a diferentes escalas (v.g. local, regional y global), se ha convertido en un tópico de discusión, lo cual ha dado lugar a dos corrientes de opinión: (i) una afirma que los efectos *in situ* tienen consecuencias de magnitud reducida y que los principales efectos adversos de la erosión acelerada son los efectos a distancia (Crosson, 1998). Los que respaldan esta posición argumentan que los efectos *in situ* son fácilmente compensados mediante opciones del manejo del suelo y del cultivo y por la aplicación de insumos adicionales. (ii) La segunda

corriente de opinión argumenta que los efectos *in situ* de la erosión acelerada son extremadamente severos y de un principal concernimiento económico a todas las escalas (Brown, 1995; Pimmentel et al., 1995; citados por Lal, 1998b). La severidad de los efectos adversos *in situ* es atribuida a la escasez global de tierra arable de primera clase, al uso de recursos de suelo marginales, a condiciones climáticas adversas, y a la no disponibilidad o carencia de poder de adquisición de los insumos esenciales necesarios. Para la resolución de este debate, Lal (1998b) señala la necesidad e importancia del desarrollo de políticas bien organizadas, orientadas al manejo sostenible de los recursos de suelos y aguas.

El efecto enmascarador ejercido por la tecnología agrícola mejorada

Una de las razones de la controversia entre la magnitud de los efectos *in situ* versus efectos a distancia es el efecto enmascarador ejercido por la tecnología agrícola mejorada sobre el rendimiento de los cultivos. Los rendimientos de los cultivos se mantienen con tendencia al incremento al nivel mundial, particularmente en la agricultura desarrollada, a pesar de la creciente severidad de la erosión del suelo. El incremento en el rendimiento de los cultivos es debido al amplio uso de genotipos mejorados, métodos de labranza, fertilizantes, sistemas de manejo del agua, medidas de control implementadas en el pasado, y técnicas de cosecha. Consecuentemente, los efectos adversos de la erosión del suelo y la disminución de la calidad del suelo son parcialmente compensados por el uso de tecnologías de alto rendimiento. Sin embargo, las ganancias en productividad podrían ser mucho mayores en ausencia o a niveles leves de erosión, en lugar de los niveles severos que en realidad acontecen. La magnitud de los efectos que enmascaran la erosión generalmente se hacen mayores con el incremento en el uso de insumos y de nuevas tecnologías y depende de varios factores (Cuadro 2.11). Los efectos más drásticos de la erosión en el rendimiento de los cultivos es debido a la pérdida de la fertilidad, a la pérdida de agua, al decrecimiento de la profundidad de enraizamiento y a la reducción en la capacidad de almacenamiento de agua disponible. La importancia, en cuanto al efecto enmascarador asociado, es generalmente en el siguiente orden: fertilizantes y abonos orgánicos \geq riego y manejo del agua $>$ métodos de labranza y manejo de residuos $>$ variedades de cultivos $>$ medidas de control de plagas (Lal, 1998b).

La adopción de medidas efectivas de conservación para el control de la erosión, aun cuando no causan incrementos en el rendimiento de los cultivos, generan varios beneficios indirectos, tales como (i) menor demanda de fertilizantes (ii) ahorro en agua para riego (iii) disminución en la frecuencia e intensidad de la labranza (iv) ahorro en el uso de semilla (v) ahorro en tierra que puede ser usada para otros propósitos, tal como reserva de vida silvestre, amortiguación ambiental, etc. (Lal, 1998b).

Cuadro 2.11 Factores que afectan la magnitud del efecto de enmascaramiento por la tecnología mejorada (Lal, 1998b).

Parámetro	Tecnología que genera efectos que enmascaran la erosión
Escasa profundidad del suelo superficial.	Uso de fertilizantes, riego, cultivos de enraizamiento profundo.
Estratificación de la materia orgánica del suelo y de los nutrientes.	Abonamiento orgánico, uso de fertilizantes, colocación de enmiendas a profundidad en la capa de suelo superficial.
Compactación, encostramiento y desmejoramiento estructural del suelo.	Subsolado, uso de arado de cincel en la labranza, uso de acondicionadores y enmiendas.
Suelos propensos a secarse en condiciones de aridez.	Riego, cosecha de agua, conservación del agua <i>in situ</i> , cultivares de ciclo corto y de enraizamiento profundo.
Inundación	Drenaje superficial y subsuperficial.
Variabilidad del suelo	Manejo específico del sitio, efectos compensatorios de los sitios de depósito de sedimentos.

3.1.2.6 La tolerancia del suelo a la erosión

La tolerancia del suelo a la erosión se define como la máxima tasa anual de erosión que puede admitirse para lograr el mantenimiento de la capacidad productiva del suelo en forma sostenida, para un nivel tecnológico establecido (Páez, 1992).

La erosión se inicia, generalmente, como un proceso lento y a menudo desapercibido hasta que alcanza intensidades destructivas; hecho que constituye un argumento de peso para usar los valores de tolerancia a la pérdida de suelo en la planificación del uso de la tierra.

Los valores de tolerancia del suelo a la erosión pueden ser determinados en relación a la pérdida de material del perfil del suelo que afecta el rendimiento de los cultivos, o pueden ser determinadas en relación a la producción de sedimentos que afecta la calidad del agua o la acumulación de sedimentos en los embalses.

Los valores de la tolerancia han sido basados en las tasas de renovación del suelo; éstas conciernen, sin embargo, a la renovación del suelo superficial no a la renovación del *solum* (Bergsma et al., 1996). Bajo esta consideración, los valores de

tolerancia a la pérdida de suelo pueden ser muy altos. Particularmente los límites superiores son considerados demasiado altos para los suelos tropicales frágiles, con bajos niveles de fertilidad.

Los valores de tolerancia del suelo a la erosión usualmente son arbitrariamente determinados, tomando en consideración profundidad del suelo (Cuadro 2.12), propiedades físicas y otras características que afectan el desarrollo de raíces, problemas asociados al depósito de sedimentos, reducción en contenido de materia orgánica y de fitonutrientes. Concepto que contrasta con aquel de los valores de la tolerancia basados en las tasas de renovación del suelo, niveles de manejo de fertilizantes y mejoramiento de variedades de plantas (Pierce, 1983, citado por Bergsma et al., 1996).

Cuadro 2.12 Valores de tolerancia a la pérdida de suelo por la erosión, de acuerdo a la profundidad efectiva del suelo (Manning, 1981)

Profundidad efectiva (cm)	Tolerancia a la pérdida de suelo (Mg/ha.año)
≤ 25	≤ 4
25-50	4-8
50-100	8-12
100-150	12-16
150-200	16-20
> 200	20-24

La disponibilidad de información acerca de la tolerancia del suelo a la erosión es deficiente, razón por la cual se recurre a los artificios mencionados, tal situación es especialmente crítica para la mayoría de los suelos frágiles en ambientes severos y en aquellos ecológicamente frágiles. La referencia ampliamente usada de 11,2 Mg ha⁻¹ año⁻¹ representa un valor demasiado alto, especialmente para muchos de los suelos ampliamente usados, pero de escaso espesor, de los trópicos y subtrópicos. Lal (1998b) cita sus experiencias con suelos Alfisoles de poco espesor, con capas restrictivas para el desarrollo de raíces a los 20 a 30 cm de profundidad, para los cuales la tolerancia a la erosión fue tan baja como 1 Mg ha⁻¹ año⁻¹. En contraste con tal situación, las tolerancias a la pérdida de suelo para suelos fértiles y profundos (v.g. suelos derivados de loess, aluviones o cenizas volcánicas) pueden ser aun mayores de 11,2 Mg ha⁻¹ año⁻¹. La magnitud de la tolerancia a la pérdida de suelo depende de numerosos factores interactuantes (Figura 2.21). Entre los de mayor importancia se tiene (Lal, 1998b): (i) la tasa de formación del suelo, (ii) la tasa de erosión del suelo (iii) los efectos agronómicos *in situ* y a distancia (iv) el impacto económico de los efectos a distancia (v) los efectos ambientales en la calidad del agua y del aire y los efectos invernadero. Lal (1998b) señala que información cuantitativa y creíble de la tolerancia del suelo a la erosión es virtualmente inexistente para cualquier suelo y ambiente.

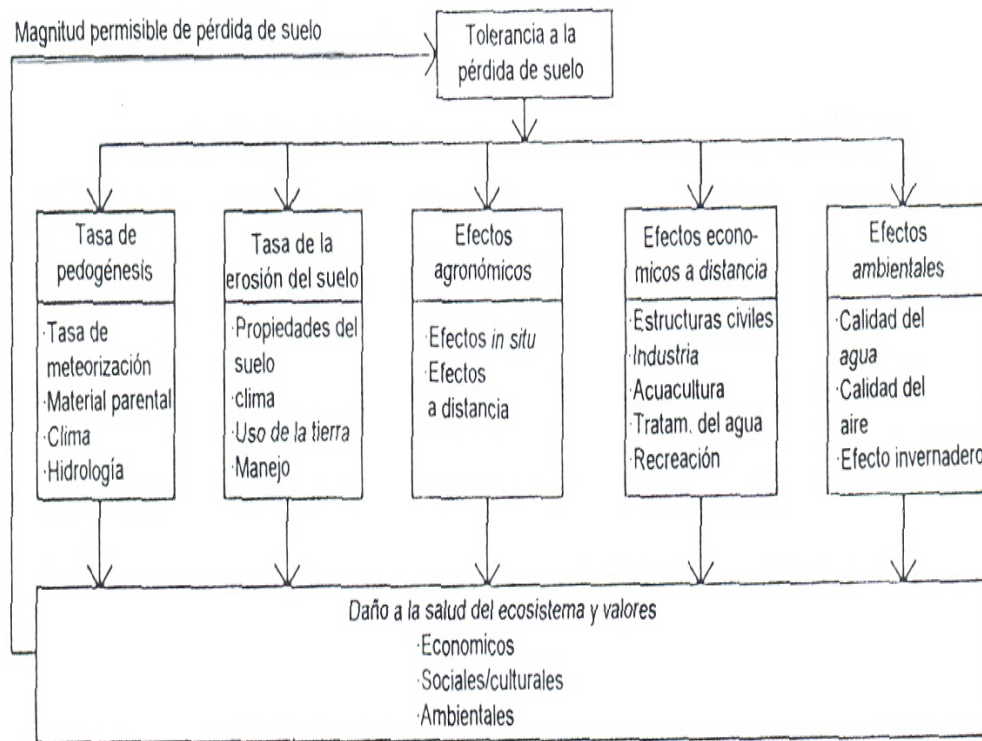


Figura 2.21 Factores que afectan la tolerancia del suelo a la pérdida de suelo por la erosión (Lal, 1998b).

3.1.2.7 Principios para el control de la erosión hídrica

La tecnología de la conservación de suelos puede emplear métodos vegetativos o mecánicos o una combinación de ambos (Figura 2.22), de lo cual resulta un sin número de posibilidades para el control de la erosión hídrica. Sin embargo, no todo tipo de práctica es aplicable en todas las regiones del mundo. Lo que sí puede plantearse en términos generales son tres principios básicos efectivos dondequiera que se manifiesten problemas causados por la erosión hídrica, tales principios pueden ser llevados a acciones, básicamente orientadas a (Troeh et al., 1980): reducir el impacto de las gotas de lluvia sobre el suelo; (ii) reducir el volumen y velocidad de la escorrentía; (iii) incrementar la resistencia del suelo a la erosión

Cualquier práctica de manejo del suelo que se diseñe considerando uno o más de estos principios, de acuerdo a los requerimientos actuales y/o potenciales del caso que se trate, ayudará de manera efectiva en el control de la erosión hídrica.

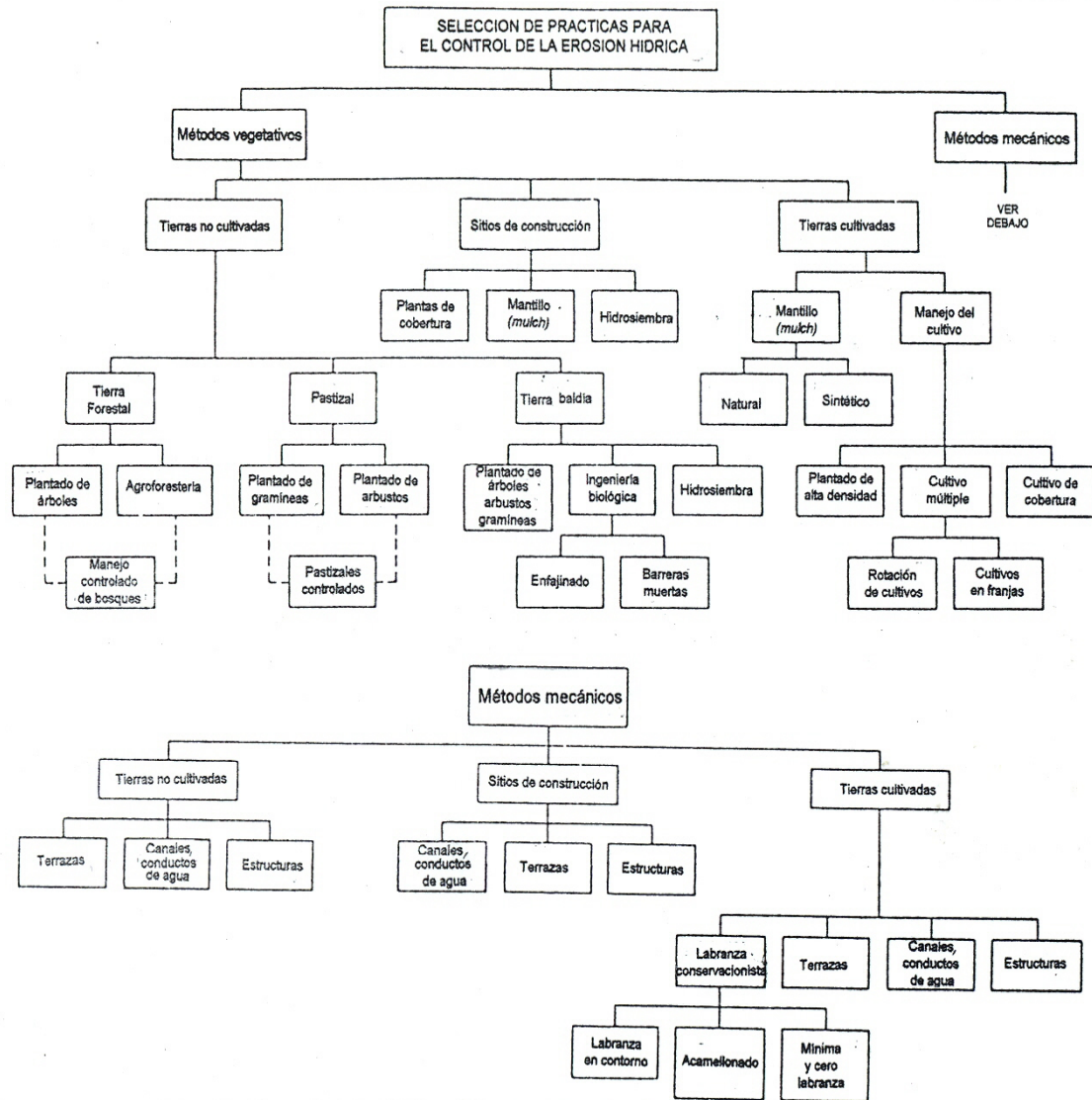


Figura 2.22 Prácticas para el control de la erosión (El-Swaify et al., 1982).

3.1.3 Otras formas de degradación, cuya expresión es inducida por la erosión

3.1.3.1 Exposición de materiales plintíticos en/o cerca de la superficie del suelo

El término plintita (del griego *plinthos*, que significa ladrillo) fue introducido al comienzo de los años 1960 como un sustituto del término laterita y como descriptivo de una característica diagnóstica en el suelo. Una descripción del término se presenta en la *Soil Taxonomy* (USDA-SCS, 1975), aun cuando no se cuenta con una definición estricta del mismo. Eswaran et al. (1990, basados en Daniels et al., 1978) presentan la siguiente descripción con relación al término: Plintita es un material diferenciado del suelo con menos de 25% (en volumen) de estructura de roca, y el cual es resultado de la acumulación absoluta de hierro. Dicho material es firme a muy firme cuando húmedo y duro o muy duro cuando seco. Ocurre como moteado de color rojo oscuro usualmente dispuesto en un patrón poligonal o reticulado. El centro del material plintítico puede ser duro o frágil, pero es fácilmente comprimido con los dedos, y mancha al tacto. Al secarse, la plintita se endurece irreversiblemente a petroplintita.

La petroplintita puede ser el resultado del endurecimiento de la plintita o puede formarse directamente en el suelo. La petroplintita es un material nodular o pisolítico con una dura corteza de goetita y/o hematita densamente cristalizada, encerrando material de suelo enriquecido en hierro. Algunas veces, nódulos adyacentes pueden unirse o cementarse, de aquí que la petroplintita frecuentemente ocurra en el suelo suelta o como grava ligeramente cementada.

Otra forma de acumulación de hierro la constituye el denominado contacto petroférico, definido como un límite entre el suelo y una capa continua de material endurecido en el cual el hierro es un importante cementante y la materia orgánica es ausente, o se presenta solamente en trazas. La capa endurecida debe ser continua dentro de los límites de un pedón, pero puede ser fracturada, si el promedio de la distancia lateral entre fracturas es menor de 10 cm (USDA-SCS, 1975). Para ampliar acerca de definiciones y procesos responsables de la formación de material plintítico en el suelo se recomienda consultar a Eswaran et al. (1990).

La formación de plintita, petroplintita o de contacto petroférico es considerada como un proceso de degradación natural del suelo (Eswaran et al., 1990). Se considera un proceso de degradación por el hecho de que su presencia disminuye la calidad del suelo para la agricultura y para el uso con propósitos ingenieriles. Su presencia reduce el volumen efectivo de suelo disponible para el almacenamiento de humedad y nutrientes. Tales formaciones, particularmente las formas endurecidas, son obstáculos para la penetración de raíces. En caso de presencia de plintita, puede ocurrir estancamiento de agua sobre el estrato afectado, por lo que el uso potencial del suelo se ve restringido a cultivos, tal como el arroz, que requieran de condiciones de saturación. La plintita, por sí misma, establece pocas limitaciones al uso agrícola del suelo afectado. Sin embargo, la erosión acelerada es capaz de situar el material

plintítico cercano a la superficie del suelo o, aun más, exponerlo a las condiciones atmosféricas, lo cual da inicio al proceso de endurecimiento y cementación.

Debido a las presiones del incremento poblacional, estos suelos son sometidos al cultivo de manera creciente, que puede generar tasas de erosión en el orden de 50 a 100 Mg ha⁻¹ año⁻¹. En muchas áreas donde el material petroférico es expuesto, debido a que este se endurece como el concreto, el suelo no puede ser cultivado y es entonces abandonado, lo cual es causa de mayor erosión y pérdida de suelo.

Las soluciones a estos problemas de degradación del suelo no son fáciles. El primer paso es la realización de levantamientos de suelo para demarcar las áreas con plintita y aquellas donde ya se manifiestan problemas de degradación. Los suelos con plintita deben ser cuidadosamente manejados para reducir la pérdida de suelo.

Las medidas de rehabilitación requieren de inversiones considerables. Una práctica comúnmente aplicada consiste en excavar hoyos en la coraza para plantar árboles. La revegetación de tales tierras es un proceso lento y requiere de mucho tiempo, pero es la única opción para el uso de estas tierras. Los suelos con plintita no pueden ser usados intensivamente por varias generaciones, llegándose al punto de que la reforestación sea la única solución al problema. La presencia de tierras baldías debe servir como un alerta de las repercusiones a largo plazo de mal manejo de los suelos plintíticos.

Eswaran et al. (1990) señalan que en los trópicos húmedos, tal como en Malasia, suelos petroplintíticos han sido usados exitosamente para el cultivo de caucho y palma de aceite. Sin embargo, los rendimientos son cerca del 50% menores que en otros suelos y, además, el período de madurez para la cosecha es cerca de dos a cuatro años más largo en estos suelos petroplintíticos. Dadas las presiones poblacionales y socioeconómicas, el desarrollo de tecnologías que permitan la utilización de estos suelos para la agricultura sostenible constituye un reto.

3.1.3.2 Afloramientos de estratos endurecidos en suelos volcánicos

Los suelos volcánicos ocupan cerca de la cuarta parte de muchos de los países andinos de América del Sur, de América Central y de México. Son suelos fértiles que han sido, desde épocas remotas, cultivados con gran provecho. Sin embargo, algunos de estos suelos presentan horizontes endurecidos, que la erosión antrópica ha hecho aflorar, dejando expuestas superficies estériles (Zebrowski et al., 1997).

La extensión de las zonas degradadas, que se localizan mayormente en los piedemontes de los volcanes, en regiones muy pobladas, en suelos que han estado sometidos a prácticas de cultivo inapropiadas, plantea un grave problema de aprovechamiento de los suelos. Tan solo en México, donde los campesinos utilizan la palabra *tepetates* para nombrar los suelos volcánicos endurecidos (Servenay et al., 1998), se ha reportado que los mismos cubren una superficie de 30.700 km², siendo fuertemente afectados por la erosión, situación que agrava el problema. Para la mayor parte de los agricultores de escasos recursos económicos, la incorporación de los suelos volcánicos endurecidos a la agricultura es una necesidad, a fin de aumentar la superficie agrícola de sus explotaciones (Zebrowski y Vicuña, 1997).

El origen y la genesis de los suelos volcánicos endurecidos han sido ampliamente estudiados y se sabe, que los materiales originales, con pocas excepciones, son producto de caídas piroclásticas más o menos consolidadas en el momento de su depósito (Zebrowski et al., 1997). La dureza del horizonte es mayor o menor según el grado de alteración del material. El endurecimiento puede ser eventualmente reforzado por procesos edafológicos secundarios (acumulación de arcilla, de hierro, de sílice, y de caliza en las regiones más secas).

Los horizontes endurecidos presentan una estructura maciza y una microporosidad tan baja (< 5%), que impiden la penetración del agua y el desarrollo de las plantas. Se hace indispensable, entonces, la roturación y preparación de una cama adecuada para las semillas, al inicio de la incorporación de estas tierras a la agricultura. A pesar de esta condición física limitante algunas otras propiedades físico-químicas resultan favorables al uso agrícola (15 a 50% de arcilla, 35 a 70% de arcilla + limo fino, capacidad de intercambio catiónico > 15 cmol kg⁻¹, alto contenido de Ca, Mg y K intercambiable). Por el contrario, el contenido de materia orgánica es bajo, así como el nitrógeno y el fósforo asimilable. Razón por la cual estos suelos tienen una buena respuesta a las aplicaciones de estos elementos, así como a la incorporación de abonos orgánicos (Ferrera-Cerrato et al., 1997).

La roturación de los horizontes endurecidos se realiza manualmente (con picos) o mecánicamente (subsulado). Luego los bloques son pulverizados o fracturados, hasta que alcanzan un tamaño lo suficientemente pequeño como para permitir la germinación y desarrollo de las plantas (Zebrowski et al., 1997)

Numerosos estudios realizados (Navarro y Flores, 1997; Trujillo y Arias, 1997) señalan que la productividad del *tepetate* en el medio campesino es igual o inclusive superior, a la obtenida en suelos agrícolas normales, a partir del tercer año de incorporación a la agricultura. Sin embargo, los costos de las operaciones de rehabilitación son altos (Zebrowski y Sánchez, 1997): así, se requiere de inversiones entre los 350 y 550 US\$/ha, considerando solamente el subsuelo, y alcanzan entre los 1600-2200 US\$/ha con la realización de terrazas a nivel. En el caso de terrazas de formación progresiva los costos alcanzan de 800-1000 US\$/ha. Dado que el empleo de métodos mecanizados, para la rehabilitación de los suelos volcánicos endurecidos es costoso, su difusión y adopción por los agricultores de escasos recursos solo ha sido posible en el caso de programas gubernamentales de asistencia, cuyo papel ha sido decisivo en países como México, donde su aplicación ha dado resultados positivos.

3.2 Degradación física del suelo

La degradación física se refiere a todos aquellos procesos que resultan en cambios adversos que puedan afectar las condiciones y propiedades físicas de los suelos. Casi todos los procesos causantes de degradación física están muy relacionados entre sí y conllevan a una reducción de la porosidad, y en consecuencia

a un deterioro de las relaciones aire-agua en el suelo. Los principales procesos de degradación física del suelo se discuten a continuación.

3.2.1 Compactación del suelo

La compactación del suelo puede ser definida como la compresión de una masa de suelo a un volumen más pequeño. En este proceso, cambios en las propiedades de la densidad son acompañados por cambios en las propiedades estructurales, en la conductividad térmica e hidráulica y en las características de la transferencia de gases en el suelo. Estos a su vez afectan balances químicos y biológicos. En pocas palabras, el ambiente del suelo es alterado de tal manera que todos los procesos del suelo son afectados en mayor o menor extensión, dependiendo del grado de compactación (Raghavan et al., 1990).

La compactación inducida por actividades antrópicas ha incrementado dramáticamente durante las últimas décadas (Håkansson y Voorhees, 1998), siendo el tráfico de maquinaria en la agricultura mecanizada la más importante causa de compactación, sin menospreciar el sobrepastoreo de las tierras dedicadas a la cría de ganado.

3.2.1.1 Métodos de evaluación

La compactación altera propiedades del suelo tales como volumen y distribución del tamaño de poros, continuidad de macroporos y la resistencia mecánica del suelo. Estas propiedades tienen una importante influencia en la elongación de las raíces de las plantas, y en el almacenamiento y movimiento del agua, aire y calor en el suelo.

La resistencia a la penetración (RP) es la capacidad del suelo, en su estado confinado, de resistir la penetración de un objeto rígido. La forma y tamaño del objeto penetrante debe ser definida. Cualquier instrumento diseñado para medir resistencia a la penetración es denominado penetrómetro. La RP es expresada en unidades de presión, típicamente megapascuales (MPa, 10 bares). La RP depende marcadamente del contenido de humedad del suelo, el cual debe ser especificado al reportar este tipo de datos.

La determinación de la RP a capacidad de campo es una estrategia de gran utilidad para la evaluación de limitaciones al desarrollo del sistema de raíces de las plantas. Sin embargo un penetrómetro tiene que ejercer mayor presión que la punta de una raíz al penetrar el suelo. Esto se explica, ya que un penetrómetro, a diferencia de una raíz, no puede desviarse de su línea directa de avance cuando se encuentra un agregado resistente en su camino. A manera de ejemplo Ehlers (1983, citado por Arshad et al., 1998) encontró que mientras el crecimiento de raíces fue severamente limitado a una presión, medida con penetrómetro, de 3,6 MPa en un suelo bajo labranza convencional, el límite correspondiente en un suelo no labrado fue más alto, cerca de 5 MPa. En el suelo no labrado, las raíces evadieron las barreras resistentes

a la penetración usando canales continuos dejados por las lombrices de tierra (v.g. *Lumbricus* o *Aporrectodea* sp.) y por raíces ya descompuestas, los cuales no fueron preservados en el suelo sometido a labranza.

Para orientación general, en el Cuadro 2.13 se presenta una gama de valores de RP con relación a la restricción al desarrollo de raíces. Las clases en este cuadro corresponden a la presión ejercida para empujar el tope plano de una barra cilíndrica con un diámetro de 6,4 mm a una distancia de 6,4 mm en el suelo, en un tiempo de aproximadamente 1 s (Bradford, 1986, citado por Arshad et al., 1998). Una significativa restricción del desarrollo de las raíces para una cantidad de importantes cultivos anuales se encuentra alrededor de 2 MPa. Por debajo de 1 MPa, se puede asumir que las restricciones para las raíces son pequeñas (Arshad et al., 1998).

Cuadro 2.13 Clases de resistencia a la penetración (Adaptado del Soil Survey Staff, 1993, por Arshad et al., 1998).

Clases	Resistencia a la penetración (MPa)
Extremadamente baja	< 0,01
Muy baja	0,01 - 0,1
Baja	0,1 - 1
Moderada	1 - 2
Alta	2 - 4
Muy alta	4 - 8
Extremadamente alta	>8

La densidad aparente es una de las propiedades del suelo cuya medida ha sido la más comúnmente usada en la evaluación de la compactación del suelo. Condiciones óptimas para el desarrollo de cultivos han sido obtenidas a ciertos valores de densidad aparente, resultando ambos: los más altos y los más bajos valores de densidad aparente, en reducción del rendimiento de los cultivos. Sin embargo, siempre es importante tener en cuenta que los valores óptimos de densidad aparente pueden variar considerablemente de un suelo a otro, dependiendo de su composición textural (Figura 2.23), y también los límites críticos pueden variar dentro de grupos de suelos con textura similar pero de variados orígenes (Håkansson y Voorhees, 1998).

Para alcanzar una medida más universal de condiciones óptimas y críticas de la compactación se han realizado esfuerzos para relacionar la densidad aparente de un suelo a algunos valores de referencia del mismo suelo, y con ese propósito varias pruebas de referencia han sido usadas. Así Håkansson (1990, citado por Håkansson y Voorhees, 1998), basándose en una prueba de laboratorio uniaxial estandarizada con una carga de 200 kPa define el **grado de compactibilidad** (D) de una capa de suelo con su densidad de campo, como un porcentaje de su densidad aparente de referencia, tal como obtenida en la prueba de laboratorio. El citado autor demostró

que el valor D óptimo para la cebada, en una amplia variedad de suelos, fue virtualmente independiente de la textura de los mismos. Sin embargo, señala que dicho valor puede variar levemente con otros factores tales como clima y cultivo.

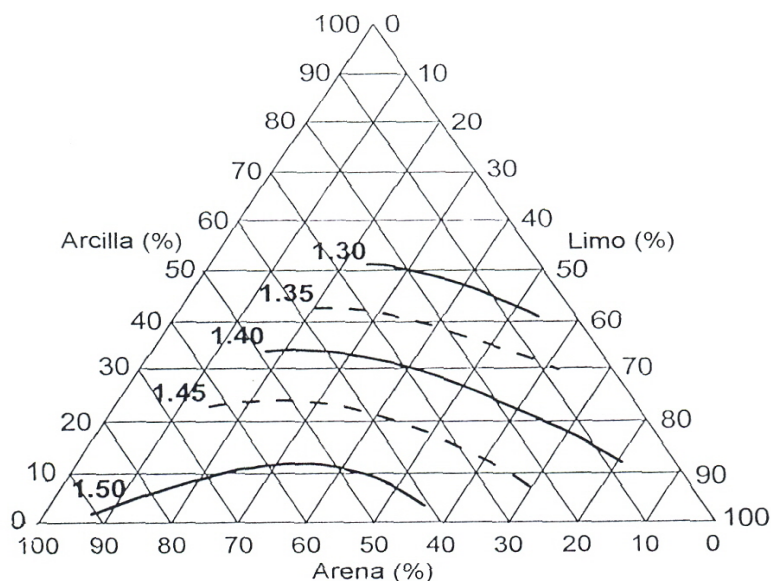


Figura 2.23 Límite superior del rango óptimo de densidad aparente en seco (Mg m^{-3}) en la capa arable como una función de la composición textural del suelo (Håkansson y Voorhees, 1998, basados en Petelkan, 1984).

Los efectos del grado de compactibilidad y tensión mátrica del agua en el suelo en los factores comúnmente identificados como los más limitantes del desarrollo de los cultivos se ilustra en la Figura 2.24. En situaciones representadas por el área en blanco, el estado de compactibilidad del suelo no limitará seriamente el desarrollo del cultivo. Pero cualquier aproximación o inclusión en el área sombreada significa un perjuicio en el desarrollo del cultivo. Los límites de las áreas sombreadas reflejan los límites críticos para la resistencia a la penetración y la porosidad ocupada por aire. Como referencia, un valor D promedio mayor de 88, producto de muchos años de experimentos en Suiza, Noruega y Polonia, redujo los rendimientos de cereales, con mayores pérdidas a mayor valor D; también se obtuvieron rendimientos disminuidos con valores D menores de 85. Para ciertos cultivos, probablemente, el valor D debe ser universal (Håkansson y Voorhees, 1998). Para usar este método en la evaluación del estado de compactibilidad de la capa arable en el campo, es necesario determinar ambos: la densidad aparente media (posiblemente, también la desviación estándar) y la densidad aparente de referencia del suelo.

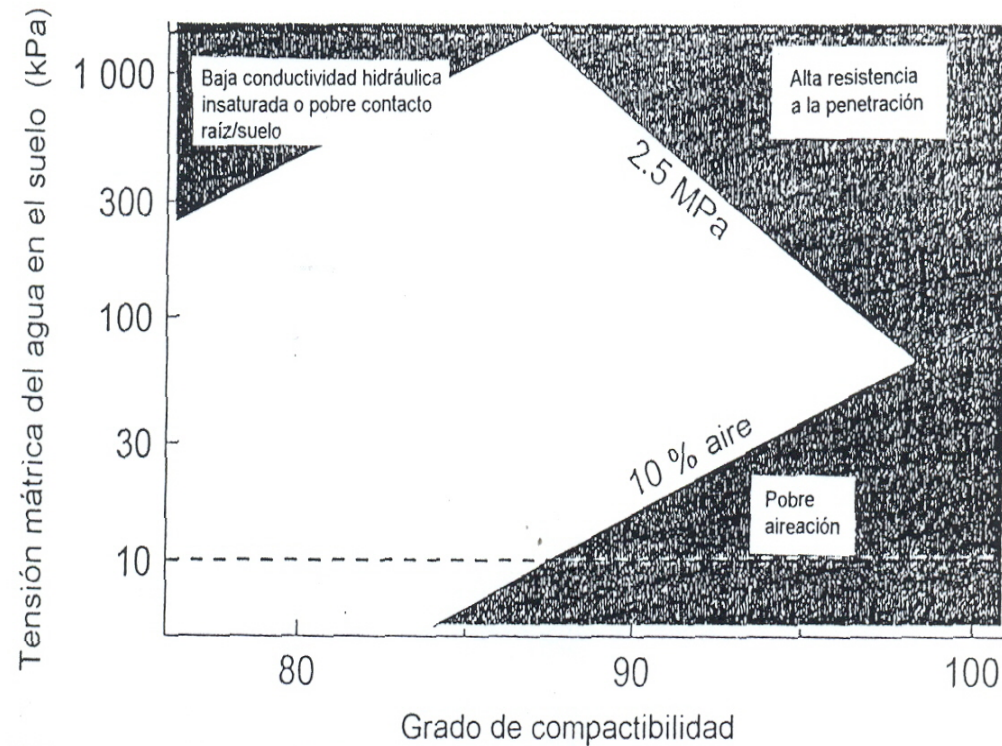


Figura 2.24 Diagrama esquemático que muestra como una porosidad llena de aire de 10% (VIV) y una resistencia a la penetración de 2,5 MPa, ambos a menudo considerados como límites críticos con respecto al desarrollo de las plantas, son relacionados al grado de compactibilidad y a la tensión mátrica del agua en la capa arable del suelo (Hånkansson y Voorhees, 1998, basados en Hånkansson, 1992).

Una complicación ocurre, en los suelos que sufren expansión/contracción, al usar densidad aparente o grado de compactibilidad para caracterizar el estado de compactación, y es que la densidad aparente debe ser determinada en una condición suelo-agua estandarizada. A la luz del conocimiento actual, sería la capacidad de campo el más simple y útil estándar para ser aplicado en esos casos (Hånkansson y Voorhees, 1998).

Si las relaciones entre el grado de compactibilidad, resistencia a la penetración y tensión mátrica del agua en el suelo fuesen expresadas en un diagrama similar al de la Figura 2.25 (pero más detallado), sería posible estimar el grado de compactibilidad entrando con los valores resistencia a la penetración y de la tensión mátrica del agua en el suelo.

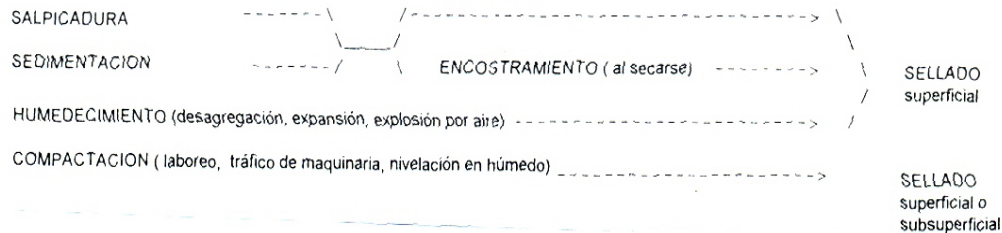


Figura 2.25 Procesos responsables del sellado y encostramiento del suelo. Los mismos pueden actuar de manera aislada o en combinación (Bergsma et al., 1996).

Las influencias a largo plazo del tráfico de maquinaria en las propiedades de la capa arable del suelo son mucho más difíciles de medir que las influencias a corto plazo. En mayor o menor grado, el tráfico de maquinaria de manera directa influencia todas las características de la estructura del suelo e indirectamente afecta todas las propiedades y procesos del suelo. Por lo tanto las evaluaciones en este sentido deberán basarse en las mediciones de varios parámetros que caracterizan la estructura del suelo tales como su estabilidad, distribución por tamaño y resistencia de los agregados. Sin embargo, para todos los parámetros de este tipo, las variaciones temporales y espaciales son grandes. Por lo tanto es extremadamente difícil separar efectos de compactación, de variaciones en la estructura del suelo causada por otros factores, ello sería posible solamente en experimentos con tratamientos del tráfico de maquinaria muy bien definidos.

Los efectos a largo plazo han sido señalados como causantes de respuestas negativas de los cultivos, las cuales se incrementan con la intensidad del tráfico y la presión de contacto en la superficie del suelo, con el contenido de agua en el suelo al momento de la acción, y con el contenido de arcilla. Håkansson y Voorhees (1998) opinan que una posible manera de evaluar estos efectos, y probablemente el único método realístico hoy en día, es a través del uso de modelos, en relación a lo cual ya existen algunas experiencias.

La evaluación de la compactación del subsuelo no es fácil y requiere de considerable esfuerzo. Uno de los métodos propuestos consiste en determinar el esfuerzo de precompresión de las capas individuales en el perfil del suelo a varias condiciones de humedad. Ello puede permitir establecer valiosas conclusiones concernientes a la influencia acumulada de esfuerzos de compactación previamente ejercidos sobre el suelo, así como lo que respecta a la resistencia a cambios en las

propiedades del subsuelo durante subsecuentes cargas ejercidas por el tránsito de maquinaria que puedan afectar al suelo en un futuro.

Otros parámetros que pueden ser usados con el mismo propósito incluyen la densidad aparente, aireación, propiedades hidráulicas y el desarrollo de raíces en el subsuelo, sin embargo su medición es muy laboriosa. El parámetro de más fácil medición, en este sentido, es la resistencia a la penetración. Para cualquiera de los parámetros que sean considerados, siempre hay problemas para encontrar áreas no afectadas, con suelos similares, que puedan usarse como referencia. Medidas indirectas, tal como el uso del agua por los cultivos, pueden ser de ayuda para evaluar los efectos de la compactación del subsuelo. El Cuadro 2.14 muestra una serie de posibles métodos para la evaluación de ambos: compactación del suelo superficial y del subsuelo.

3.2.1.2 Efectos de la compactación sobre la producción de cultivos y el ambiente

La compactación del suelo disminuye el rendimiento y calidad de los cultivos en todas partes del mundo. El comportamiento de los cultivos, usualmente cuantificado a través del rendimiento, sostiene una relación cuadrática con la compactación del suelo, considerándose en las evaluaciones un amplio rango de condiciones del suelo. El valor óptimo de compactación y el tipo de la relación rendimiento/compactación del suelo depende de muchos factores tales como tipo de suelo, tipo de cultivo (variedad), humedad del suelo y estado nutricional del cultivo. La ocurrencia de un óptimo ha sido ampliamente establecido tanto para cultivos de zona templada (Boone y Veen, 1994; Lipiec y Simota, 1994; Lindstron y Voorhees, 1994, citados por Soane y Van Ouwerkerk, 1998) como tropicales (Kayombo y Lal, 1994). Diferentes especies de cultivos así como algunas variedades de los mismos muestran diferente sensibilidad a la compactación del suelo (Alakukku y Elonen, 1995; Dickson y Ritchie, 1996). El óptimo en la relación rendimiento/compactación es dependiente de la interacción de un número de mecanismos que influyen la respuesta adversa del cultivo a ambas: alta y baja compactación. Estos mecanismos interactúan marcadamente con el tipo de suelo y condiciones climáticas. Donde los contenidos de humedad en el suelo tienden a ser altos, los mecanismos dominantes están asociados con deficiente aireación, mientras que en condiciones más secas los mecanismos dominantes son incrementos en la resistencia del suelo a la penetración y limitaciones en la suplencia de nutrientes (Soane y Van Ouwerkerk, 1998).

La compactación del suelo puede influenciar el ambiente aun a considerables distancias desde donde ocurre el fenómeno de degradación, expresada en efectos tales como contaminación de aguas superficiales y subterráneas, contaminación de la atmósfera y deterioro de la calidad de los suelos.

La energía requerida para fracturar un suelo compactado por las operaciones de labranza es mayor que la requerida para el laboreo de un suelo no compactado, y el consumo adicional de combustible resultará en una emisión adicional de CO₂ a la atmósfera. Los suelos compactados con contenidos altos de humedad muy

probablemente generan condiciones anaeróbicas, lo cual acentúa el riesgo de que se incrementen las emisiones de N_2O , un poderoso gas invernadero (Hansen et al, 1993; Soane y Van Ouwerkerk, 1995; Lal *et al.*, 1995). El tráfico normal sobre suelos con gramíneas resultó en emisiones pico de N_2O que fueron de 2 a 3 veces mayor que suelos bajo similares condiciones pero que recibieron una baja o ninguna presión por tráfico (Douglas *et al.*, 1994 ; citados por Soane y Van Ouwerkerk, 1998). Altos contenidos de humedad y pobre aireación características de suelos compactados también crean condiciones adecuadas para la producción de metano, otro importante gas invernadero (Lal *et al.*, 1995).

Cuadro 2.14 Algunos métodos para la evaluación de la compactación del suelo (Håkansson y Voorhees, 1998).

Método	Referencias ¹
A. Para la evaluación de efectos a corto plazo de la compactación en la capa superficial del suelo.	
Límite superior de la densidad aparente dependiente de la textura.	Petelkan (1984)
Densidad relativa (grado de compactibilidad).	Håkansson (1990)
Modelización de los efectos del tráfico de maquinaria sobre la densidad aparente del suelo.	Gupta y Raper (1994)
B. Para la evaluación de efectos de la compactación a corto y largo plazo.	
Modelización de la respuesta del cultivo al tráfico de maquinaria.	Arvidsson y Håkansson (1991)
C. Para la evaluación de la compactación del subsuelo.	
Determinación del esfuerzo de precompresión	Horn y Lebert (1994)
Comparación de algunos parámetros específicos del suelo v.g. resistencia a la penetración en suelos con y sin tráfico de maquinaria.	Håkansson y Reeder (1994)
Determinación de algunas funciones de las raíces en el subsuelo, v.g. toma de agua.	Voorhees <i>et al.</i> (1989)
Modelización de las respuestas del cultivo al tráfico de maquinaria.	Arvidsson y Håkansson (1991)

¹ citadas por Håkansson y Voorhees (1998)

Aun cuando el amoníaco no es un gas invernadero, el incremento de su volatilización a la atmósfera después de la aplicación de lodos en suspensión a suelos compactados de reducida tasa de infiltración, representa una pérdida de nitrógeno disponible para cultivos subsiguientes, así como una contribución a la contaminación por lluvia ácida.

La degradación del suelo por compactación incrementa el riesgo de escurrimiento y erosión debido a la reducción de las tasas de infiltración. La tendencia a la aplicación de cantidades de fertilizantes considerablemente mayores en los suelos compactados, con relación a los no compactados, conlleva a un incremento en los riesgos de pérdida de calidad ambiental debido al aumento en emisiones de N_2O y en pérdida de nutrientes de los fertilizantes que contaminan las aguas superficiales. La actividad biológica de los suelos, un componente esencial de la calidad del suelo es seriamente afectado por la compactación (Brussaard y Van Faasen, 1994; Whalley *et al.*, 1995; citados por Soane y Van Ouwerkerk, 1998).

3.2.1.3 Rehabilitación de suelos compactados

Gabriels *et al.* (1998) señalan que la variedad de posibles métodos para rehabilitar suelos o capas de suelo compactadas es dependiente del sitio y del uso, y que puede resultar en la necesidad de: (i) la completa homogenización del suelo a profundidades hasta de un metro (ii) un parcial reaflojamiento del suelo por diferentes métodos de aradura del suelo (Blackwell *et al.*, 1989); (iii) varios tipos de aflojamiento profundo al nivel del subsuelo (Schulte-Karring *et al.*, 1998), o bajo extremas condiciones (iv) la explosión con dinamita o aplicación de aire a presión; Las variadas técnicas, sin embargo, requieren de una muy intensiva predeterminación de la resistencia interna del suelo y de la decisión acerca del uso consecutivo de la tierra. Primeramente se debe tener claro que independientemente de estas variaciones en técnicas, el aflojamiento del suelo siempre resulta en una intensiva disminución en la resistencia interna del mismo, lo cual conlleva a que se manifieste una más alta susceptibilidad del suelo a la compactación, la cual puede entonces afectarlo con mayor intensidad. Si después de tal proceso de descompactación o aflojamiento, el tratamiento del suelo no es mejorado con relación al antecedente, propiedades ecológicas del suelo aun peores podrán desarrollarse.

Con respecto a los procesos biológicos para el reaflojamiento del suelo, los efectos no se detectan en el corto plazo. La efectividad de los procesos biológicos tiene que ser basada principalmente en las técnicas mecánicas de reaflojamiento del suelo y en una aplicación reducida de maquinaria después del proceso de reaflojamiento del suelo, a fines de apoyar y mantener la reagregación por procesos físicos y biológicos. Si las técnicas de labranza no se reajustan a la disminuida resistencia del suelo, éste será degradado con mayor intensidad. La rehabilitación de suelos degradados por compactación puede requerir de varias décadas o centurias (Horn, 1998; Gabriels *et al.*, 1998).

3.2.2 Sellado y encostramiento

El término “sellado del suelo” generalmente se refiere a una capa superficial de suelo con una reducción significativa en la porosidad y permeabilidad resultante de un rápido humedecimiento del suelo seco, impacto de las gotas de lluvia, depósito del material fino del suelo, dispersión química o alguna combinación de estos procesos. El posterior secamiento del suelo puede resultar en una capa con un significativo incremento en resistencia, la cual es comúnmente denominada “encostramiento o costra del suelo” (Chartres y Geeves, 1998).

Los sellos y costras del suelo no son otra cosa que una forma de degradación de la estructura del suelo. No obstante, dado el hecho de su ocurrencia en la interface suelo/atmósfera, ellos impactan significativamente el intercambio hídrico y gaseoso entre los dos medios e interfieren en la germinación y desarrollo de las plantas.

También la literatura especializada señala que los términos sellado y encostramiento del suelo, algunas veces usados como sinónimos, se refieren a cierto estado de compactación del suelo, ya que denotan una reducción en porosidad y un incremento en densidad. Tal como comentado arriba, muchos investigadores han establecido distinciones asociando el encostramiento con el estado seco del suelo, mientras que el sellado es más relacionado con una porosidad reducida por el agua (Gabriels *et al.*, 1998).

En los trópicos húmedos, los suelos con bajo contenido de hierro y alto contenido de limo presentan problemas de sellado y compactación superficial. También las tierras de bosques con Oxisoles de textura pesada, una vez deforestadas, muestran los suelos estos rasgos, especialmente en climas con algunos meses secos. Pero es en los trópicos subhúmedos y semiáridos donde el problema de sellado y encostramiento es más serio. Muchos suelos de las sabanas semiáridas tienen suelo superficial arenoso, bajo estas condiciones, una fuerte diferenciación textural entre suelo superficial y subsuelo puede ocurrir como resultado de la formación de un horizonte argílico. Tales suelos superficiales arenosos pueden ser propensos a sufrir encostramiento lo cual significa la formación en la superficie del suelo de una delgada capa de unos pocos milímetros, la cual es muy densa y endurecida al secarse, con muy poca o ninguna porosidad, y algunas veces, puede hasta mostrar repelencia al agua con el desarrollo de algas (Gabriels *et al.*, 1998).

Gabriels *et al.* (1998) consideran que hay una necesidad obvia por el establecimiento de definiciones más precisas, con relación a ambos términos (sello y costra), considerando la ocurrencia de diferentes características, fuerzas activas, regímenes climáticos y tipos de suelos, con relación a la manifestación de dichos fenómenos. Al particular, está el tratamiento del concepto central del encostramiento del suelo presentado por Bergsma *et al.* (1996) y la distinciones que estos autores establecen entre sellado y encostramiento del suelo: encostramiento del suelo es el arreglo laminar del suelo por salpicadura o depósito. Las costras son difíciles de romper y frecuentemente forman un obstáculo para la emergencia de plantas en el suelo. Una costra de suelo puede ser definida como una capa superficial en el suelo cuyo espesor va de unos pocos milímetros hasta mucho más de unas pocas

centímetros, y que es más compacta, dura y quebradiza cuando seca, que el material inmediatamente debajo de ella. Las costras se agrietan, se levantan o pelan, y, como señalado antes, son moderadamente gruesas (0,5-2,0 cm). Encostramiento típico ocurre en suelos con un alto contenido de arcillas no expansivas, y con la dispersión al mojarse.

Sellado del suelo es el nombre dado a la desconexión entre la superficie y el interior del suelo que limita el transporte de agua y aire. Los poros son cerrados por el rearrreglo de partículas debido al colapso de la estructura del suelo en superficie, a la expansión de las arcillas al humedecerse, o por compactación mecánica. Los sellos son usualmente delgados (1-5 mm) y no se agrietan.

Sumner (1995; citado por Chartres y Geeves, 1998) define cuatro tipos de costras que pueden ocurrir en suelos de diferentes localidades del mundo:

- a) Costras químicas: compuestas de sales precipitadas, y comúnmente encontradas en ambientes áridos.
- b) Costras estructurales: causadas por el impacto de las gotas de lluvia en un amplia gama de tipos de suelos.
- c) Costras sedimentarias o depositacionales: formadas por el transporte y depósito de material suspendido.
- d) Costras criptogámicas: formadas por el desarrollo de musgos, líquenes y algas en superficies de suelos naturales o degradados.

Valentin y Bresson (1992) incluyen además las denominadas costras de erosión.

Los estudios micromorfológicos han sido fundamentales para desarrollar el entendimiento de ambos: propiedades de sellos y costras y su clasificación, tal como se muestra en el Cuadro 2.15, en el cual se indica una diferenciación adicional basada en propiedades genéticas, descriptivas e inferidas.

El proceso general de formación de sellos y costras envuelve una variedad de procesos relacionados así como procesos independientes (Figura 2.25). Cuando las gotas de lluvia golpean la superficie del suelo se inicia una onda "sísmica" que compacta los granos debido al colapso de los poros (Moss, 1991, citado por Chartres y Geeves, 1998). Este proceso en los suelos limosos puede resultar en capas superficiales extremadamente densas. En otros materiales la combinación del insumo de energía de las gotas de lluvia y la extremadamente baja conductividad eléctrica del agua de lluvia conlleva al colapso de los agregados del suelo, y en algunos casos a la dispersión, desagregación y estancamiento. Las partículas finas dispersas pueden emigrar bien hacia arriba o hacia abajo, dando lugar a capas de diferentes tipos de material, lo cual da a la costra una apariencia laminar característica. Generalmente, bajo condiciones de suelos cultivados, el proceso de encostramiento conlleva a una reducción en el relieve de la microtopografía y, así, a una concomitante reducción en la habilidad de la superficie del suelo para detener el agua de escurrimiento (Huang y Bradford, 1992). Por lo tanto, en la medida en que el tiempo transcurre, la combinación de la formación de sellos y costras y la reducción en la microtopografía

contribuyen al desarrollo de un mayor potencial para la ocurrencia del escurrimiento. Se debe destacar, que el sellado y el encostramiento al ser afectados por procesos climáticos son altamente variables en el tiempo y en el espacio (Chartres y Geeves, 1998).

Cuadro 2.15. Tipos de costras y características de diagnóstico (Chartres y Geeves, 1998, basados Chartres *et al.*, 1994).

Tipo de costra	Subclase (proceso asociado)	Características micromorfológicas de diagnóstico
Costras estructurales	Desagregación, estancamiento	Reducción en tamaño de agregados, incremento en microporosidad, no hay separación textural de esqueleto y plasma
	Expansión	Bandas de granos de esqueleto sin partes superficiales de terrones.
	Congestionamiento llenado interno (<i>infillings</i>)	Separación textural, apariencia de red por congestionamiento interno de granos de limo.
	Coalición	Poroso, coalición de agregados, decreciendo con la profundidad.
Costras por impacto de la lluvia	Cribado (<i>sieving</i>)	Granos de esqueleto en superficie sobre arcilla translocada.
		Capas de limo compactadas.
Costras de erosión		Partículas finas pobremente orientadas, ausencia de relación entre grosor de la capa y microtopografía de la superficie.
Costras depositacionales	Escurrecimiento	Sello superficial limoso, agregados sueltos.
	Estancamiento	Láminas de arcilla y limo.
Costras criptogámicas		Musgos, líquenes y algas, hifas subsuperficiales.

3.2.2.1 Efectos, evaluación y predicción del sellado y encostramiento del suelo

Gabriels *et al.* (1998) señalan que los efectos del sellado y del encostramiento del suelo en las propiedades agrícolas de un suelo son directos, en el sentido de que las costras inhiben la emergencia de las plántulas y afectan el desarrollo de las plantas y el crecimiento de las raíces, e indirectos, dado que las propiedades y procesos favorables de los suelos son adversamente afectados. Los efectos indirectos incluyen el decrecimiento en la tasa de toma de agua por las plantas, el incremento en los riesgos de erosión y escurrimiento, la restricción en la capacidad de aire y aireación interna del suelo y el incremento de su resistencia mecánica en la medida en que el sello y/o la costra se secan.

El impedimento mecánico, como tal, no tiene efectos directos sobre la producción de alimentos, pues afecta el rendimiento a través de la reducción en el consumo de agua o en el uso de nutrientes esenciales para las plantas. El efecto puede expresarse aun en la distorsión del patrón de enraizamiento de las plantas sin reducción del rendimiento (Taylor, 1980, citado por Gabriels *et al.*, 1998). La resistencia mecánica del suelo actúa directamente cuando ésta perturba la emergencia de las semillas recién germinadas, o cuando afecta el desarrollo radical, o cuando debido al efecto de desecación, contracción, y al fenómeno de endurecimiento superficial, causa daños en el cuello radical de la planta facilitando así la penetración de parásitos e insectos.

Varias son las dificultades que se manifiestan al tratar de evaluar el sellado y encostramiento del suelo, ello sólo considerando sus variadas formas de expresión y la amplia variedad de métodos que han sido diseñados con tal propósito. Bien sea que se considere (Valentín y Bresson, 1998): (i) la evaluación del impacto de las costras superficiales, tal como la disminución de la capacidad de infiltración o el incremento en la resistencia de la superficie del suelo (Cuadro 2.16) o (ii) la predicción de la susceptibilidad del suelo al encostramiento (Cuadro 2.17). En muchos estudios la presencia de costras es solamente detectada por la manifestación de sus propiedades (textura, contenido de materia orgánica, propiedades químicas y mineralógicas, espesor, porosidad, etc.) y tipo (estructural, depositacional, por impacto de la lluvia, erosión, etc.). Tal común deficiencia reduce de manera importante la posibilidad de predecir el comportamiento hidráulico y la resistencia de la superficie a partir de las propiedades y tipos de las costras. Un procedimiento más adecuado evaluaría tales características incluyendo propiedades morfológicas de la costra, antes de realizar cualquier medición. Al respecto, el uso de un sistema de clasificación basado en la morfología y procesos característicos de estas formas de degradación del suelo se muestra como una herramienta invaluable (Valentín y Bresson, 1998).

Cuadro 2.16 Índices para la evaluación del sellado y encostramiento del suelo (Valentin y Bresson, 1998)

Criterio	Definición	Fuentes principales ¹
A. Morfológico		
1. Seguimiento (monitoreo) en campo del Dlim.	Dlim = Diámetro (mm) del agregado de menor tamaño no incorporado en la costra estructural.	Boiffin (1986)
B. Decrecimiento en la tasa de infiltración		
1. Índice de sellado (S.I.1)	S.I.1 = $\Delta I / \Delta T$ ΔI (mm h^{-1}): diferencia entre tasas de percolación estable e inicial bajo lluvia simulada. $\Delta T(h)$: intervalo de tiempo correspondiente.	Poesen (1986)
2. Índice de sellado (S.I.2)	S.I.2 = Conductividad hidráulica de suelo no sellado / conductividad hidráulica de suelo sellado	Roth (1992)
3. Índice de sellado (S.I.3)	S.I.3 = Conductividad hidráulica de capa subyacente / conductividad hidráulica del sello.	Vandevaere et al. (1996)
4. Susceptibilidad al sellado (S.S.)	S.S. = Pendiente de S.I. como función de la energía de la lluvia acumulada.	Bohl y Roth (1993)
C. Incremento en la resistencia del suelo superficial		
1. Índice de resistencia ($1/P_{20}^2$)	P_{20} : penetración (mm) mediante penetrómetro de impacto con punta cónica estándar, a un contenido de humedad de 20%.	Luk y Cai (1990)
2. Índice de encostramiento ($\Delta\tau$)	$\Delta\tau = \tau_f - \tau_i$ cambio en resistencia al esfuerzo cortante penetrómetro de impacto con punta cónica.	Bradford y Huang (1992)

¹ citados por Valentin y Bresson (1998)

Cuadro 2.17 Índices para la predicción del sellado y encostramiento del suelo (Valentin y Bresson, 1998)

Criterio	Definición	Fuentes principales ¹
A. Relación de la materia orgánica del suelo. Arcilla Arcilla + Limo	S = Contenido de materia orgánica (%) x 100/Arcilla (%) S = Contenido de materia orgánica (%) x 100/[Arcilla(%) + Limo (%)]	Monnier y Stengel (1982) Pieri (1989)
B. Prueba de dispersión Prueba de clasificación de Emerson	8 clases de suelo luego de la inmersión de agregados secos y reamoldamiento.	Emerson (1967)
C. Estabilidad estructural Porcentaje de agregados estables al agua Índice de Henin	Porcentaje de agregados estables al agua > 0,5 mm $IS = (Arcilla + Limo) / [(Ag_a + Ag_b + Ag_c) / 3] - 0,9$. Arena Porcentaje tamizado en húmedo de agregados estables luego de pretratamiento con etanol. (Ag_a), benceno (Ag_b) y agua (Ag_c)	Bryan (1976) Hénin et al. (1958)
D. Límites de Atterberg Índice de consistencia (C_{5-10})	$C = W_5 - W_{10}$ Contenido de humedad (%) correspondiente a 5 y 10 golpes de la taza de Casagrande.	De Ploey y Múcher (1981)
E. Índices de resistencia Módulo de ruptura (MOR) Esfuerzo de ruptura (RS)	MOR = Resistencia a la ruptura de un bloque estandarizado de suelo $RS = (BL)g / 1,209 (m/\rho)^{2/3}$ BL = carga a la ruptura inicial g = aceleración debida a la gravedad m = masa de agregado ρ : densidad de agregado	Richard (1953) Skidmore y Paver (1982)

¹ Citados por Valentin y Bresson (1998)

3.2.2.2 Estrategias de manejo de suelos afectados por encostramiento

Gabriels *et al.* (1998, basándose en Taylor, 1971 y Goyal *et al.*, 1982) recomiendan las siguientes técnicas de manejo que pueden ser usadas para reducir los daños a las plantas por el encostramiento de los suelos:

- a) Previo a la siembra, las semillas deben ponerse en remojo de modo que se acelere el tiempo de emergencia. El tiempo que las semillas deben permanecer en agua necesita investigación adicional, de modo que éstas no sean dañadas, si se usa un sembrador mecánico.
- b) Debido a que la humedad del suelo, cerca de capacidad de campo, es más favorable para la emergencia de las nuevas plántulas, en los suelos encostrados, la superficie del suelo debe mantenerse húmeda. El humedecimiento periódico de la superficie del suelo con riego, especialmente por aspersión, es una práctica común para debilitar la costra y facilitar la emergencia de las plántulas. También la labranza debe ser reducida a un mínimo.
- c) Variedades capaces de ejercer, y rápidamente alcanzar, grandes fuerzas de emergencia deben ser seleccionadas (Parihar, 1974; Parihar y Aggarwal, 1975, citados por Gabriels *et al.*, 1998).
- d) Las prácticas de manejo del suelo, a ser recomendadas incluyen la siembra de grupos de semillas en camellones. Así, la topografía de la superficie del suelo facilita la rotura del encostramiento, ya que las costras formadas en los lomos o camellones tienden a ser más delgadas que las que se forman en superficies horizontales planas. Por otra parte el sembrar varias semillas juntas genera una mayor fuerza para forzar el rompimiento de las costras.

Un factor clave a considerar es la aplicación de varios mantillos (*mulches*) en las superficies de suelo expuestas a las lluvias. El mantillo previene el impacto directo de las gotas de lluvia sobre el suelo, elimina la separación de partículas y así reduce la erosión a niveles bajos, aceptables.

Las costras superficiales también pueden romperse por la labranza, para reducir el impedimento mecánico. El laboreo del suelo para romper el sello no es efectivo cuando los sellos se forman de nuevo con rapidez. En estos casos, la labranza puede reducir aun más los poros continuos remanentes para la infiltración del agua de lluvia; los sistemas de labranza reducida deberán ser preferidos en algunos suelos arenosos y arcillosos (Valentin, 1986; Pagliai y Guidi, 1986, citados por Gabriels *et al.*, 1998).

El impedimento mecánico de la superficie del suelo es reducido por la aplicación de materia orgánica. En regiones áridas, la recuperación de suelos dispersos mediante el uso de yeso para crear condiciones de floculación debe ser considerado solo como paso preliminar al establecimiento de la estructura del suelo deseada, y debe ser seguida por la adición e incremento de los niveles de materia orgánica.

3.2.3 Consolidación del suelo

Suelos consolidados son aquellos que sufren un colapso estructural durante el humedecimiento y entonces se endurecen, a causa de la formación de una masa homogénea no estructurada, durante el secado. Aun cuando muchos suelos se comportan de esta manera, solo aquellos suelos que alcanzan un punto de endurecimiento que hace difícil o imposible el laboreo son clasificados como consolidados. Así, esta definición de suelos consolidados tiene un sentido práctico pues ha sido establecida teniendo en mente el laboreo y cultivo del suelo (Mullins, 1998).

Mullins (1998) presenta la siguiente descripción de un horizonte consolidado, propuesta a la ISSS como producto de un grupo de trabajo en el Simposio Internacional "Suelos Sellados, Encostrados y Consolidados" realizado en Brisbane, Australia en 1994:

"Un horizonte consolidado es aquel que se endurece, formando una masa homogénea, en la medida en que el suelo se seca. Ocasionalmente puede mostrar grietas, con un espaciamiento típico de $\geq 0,1$ m. Un suelo consolidado seco al aire es duro y quebradizo, y no es posible empujar un dedo dentro de la masa de la cara expuesta del perfil. Es típico, que presente una resistencia a la tensión de $\geq 90 \text{ kN m}^{-2}$.

Los suelos con costras no son necesariamente suelos consolidados ya que estos últimos se caracterizan por la presencia de un horizonte consolidado, el cual es más grueso que una costra. (En suelos agrícolas, el grosor del horizonte consolidado es frecuentemente igual o mayor que el de la capa cultivada). Un suelo consolidado no se encuentra permanentemente cementado; se suaviza al humedecerse. Los terrones en un horizonte consolidado que ha sido cultivado, se desintegrarán parcial o totalmente al mojarse. Si el suelo ha sido mojado suficientemente, él volverá a su estado consolidado una vez seco. Esto puede ocurrir luego del riego por inundación o después de un simple evento de lluvia intensa"

Mullins (1998) señala que donde el perfil del suelo se encuentra seco, la descripción anterior permite la identificación en campo de un horizonte consolidado. Considerando su resistencia y comparativa carencia de estructura, si una muestra de suelo se desintegra en sus componentes físicos básicos, cuando se deja caer en un recipiente con agua, podría calificar como suelo consolidado.

Ya que no existen límites definidos entre la consolidación y otras formas de comportamiento del suelo, los valores para el espaciamiento de grietas y resistencia en la definición presentada, se consideran algo arbitrarios, basados en experiencias existentes. Será necesario revisar los valores límites propuestos, cuando se tengan a disposición más datos de campo (Mullins, 1998).

Se debe tener presente que la consolidación es un comportamiento físico que es característico de un horizonte del suelo. En razón de que la consolidación está

relacionada con la estabilidad estructural, algunos suelos tienen un horizonte que es naturalmente consolidado pero que puede dejar de serlo, luego de un mejoramiento a que sea sometido el suelo. Otros suelos pueden tener un horizonte que no es consolidado, en el estado natural, pero que puede convertirse en tal si, por ejemplo, el suelo es degradado como resultado de labores y sistemas de cultivo que reducen la concentración de materia orgánica. En el pasado la descripción de consolidación había sido aplicada a los horizontes A pero, en principio, puede ser aplicada a cualquier horizonte (Mullins, 1998).

3.2.3.1 Procesos involucrados en la consolidación

Para entender cómo ocurre la consolidación, qué factores controlan su severidad, cómo afecta el manejo del suelo, la productividad y la calidad ambiental, y cómo puede ser evaluada y aliviada, es necesario conocer y entender el grupo de procesos involucrados. Mullins (1998) señala dos procesos principales: el deterioro estructural de los agregados del suelo, y el endurecimiento sin reestructuración con el secado.

Cuando los agregados del suelo se rompen durante el humedecimiento, la magnitud de dicho fenómeno puede variar desde la completa desintegración hasta un debilitamiento menor en los puntos de contacto. El humedecimiento de un grupo de agregados, por ejemplo, puede resultar en el debilitamiento y coalescencia en las regiones de contacto entre agregados, que puede cambiar la resistencia del suelo seco sin ningún cambio visible en la estructura (Rice *et al.*, 1996, citados por Mullins, 1998). En adición a los efectos del humedecimiento, la estructura también puede ser destruida (Mullins, 1998): (i) cuando los suelos son disturbados mecánicamente en estado húmedo, tales partes disturbadas del suelo se consolidarán si ellas no se reestructuran al secarse; (ii) por la combinación del impacto de las gotas de lluvia que humedecen de súbito una superficie desnuda del suelo, ello puede causar la formación de un sello superficial, el cual se endurecerá convirtiéndose en una costra, si, en la superficie, el suelo no se reestructura al secarse. En términos de los procesos involucrados, el encostramiento puede ser visto como la consolidación de la superficie del suelo con la ayuda de la presión del impacto de las gotas de lluvia.

Otro proceso importante, que contribuye al desarrollo de la consolidación del suelo, es la fragmentación que ocurre cuando los agregados son, de súbito, inmersos o puestos en contacto con agua (*slaking*). Tal fenómeno ocurre, ya que los agregados no son suficientemente fuertes, para resistir la presión resultante de la entrada rápida del agua. Tanto la succión mátrica antecedente, como la tasa de humedecimiento, la concentración de materia orgánica, y la mineralogía de las arcillas afectan de manera importante este proceso (Mullins, 1998).

La tendencia a la dispersión es de importante consideración en el manejo de los suelos consolidados. La dispersión de los suelos, como ya ha sido presentado en discusiones anteriores, es el proceso en el cual las partículas individuales o los tactoides de arcilla espontáneamente se separan del suelo durante el

humedecimiento. La dispersión es asociada con la sodicidad del suelo y es sensible al porcentaje de sodio intercambiable del suelo y a la concentración total de electrolitos de la solución del suelo. Debido a que la sodicidad lleva a la inestabilidad estructural, muchos suelos sódicos son suelos consolidados. En tales casos la aplicación de yeso a estos suelos resulta en una marcada mejoría en otras propiedades físicas (macroporosidad, conductividad hidráulica, friabilidad, facilidad de laboreo, reducción en la resistencia). Sin embargo existen muchos suelos consolidados que no son sódicos y experimentan poca o casi ninguna dispersión, pero sufren desagregación al humedecerse (Mullins, 1998).

Dos procesos diferentes han sido propuestos para explicar el incremento en resistencia de los suelos consolidados durante el secado:

- a) Un incremento en resistencia, debido al aumento en el esfuerzo efectivo, el cual resulta del incremento en la succión mátrica del suelo en la medida en que el suelo, se seca.
- b) La precipitación de sales solubles en las zonas de contacto entre agregados y/o partículas.

El primer proceso ocurre en todos los suelos durante los estados iniciales del secado, cuando el agua entre partículas o agregados es reemplazada por aire. El segundo proceso ocurrirá solamente en suelos que liberan algunas sales solubles al humedecerse. Así, la consolidación resulta del proceso (a) con una contribución adicional del proceso (b) en algunos suelos. Ya que el proceso (a) ocurre en todos los suelos no existe misterio acerca del origen de la resistencia de los suelos consolidados. En un suelo que ha sufrido deterioro estructural, la consolidación puede ser vista como la forma "natural" de comportamiento. Un reto para el futuro es encontrar una explicación a cómo y por qué algunos suelos se reestructuran durante el secado (Mullins, 1998).

3.2.3.2 Metodologías de evaluación

Mullins (1998) señala que es importante distinguir entre los métodos que pueden ser usados para: (a) caracterizar la severidad del comportamiento de la consolidación del suelo en campo; (b) evaluar la sensibilidad de un suelo a la consolidación o la probabilidad de que puede consolidarse; (c) diagnosticar la probable causa de la consolidación (Cuadro 2.18). Los métodos usados para caracterizar la consolidación del suelo pueden ser usados para indicar las limitaciones impuestas por el comportamiento de estos suelos y pueden, por lo tanto, también ser usados para la modelización del efecto de estas limitaciones en: la infiltración, escurrimiento y erosión, facilidad de laboreo y establecimiento y desarrollo de cultivos. Todas estas pruebas tienen el propósito de caracterizar *in situ* el comportamiento del suelo, el cual depende no solamente de la sensibilidad del suelo a la consolidación sino también al conjunto precedente de prácticas de cultivo y eventos de

humedecimiento y secado a los que ha sido sometido el suelo. Consecuentemente, ellos pueden ser poco fiables como un indicador de los pequeños cambios de la sensibilidad del suelo a la consolidación. Por los mismos argumentos, las pruebas usadas para evaluar la sensibilidad del suelo a la consolidación (Cuadro 2.18) no pueden ser usadas para indicar la probable severidad de la consolidación bajo condiciones de campo a menos que esas condiciones (distribución inicial del tamaño de agregados, potencial mátrico antecedente, y tipo de humedecimiento) sean estandarizados. En los casos en que las sales puedan hacer una contribución importante a la consolidación, vale la pena considerar un prueba que pueda identificar este efecto.

Cuadro 2.18 Pruebas que pueden ser usadas para caracterizar (c), evaluar (e) o diagnosticar (d) diferentes aspectos de la consolidación del suelo (Mullins, 1998).

Propiedad	Comentario	Referencias ¹
Resistencia del suelo seco al aire ^(c)	Resistencia de tensión de pequeños núcleos no perturbados.	Ley <i>et al.</i> (1989)
Resistencia característica ^(c) (Resistencia a la tensión)	Resistencia a la tensión, como función del contenido de agua o succión mátrica.	Ley <i>et al.</i> (1989)
Resistencia característica ^(c) (Resistencia a la penetración)	Resistencia a la penetración como función del contenido de agua o succión mátrica.	Weaich <i>et al.</i> (1992) Tsegaye <i>et al.</i> (1995)
Tasa de infiltración ^(c)	Medición de la tasa de infiltración bajo condiciones de campo simuladas.	Loch y Foley (1994)
Inestabilidad estructural ^(e,c)	Tamizado en húmedo o simulación de lluvia y determinación de % de material < 125µm.	Loch (1994) Loch y Foley (1994) Loch (1995)
Inestabilidad estructural ^(e)	Succión mátrica antecedente, crítica para desagregación por humedecimiento brusco o dispersión	Chan y Mullins (1994)
Friabilidad ^(e)	Variación de resistencia de los agregados secos con su tamaño.	Utomo y Dexter (1981) Dexter y Kroesbergen (1985)
Respuesta al yeso ^(d)	PSI o prueba de simulación	

¹ citados por Mullins (1998)

3.2.3.3 Efectos de la consolidación del suelo en el desarrollo de cultivos, manejo del suelo, productividad agrícola y calidad ambiental

La consolidación del suelo tiene serias implicaciones para el desarrollo de raíces y vástagos de las plántulas, ya que la resistencia a la penetración en los suelos consolidados probablemente excede un valor de 3 MPa (suficiente para impedir severamente o entorpecer el crecimiento de raíces e impedir la emergencia de plántulas) antes de que el suelo haya alcanzado el punto de marchitez permanente (\approx 1,5 MPa de succión mátrica). Masle y Passsioura (1987) han demostrado que la consolidación del suelo puede afectar de manera directa el desarrollo de las plantas jóvenes, en adición a las consecuencias del efecto físico que restringe el crecimiento de las raíces. Dichos autores observaron una reducción directamente activada por el efecto del impedimento mecánico ejercido sobre las raíces, aun en ausencia de deficiencia de humedad.

La consolidación del suelo representa un problema para el manejo del suelo no solo porque el suelo no pueda ser laboreado cuando seco, sino también porque después de la lluvia o el riego los suelos consolidados tienen solo un pequeño período de oportunidad, durante el cual el suelo puede ser laboreado dada su condición física adecuada para la siembra y para el desarrollo de raíces. Cuando cultivado en un estado demasiado seco estos suelos tienden a producir grandes terrones no friables y a desintegrarse en una cama para las semillas muy fina cuando se aplica laboreo adicional (Mullins *et al.*, 1990; Mullins, 1998).

En la agricultura de zonas áridas, ocurren importantes limitaciones en la productividad causada por la consolidación del suelo debido a sus efectos sobre el tiempo y facilidad de laboreo, y en la emergencia del cultivo. El escurrimiento y por consiguiente la infiltración disminuida pueden también reducir la disponibilidad de agua y la productividad. En la agricultura bajo riego es posible superar algunas de estas limitaciones, pero al ocurrir un colapso estructural, este puede generar restricción en la aireación de las raíces y en la entrada de agua al suelo.

Las raíces que crecen en un suelo consolidado, al ir secándolo, progresivamente incrementan la impedancia mecánica del suelo, lo cual reduce la tasa de crecimiento radical. Sin embargo, siempre que el suelo es rehumedecido y su impedancia mecánica es reducida, las raíces serán capaces de reanudar un crecimiento más rápido. En consecuencia, el efecto general en la distribución de raíces en el perfil del suelo dependerá del patrón estacional de las lluvias y del humedecimiento del suelo. Si se tiene en cuenta que un horizonte A consolidado es solamente una parte del perfil del suelo, no es posible generalizar acerca de los probables efectos de la consolidación del suelo sobre su productividad (Mullins, 1998).

Aun cuando la consolidación puede proveer al suelo de una superficie dura que es resistente a procesos de degradación como la erosión eólica, ella representa un serio riesgo ambiental a causa del incremento en escurrimiento y erosión hídrica que puede provocar. Muchos de los problemas ambientales, discutidos en relación a la compactación del suelo pueden también asociarse a la ocurrencia de suelos consolidados.

3.2.3.4 Manejo y mejoramiento de suelos consolidados

Mullins *et al.* (1990) señalan que en razón de que la incidencia y severidad de la consolidación del suelo depende del sistema de manejo, tipo de suelo, clima, y la secuencia de eventos de precipitación antes y durante el período de crecimiento del cultivo, no existe una receta única acerca del manejo apropiado para todas las situaciones que se presentan. Sin embargo, la primera etapa en el tratamiento debe ser el diagnóstico de aquellos aspectos de la consolidación del suelo que son causantes de problemas, y la identificación de aquellas características del sistema de manejo vigente que pueden ser responsables de los mismos. El hecho de que se manifiesten serios problemas de erosión y escurrimiento en suelos consolidados implica un atraso en la aplicación de las medidas de remediación adecuadas.

Existe un evidente conflicto en los beneficios de la labranza en los suelos consolidados. En algunos de estos suelos, que han alcanzado un estado donde la tasa de infiltración y/o el crecimiento de raíces son subóptimos, la respuesta al aflojamiento por el laboreo puede ser positiva, mientras que en otros puede ser lo contrario. El problema con los suelos consolidados, aun en ausencia de compactación inducida por el tráfico de maquinaria para el laboreo del suelo, no es cómo obtener, sino cómo mantener suficiente porosidad. La Figura 2.26 muestra la serie de factores involucrados, que afectan el comportamiento de los suelos consolidados.

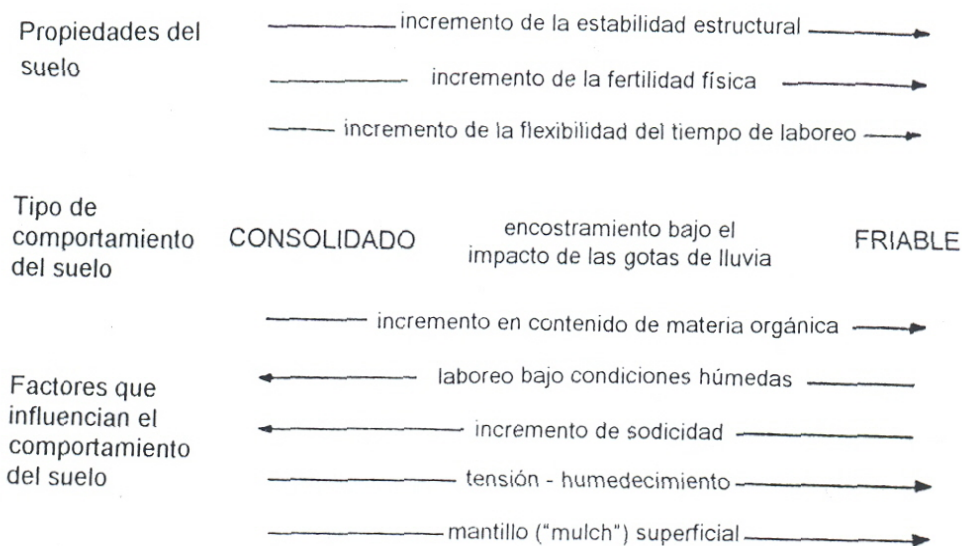


Figura 2.26 Factores que afectan el comportamiento de los suelos consolidados y su mejoramiento (Mullins *et al.* 1990)

Si la sodicidad no es un problema, los métodos más simples incluyen adiciones crecientes de materia orgánica (o evitar su remoción o eliminación). Es claro que, con la excepción de cualquier operación necesaria de aflojamiento del suelo y control de malas hierbas, el laboreo del suelo debe ser reducido a un mínimo, y el tiempo adecuado de su aplicación debe ser cuidadosamente controlado. Esto, en razón de los efectos adversos sobre la materia orgánica rápidamente oxidada, la desagregación y dispersión y en la población de lombrices de tierra. Se destaca la necesidad de investigación en el proceso de consolidación de los suelos (v.g. desintegración estructural, asentamiento y endurecimiento), en tierras cultivadas, para identificar estados donde el proceso pueda, con mayor facilidad, ser interferido, reducido el desarrollo de la resistencia y/o promovido el desarrollo estructural del suelo (Mullins *et al.*, 1990; Mullins, 1998).

3.2.4 Exceso de humedad y anaerobiosis

Cuando un suelo es afectado por exceso de humedad, ocurre una exclusión del aire, y el beneficioso intercambio de gases del suelo a la atmósfera se ve impedido. Con este fenómeno se presenta un ambiente, en la zona de desarrollo de raíces del suelo, carente de oxígeno, y las actividades biológicas dentro del suelo quedan reducidas a aquellas que pueden obtener energía por respiración, sin la presencia de oxígeno libre. Tal proceso es conocido como anaerobiosis.

La degradación del suelo por exceso de humedad y anaerobiosis requiere de un cambio del régimen de humedad del suelo, de su estado natural a un estado más húmedo, sin importar que tan húmedo sea el estado natural. Se ha experimentado un gran progreso en el conocimiento de las capacidades y limitaciones del suelo para distintos usos, mediante la investigación y observación de suelos formados bajo diferentes regímenes de humedad, y alguna información ha sido obtenida acerca de los cambios en propiedades y procesos del suelo cuando los suelos con exceso de humedad son drenados, v.g. el régimen de humedad del suelo es alterado a un estado más seco o con una frecuencia de humedecimiento menor. Sin embargo, existe muy poco conocimiento acerca de los cambios, usualmente asumidos como degradación del potencial productivo, en suelos donde el régimen de humedad se ha vuelto más húmedo (Fausey y Lal, 1990).

Numerosas son las causas del exceso de humedad en los suelos, Fausey y Lal (1990) destacan como principales las siguientes:

- (i) Exceso de humedad a corto plazo, causada por lluvia excesiva o inundación.
- (ii) Elevación del nivel freático, causado por la irrigación y la filtración de canales.
- (iii) Mesas de agua superficiales estancadas, causadas por la compactación del suelo.
- (iv) Elevación del nivel freático, debido al manejo de la tierra en superficie (barbecho extendido, desforestación, minería, etc.)

- (v) Drenaje superficial impedido, debido a la construcción de obras de infraestructura.

Con el exceso de humedad, sobreviene la pérdida de la resistencia y de la agregación del suelo, hecho que definitivamente contribuye a su degradación, previo a eventos extremos que puedan ocurrir en cada una de las condiciones, particulares arriba señaladas.

3.2.4.1 Efectos del exceso de humedad en el suelo

Diversos efectos se manifiestan en consecuencia del exceso de humedad en el suelo. Para su identificación y descripción, estos serán separados en efectos físicos, químicos y biológicos.

A. Efectos físicos del exceso de humedad y anaerobiosis en el suelo

El principal cambio físico que puede ser definido como degradación del suelo, asociado con el exceso de humedad, es la pérdida en resistencia que el suelo experimenta. Esta se expresa como una pérdida en esfuerzo de compresión no confinada en el suelo y se manifiesta en campo por el hundimiento en el suelo húmedo de las ruedas de los vehículos y de las patas de los animales. Con ello viene la pérdida de tracción y la incapacidad para la realización de las operaciones necesarias. El esfuerzo de compresión no confinada en suelos cohesivos está relacionado a la consistencia, la cual refleja el contenido de humedad. Cuando se alcanzan altos niveles de humedad en el suelo, la consistencia es descrita como “muy suave”. El impacto a largo plazo de esta degradación depende del manejo dado al suelo mientras éste se encuentra demasiado húmedo. Si no hay aplicación de energía al suelo, no ocurrirá degradación física. Pero cuando gotas de lluvia, ruedas de vehículos, patas de animales u otros instrumentos impartidores de energía son aplicados al suelo, entonces la separación de partículas y/o encharcamiento puede ocurrir. Ello representa ciertamente la degradación de la condición física del suelo (Fausey y Lal, 1990).

La desagregación es una manifestación importante de la degradación por exceso de humedad del suelo. Con la hidratación prolongada las películas de agua que rodean las partículas minerales se hacen más y más grandes, hasta que las cargas que mantienen juntas a las partículas, en arreglos holgados, se rompen y ocurre la separación de los agregados. Sin embargo, para cada regla siempre existen excepciones. Gumbos (1982, citado por Fausey y Lal, 1990) comenta acerca de una técnica de manejo del suelo utilizada en el cultivo de caña de azúcar en Guayana denominada barbecho de inundación. Esta técnica, que provee a suelos pesados, muy arcillosos, de una estructura estable y del aprovechamiento sostenido bajo cultivo, consiste en la labranza del suelo, seguida de inundación y, entonces, de un

período de barbecho por seis a nueve meses. La preparación final de la tierra se hace luego que el agua aplicada por inundación ha sido drenada.

B. Efectos químicos y biológicos del exceso de humedad y anaerobiosis del suelo

Fausey y Lal (1990) señalan dos efectos químicos principales que pueden ser asociados con el exceso de humedad y anaerobiosis del suelo. Uno es la acumulación de sales en o cerca de la superficie del suelo en regiones áridas o semiáridas bajo condiciones de alto nivel freático. La otra es el cambio en solubilidad y forma química de los nutrientes bajo condiciones anaeróbicas. La salinización degrada el suelo al hacerlo inadecuado para la producción de cultivos. Las condiciones anaeróbicas degradan el suelo al provocar la no disponibilidad de algunos nutrientes, mientras que otros nutrientes pasan a ser disponibles en concentraciones potencialmente tóxicas para la producción de cultivos. Una discusión de los problemas del exceso de sales en el suelo se presenta más adelante en esta parte del documento.

Bajo condiciones anaeróbicas el contenido de materia orgánica del suelo incrementa con el tiempo. Los suelos que se forman bajo condiciones de exceso de humedad tienen alto contenido de materia orgánica o son suelos orgánicos. Bajo ambientes anaeróbicos, cambia el balance relativo de las poblaciones biológicas en el suelo. Las condiciones de reducción que prevalecen en el suelo, dan lugar a incrementos en la desnitrificación y conversión de algunos nutrientes en formas no disponibles.

El potencial de oxidación-reducción (redox) decrece de la manera más dramática, cuantificable en el corto plazo, que puede ocurrir en un suelo como resultado del exceso de humedad. Los suelos aireados, normalmente, tienen potenciales redox en el rango de + 400 a + 700 mv. Los suelos anegados pueden tener potenciales redox tan bajos como - 300 mv. Valores por debajo de + 400 mv son característicos de suelos moderadamente reducidos; ya valores de - 100 mv se asocian con suelos altamente reducidos. Mientras haya oxígeno disponible en el suelo, otros componentes oxidados del suelo estarán relativamente a salvo de reducción inducida por procesos biológicos y químicos, pues el oxígeno gaseoso sirve como un aceptor de electrones, permitiendo el procedimiento de reacciones químicas y biológicas. Una vez que el oxígeno es desplazado y excluido del suelo por el exceso de humedad, otros componentes oxidados del suelo pasan a ser los aceptores de electrones y son entonces reducidos. Después del oxígeno uno de los compuestos más fácilmente reducido es el nitrato, la principal forma de nitrógeno disponible para las plantas en el suelo. La reducción de nitrato es denominada desnitrificación y genera la liberación muy rápida de nitrógeno del suelo en forma de gas. Ello resulta en daños tanto a la calidad ambiental, debido a la contaminación atmosférica involucrada, como a la calidad del suelo por cuanto afecta sus reservas de nitrógeno disponible para las plantas, cuyas demandas por este elemento son considerables (Fausey y Lal, 1990).

Donahue *et al.* (1983) señalan, en relación al efecto -sobre las plantas- del exceso de humedad en el suelo, que los síntomas principales incluyen: caída de hojas (hojas aparentemente marchitas se curvan hacia abajo en los márgenes),

decrecimiento en la tasa de crecimiento de tallos, abscisión de las hojas (inserción débil de las hojas, a punto de caer), clorosis de las hojas (colores pálidos), formación de raíces adventicias (secundarias), disminución del crecimiento de raíces, muerte de las raíces más pequeñas, ausencia de frutos y rendimientos reducidos. Debido a que el efecto dominante del exceso de humedad es la limitada difusión de oxígeno a las raíces de las plantas, solo aquellas que son tolerantes a esta situación lograrán un buen flujo de oxígeno del follaje a las raíces a través de la planta, pero la mayoría de las plantas requiere la mayor porción de su oxígeno del aire del suelo, alrededor de las raíces. Este flujo de oxígeno, en las plantas tolerantes al exceso de humedad en el suelo, aparentemente ocurre a través de espacios de aire mayores dentro de tallos y raíces que en aquellas partes de plantas no tolerantes. Plantas que logran una adaptación a tales condiciones durante su crecimiento, lo hacen mediante la formación de mayores espacios de aire internos, aun a expensas de la destrucción de algunas células y de la disolución de algo de celulosa de las paredes celulares. Donahue *et al.* (1983) también comentan que entre los numerosos procesos responsables de los cambios que experimentan las plantas afectadas por el exceso de humedad en el suelo está la producción de algunas sustancias tóxicas en los suelos inundados: sulfuro de hidrógeno, ácido butírico y ácidos grasos volátiles de la descomposición de carbohidratos. El sistema vascular de las plantas puede también transportar hacia el follaje algunas toxinas que son producidas en las raíces bajo condiciones anaeróbicas.

3.2.4.3 Recuperación de suelos afectados por exceso de humedad

Fausey y Lal (1990) destacan el hecho de la abundante controversia surgida alrededor del tópico de discusión que trata sobre la conveniencia o no de convertir las tierras con suelos con exceso de humedad, por condición natural, en tierras de cultivos, el cual no es el sujeto de esta discusión. La degradación del suelo por exceso de humedad es considerada cuando tierras de cultivo son afectadas por excesiva humedad y anaerobiosis por cualquier causa. En tal caso, medidas de recuperación deben ser aplicadas para minimizar los impactos adversos del exceso de humedad y para mantener la base productiva del recurso suelo.

Destaca en estos casos, la importancia del drenaje, cuya protección contra la degradación del suelo como resultado del exceso de humedad varía ampliamente de un sitio a otro principalmente de acuerdo al clima, al suelo y al tipo de manejo agronómico al cual sea sometido el suelo. El drenaje no es garantía contra la degradación del suelo por exceso de humedad, pero bien utilizado puede minimizar períodos de anaerobiosis, mejorar la condición de traficabilidad, ayudar en la prevención de la salinización, y reducir la erosión del suelo (Fausey y Lal, 1990).

3.3 Degradación química

Un suelo saludable tiene importantes atributos químicos y biológicos incluyendo suplencia de nutrientes, capacidad de amortiguación de acidez y bases, descomposición de la materia orgánica, destrucción de patógenos, inactivación de metales tóxicos e inactivación y degradación de compuestos orgánicos tóxicos, pero las capacidades de dichos atributos son finitas y pueden ser agobiadas por un manejo inadecuado. La extensión en la cual estos procesos son afectados define la magnitud de la degradación química del suelo. Tal como ocurre con la pérdida de suelo por la erosión, es importante determinar cuanto degradación química es tolerable. Sin embargo, a diferencia de la pérdida de suelo, la cual es esencialmente irreversible en el corto plazo, la degradación química puede, en algunos casos, ser revertida. Así, por ejemplo, el exceso de acidez o de sales es neutralizable, pero la acumulación de cobre, plomo o cadmio a niveles tóxicos es irreparable (Logan, 1990).

Los suelos pueden sufrir degradación química como consecuencia de procesos naturales. Por ejemplo el fuego puede destruir reservas de materia orgánica, cambios hidrológicos pueden resultar en un drenaje restringido o condiciones anaeróbicas, y el aporte de cenizas volcánicas con alto contenido de sales solubles puede alterar la fertilidad del suelo. Sin embargo, cuando se trata de degradación del suelo el énfasis es puesto en los impactos antropogénicos los cuales se han agudizado con el desarrollo industrial de los últimos tiempos. Los procesos inducidos por el hombre, principalmente, incluyen el agotamiento de nutrientes, el lavado excesivo y la acidificación, y la contaminación del suelo por la excesiva o inapropiada disposición de desechos.

3.3.1 Procesos químicos básicos en el suelo

Como base para establecimiento de las propiedades del suelo que deben ser consideradas para entender el desarrollo de la degradación química del suelo Logan (1990) considera dos procesos básicos fundamentales: la meteorización química y la acumulación y pérdida de la materia orgánica.

3.3.1.1 Meteorización química

La meteorización de los minerales del suelo es un proceso natural e implacable, cuyo resultado neto es la pérdida gradual de cationes formadores de bases (Ca, Mg, K, Na) y la acumulación de compuestos insolubles de Si, Al y Fe. Este proceso es retardado por la acumulación de materia orgánica y la formación de minerales de arcilla tales como caolinita, ilita, esmectita o vermiculita con una capacidad de intercambio de cationes (CIC) neta. La materia orgánica sirve para retener cationes básicos y metálicos por intercambio catiónico y por formación de compuestos complejos. La meteorización también resulta en un cambio gradual del equilibrio del

sistema suelo hacia las condiciones de acidez, en la medida en que los cationes básicos son liberados por la neutralización de la acidez de los minerales primarios y son reemplazados por Al y H en los sitios de intercambio. Con pocas excepciones, la mayoría de los procesos antropogénicos que afectan el suelo son productores de acidez, de aquí la importancia de que el suelo posea una capacidad amortiguadora de la acidez. Los suelos jóvenes poco meteorizados o aquellos formados a partir de rocas básicas, tendrán una mayor capacidad de amortiguación contra la adición de ácidos, que aquellos suelos más viejos altamente meteorizados.

3.3.1.2 Acumulación y pérdida de materia orgánica

Actualmente, la importancia de la materia orgánica en los procesos químicos del suelo es reconocida, aun cuando la química de la materia orgánica y su interacción con los minerales y otros constituyentes del suelo no es aun claramente entendida. Sin embargo, es generalmente aceptado el hecho de que incrementar el contenido de materia orgánica mejora la "salud" del suelo.

Asimismo, la pérdida de materia orgánica del suelo asociada a diversas actividades antrópicas genera degradación, surgen así las preguntas de que ¿cuánto del contenido de materia orgánica deberá perderse, antes de considerar a un suelo químicamente degradado? ¿algunos suelos requieren de niveles más altos de materia orgánica que otros? Logan (1990) plantea que las respuestas dependen del proceso químico en particular que se considere:

1. Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

La CIC efectiva (CICE) de la materia orgánica se encuentra aparentemente entre valores de 100-300 cmol kg^{-1} . En suelos de Wisconsin, EE.UU., con cantidades significativas de arcillas 2:1 con carga negativa permanente, Helling (1964, citado por Logan, 1990) encontró que entre el 19% y el 45% de la CIC era atribuible a la materia orgánica a pH en el rango de 2,6 a 8,0. La contribución de la materia orgánica a la CIC aumenta al incrementarse el pH como consecuencia de la naturaleza de la carga variable de la capacidad de intercambio de la materia orgánica. En suelos que contienen poco o ningún contenido de minerales de carga constante, tal como Ultisoles y Oxisoles, la contribución de la materia orgánica a la CIC deberá ser muy significativa, hecho confirmado por trabajos de Wilkinson (1958) y de Morais *et al.* (1976) citados por Logan (1990). Actualmente se considera a la materia orgánica como la principal fuente de CIC en los suelos que no presentan cantidades significativas de minerales de arcilla con carga permanente, por lo cual las pérdidas de materia orgánica pueden reducir de manera significativas la habilidad del suelo para retener cationes básicos, amortiguar la acidez y cumplir con otras funciones básicas.

2. Mineralización de nutrientes

La materia orgánica contiene, en variables cantidades, todos los elementos nutrientes esenciales. En los sistemas naturales, el ciclaje de estos nutrientes de la materia orgánica por procesos de inmovilización-mineralización constituye el principal mecanismo para la suplencia de nutrientes.

En los sistemas de bosques, por ejemplo, un gran porcentaje del almacenamiento disponible de N, P, S, Ca, Mg, K y oligoelementos se encuentran en las plantas y en la biomasa del suelo. En sistemas de cultivos de subsistencia de los trópicos y subtropicos, la materia orgánica es la mayor fuente de nutrientes, y a la vez es importante reservorio de los mismos, que de otra manera serían lavados del suelo (Jordan, 1985). Tal es así, que los sistemas de agricultura orgánica son cuidadosos en mantener los contenidos de materia orgánica para optimizar la suplencia de nutrientes a los cultivos. En sistemas de alto requerimiento de insumos que se basan en la abundante aplicación de fertilizantes, la materia orgánica aun juega un papel importante en la mineralización del N orgánico, la cual varía de < 10 a > 100 kg N ha⁻¹ año⁻¹ (Stanford y Smith, 1972). La materia orgánica también incrementa la disponibilidad de P en suelos de alta capacidad de retención de este elemento, el cual es retenido en compuestos orgánicos que son de lenta mineralización, y por interferencia de ácidos orgánicos en la adsorción del P por los minerales del suelo (Stevenson, 1986; Traina *et al.*, 1986; citados por Logan, 1990). La materia orgánica puede también intervenir en la disponibilidad de oligoelementos a través de la formación de complejos estables de los oligoelementos fitonutrientes metálicos con ácidos fúlvicos (Ellis y Knezek, 1972; Leeper, 1972; citados por Logan, 1990).

3. Formación de compuestos complejos con cationes metálicos

Uno de los atributos importantes de la materia orgánica del suelo es su capacidad para formar complejos de fuertes uniones con cationes metálicos polivalentes, particularmente Fe, Al y los elementos metálicos de transición (Lindsay, 1979; Stevenson, 1986; citados por Logan, 1990). Ello es de significativa importancia, dado el efecto de inactivación de niveles tóxicos de estos metales en el suelo que ocurren bajo condiciones de fuerte acidez en el medio (v.g. Al³⁺ tóxico bajo condiciones de acidez en Oxisoles, Utilisoles y Espodosoles), por el depósito, desde la atmósfera, de metales provenientes de los procesos industriales de la fundición de metales, o de la aplicación de desechos que aportan metales al suelo tal como las aguas servidas. La materia orgánica cumple un importante papel en el mejoramiento de suelos degradados por la contaminación con metales pesados.

4. Partición de compuestos orgánicos en la materia orgánica del suelo

Muchos de los pesticidas usados en operaciones agrícolas y también muchos de los compuestos industriales tóxicos descargados en el ambiente son aromáticos o tienen algunas características de dichos compuestos. Las sustancias con anillos

aromáticos en su estructura son hidrofóbicos, y tienen una afinidad mucho más fuerte por la materia orgánica que por el agua. Se considera que esta afinidad es debida a un doble mecanismo: (i) la fuerte disociación de la molécula orgánica en agua como resultado de un cambio desfavorable en la entropía, y (ii) la fuerte unión de la molécula orgánica a la materia orgánica del suelo a través de las fuerzas, de corto alcance, de Van der Waals y de las uniones de hidrogeno (Chiou *et al.*, 1986; citados por Logan, 1990). Aun cuando se considera que la partición o separación de estos compuestos potencialmente tóxicos en la materia orgánica del suelo reduce el riesgo potencial de su toma por las plantas y su lavado, todavía hay considerable discusión acerca del impacto de esta inactivación en la degradación de estos compuestos por los microorganismos del suelo. Sin embargo se destaca el hecho de que la retención e inactivación de compuestos orgánicos, tóxicos en el suelo será favorecido por contenidos altos de materia orgánica; siendo mayores los efectos para los compuestos más hidrofóbicos.

3.3.1.3 Tasa de cambio de los procesos químicos y su reversibilidad

En términos generales, con la excepción del largo plazo característico de la meteorización, las reacciones químicas en el suelo ocurren en períodos de tiempo que van desde la ocurrencia instantánea hasta lapsos de varias décadas, funcionando muchos procesos en períodos de tiempo no mayores de unas pocas semanas. La tasa general de los procesos químicos en el suelo es, en lo común, determinada por procesos microbiológicos que también ocurren en períodos de tiempo de días y semanas. Algunos de los procesos químicos individuales de mayor importancia al considerar el comportamiento del suelo ante la acción de las actividades antropogénicas que causan degradación, son los siguientes (Logan, 1990):

1. Amortiguación del pH del suelo

La amortiguación del pH del suelo es principalmente debida al intercambio iónico, a la hidrólisis del aluminio, y a la disociación de H en minerales y materia orgánica del suelo. Las reacciones de intercambio iónico son esencialmente instantáneas, pero el proceso en general es limitado por la difusión de iones en las películas de agua. No obstante, el proceso es extremadamente rápido, si la fuente de ácido o base se presenta en una forma químicamente activa.

El pH del suelo es relativamente fácil de revertir si el cambio en la acidez o basicidad total es pequeño, comparado con la capacidad de amortiguación. Estos cambios deben corresponder a la suma de H y Al intercambiables o de minerales de fácil descomposición tal como calcita. Grandes adiciones de ácido o de base deben resultar en cambios mayores en la química del suelo. Así se tiene que importantes adiciones de ácido, como se presenta en un medio donde ocurre oxidación de pirita, resultaría en la meteorización acelerada y en un cambio en la condición de minerales estables en el suelo. La adición de fuerte cantidad de base, tal como desechos con

Ca(OH)_2 parcialmente neutralizado, causaría alguna solubilización de la materia orgánica y de minerales del suelo.

2. Potencial de óxido-reducción

Las reacciones de óxido reducción (redox) en el suelo son gobernadas principalmente por la demanda microbiológica de aceptores de electrones. Las tasas de las reacciones redox ocurren en períodos de días a semanas. El grado al cual el potencial redox de un suelo logra el equilibrio para un dado par de oxido-reducción (v.g. $\text{Fe}^{3+} / \text{Fe}^{2+}$) dependerá de la disponibilidad del electrón aceptor y de la suplenencia de carbono a la bacteria (carbohidrato o CO_2). Las reacciones redox pueden revertirse de manera relativamente rápida siempre que las condiciones para el crecimiento bacterial tales como temperatura, sustrato, agua, pH o presión osmótica no sean limitantes.

3. Adsorción-desorción

La adsorción-desorción de iones, pares de iones, complejos en solución y compuestos orgánicos es uno de los mecanismos reguladores de la concentración de estas sustancias en la solución del suelo. La adsorción-desorción incluye el intercambio electrostático de iones, formación de complejos en superficies, intercambio de enlace, quelación de iones metálicos y enlaces hidrofóbicos de compuestos orgánicos.

Las reacciones de adsorción-desorción son rápidas, y aproximaciones al equilibrio a menudo se alcanzan en minutos, horas o días. Muchos autores han reportado la existencia de reacciones de adsorción lenta de algunos constituyentes químicos tal como fosfato (Barrow, 1980; citado por Logan, 1990). Es probable que cualquier proceso que involucre la formación de uniones de corto alcance, tal como en el caso de intercambio de enlace, formación de complejos en superficies o enlaces hidrofóbicos incluirán una reacción lenta en la medida en que la especie química inicialmente adsorbida sufra reacciones químicas adicionales con la superficie.

También es probable que las reacciones de adsorción que involucran la formación de enlaces químicos de corto alcance constituyentes de superficies mostraran, a la par, considerable histéresis en las reacciones de desorción. Histéresis (en la cual la desorción, considerablemente, se genera a partir de la adsorción) es comúnmente observada en los sistemas del suelo con uniones inorgánicas (v.g. fosfatos), metales (v.g. Cu^{2+}) y compuestos orgánicos (v.g. paraquat). Un aspecto de importancia de las reacciones lentas para la degradación del suelo, es que la adsorción de tóxicos tal como metales, y compuestos orgánicos puede no ser fácil o rápidamente revertida, y por lo tanto un cambio drástico en el ambiente químico puede ser requerido para acelerar la desorción.

4. Precipitación-disolución

Las reacciones de precipitación en el suelo son particularmente importantes para condiciones de alta concentración de iones, condiciones que ocurren, comúnmente, cuando desechos reactivos son depositados en la tierra. La lluvia es ambientalmente significativa, ya que la solubilidad de un contaminante en el suelo es controlada por la disolución de la fase sólida precipitada. La contaminación adicional resultará en una concentración incrementada del contaminante, solamente si una nueva fase sólida es formada, o si el reactivo precipitante del suelo es agotado.

3.3.2 Principales procesos de degradación química

3.3.2.1 Agotamiento de nutrientes

A diferencia de los sistemas naturales, en los cuales la producción de biomasa está en equilibrio con las reservas naturales del suelo y con la fijación biológica de nitrógeno, los sistemas de producción agrícola resultan en la remoción neta de nutrientes del suelo. Mientras que el nitrógeno puede ser repuesto en el suelo a través de la fijación atmosférica, otros nutrientes deben ser suplidos de las reservas del suelo. Cuando se agota el almacén disponible de nutrientes, éstos deben ser repuestos a partir de las reservas que se encuentran en forma no asimilable, a través de la mineralización de la materia orgánica, la disolución de precipitados minerales, y la desorción de especies químicas fuertemente adsorbidas. La degradación ocurre cuando el total de reservas de nutrientes son inadecuadas para la producción de biomasa o cuando la tasa a la cual los nutrientes son movilizados es menor que la demanda de la biomasa.

Logan (1990) cita a Greenland y Nye (1959), con relación a sus estudios de los cambios en los contenidos de carbono y nitrógeno en suelos de las regiones templadas y tropicales, luego de la tala de bosques o de la labranza de sabanas. A través de dichos estudios, se encontró una tasa de descomposición del carbono orgánico del suelo mucho mayor en los sistemas tropicales. En los primeros años, luego de la tala de los bosques en las regiones tropicales, los niveles de C y N decrecen rápidamente. Este decrecimiento fue mayor en los sistemas de barbecho desnudo y en las rotaciones de cultivo sin leguminosas. La rotación de cultivos incluyendo leguminosas disminuyó la tasa neta de descomposición del carbono, presumiblemente asociado a una mayor retención de dicho elemento en la medida en que se incrementa el ingreso de N al sistema. Los contenidos de C en los suelos bajo sabanas tropicales declinaron al someter éstas a la labranza para desarrollo de cultivos, aun cuando las tasas de descomposición del C se mantuvieron más lentas que en el caso de los suelos cultivados donde se taló el bosque. Hecho que se relaciona con la menor producción de biomasa que ocurre en las sabanas al compararlas con los bosques en las regiones tropicales.

Además de las pérdidas de materia orgánica *per se*, los nutrientes, producto de la mineralización de la misma, en los sistemas tropicales están sujetos a mayores y más rápidas pérdidas por lavado debido a las altas precipitaciones y permeabilidad, particularmente cuando se trata de los suelos rojos evolucionados del trópico.

Sustanciales cantidades de nutrientes son exportados de los suelos agrícolas durante la cosecha. Con el grano y la paja de un cultivo de maíz con rendimiento de 2 Mg ha⁻¹, el suelo pierde cerca de 40 kg N, 30 kg P₂O₅ y 50 kg K₂O. Si los nutrientes exportados no son compensados por la adición de fertilizantes, abonos orgánicos, *compost*, fijación biológica de N o subsecuente liberación de elementos a través de la meteorización de los minerales del suelo, el contenido de nutrientes del suelo sufrirá un rápido agotamiento (Steiner, 1996).

3.3.2.2 Acidificación del suelo

En términos generales, los suelos son ácidos cuando considerables porciones de sus cationes intercambiables están representados por hidrógeno y las diferentes formas de aluminio hidratado. Aunque la ocurrencia de suelos ácidos, en ciertos casos, puede deberse a la naturaleza de los materiales parentales, lo más común es que éstos se desarrollen debido a la lixiviación de bases. En la medida en que las aguas con cierto grado de acidez, provenientes de ácidos débiles (ácido carbónico y ácidos orgánicos) se mueven a través del suelo, algunos de los hidrogeniones (H⁺) reemplazan cationes adsorbidos en el complejo de intercambio (Figura 2.27), tales como Ca²⁺, K⁺ y Na⁺, los cuales son luego removidos por el agua, depositados a mayor profundidad o sacados del perfil del suelo. En regiones húmedas estos cambios continúan sucediéndose a través de décadas y centurias hasta completarse la remoción, o hasta alcanzarse una condición de equilibrio.

Todos los suelos tienen una capacidad de neutralización de la acidez (CNA) proveniente de las fases del suelo: sólida y en solución. En este particular el mayor aporte proviene de la fase sólida; teniendo la solución del suelo una participación mínima, es usualmente ignorada. Tomando como referencia pH 3 y descartando elementos menores, la CNA de un suelo puede ser representada tal como sigue (Sumner, 1998):

$$CNA = 2[CaO] + 2[MgO] + 2[K_2O] + 2[Na_2O] + 3[Al_2O_3] + 2[FeO] + [NH_3] - 2[SO_3] - 2[P_2O_5] - [HCl] - 2[N_2O_5] \quad (2.11)$$

donde: [] denota cantidades molares.

Ante la adición de un ácido al suelo, la CNA disminuye: bien porque el suelo retiene el ácido por sorción o precipitación del anión (v.g. SO₄²⁻), como un sulfato básico de Fe o de Al, incrementando la magnitud de [SO₃], o bien por lavado del anión con los cationes liberados del suelo, resultando en una reducción en la

concentración de [CaO, MgO, K₂O, N₂O]. Las reacciones de importancia en la neutralización de ácidos en el suelo son: (i) la disolución de carbonatos (ii) la remoción de cationes, (iii) la capacidad de superficies de carga variable, (iv) la disolución de minerales, (v) la precipitación de sulfatos de Al y Fe, y (vi) la desnitrificación Ulrich (1991; citado por Sumner, 1998). La capacidad amortiguadora de estas reacciones neutralizantes de acidez se presenta en el Cuadro 2.19. La capacidad amortiguadora del pH del suelo varía de 157 a 10 kmol H⁺/ha_{10cm} por unidad de pH para arcilla pesada con 4% de materia orgánica, y para arena sin materia orgánica respectivamente (Helyar *et al.*, 1990; citados por Sumner, 1998).

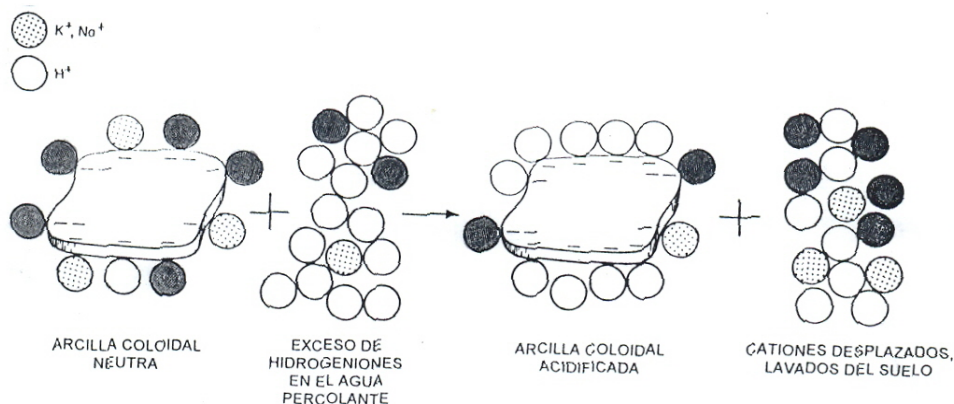


Figura 2.27 Acidificación de suelos permeables localizados en zonas húmedas a causa del lavado de calcio y otros cationes básicos (Donahue *et al.* 1983).

Cuadro 2.19 Capacidad de amortiguación de reacciones neutralizantes de la acidez (Sumner, 1998)

Reacción	Capacidad amortiguadora	Fuente ¹
Disolución de carbonatos	1500 kmol H ⁺ / % CaCO ₃	Ulrich (1991)
Remoción de cationes básicos	70 kmol H ⁺ / % arcilla	Ulrich (1991)
Carga de superficies	< 100 kmol H ⁺ / ha _{15cm}	
Disolución de minerales	250-1500 kmol H ⁺ / % arcilla	Ulrich (1991)
Precipitación de sulfatos básicos	< 50 kmol H ⁺ / ha _{15cm}	
Desnitrificación	3-8 kmol H ⁺ / ha año	Ryden (1982)

¹ citados por Sumner, 1998.

Tal como planteada, la acidificación del suelo es un proceso natural, su aceleración producto de la actividad humana la convierte en un proceso de degradación del suelo. En la mayoría de los casos la acidez del suelo no es causa de considerable degradación hasta que el pH cae por debajo de 5,5, punto en el cual niveles tóxicos de Al (y algunas veces de Mn) pueden comenzar a manifestarse en muchos suelos. La degradación causada por la acidificación del suelo se manifiesta a través de la reducción de la productividad de cultivos, bosques y pastizales y en ciertos casos, en la transferencia de Al soluble a los cuerpos de agua, lo cual representa un peligro para la vida acuática (Sumner, 1998).

Fuentes generadoras de acidez

Bajo condiciones naturales la acidificación resulta de fuentes tales como el CO₂, proveniente de la descomposición de la materia orgánica del suelo y de la respiración de las raíces, que se disuelve en el agua formando ácido carbónico, un ácido débil, fuente de H⁺:



Smiley (1974) reporta haber obtenido valores de pH en el suelo cercano a las raíces, que fueron 1,2 veces más bajos que los presentados por la masa global del suelo, lo cual ha sido atribuido a liberación de hidrogeniones por las raíces de las plantas, los cuales son intercambiados por otros cationes fitonutrientes. Esta es considerada como otra fuente natural de acidificación.

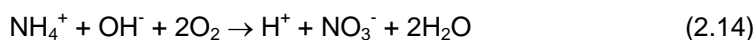
Pero, particularmente, en cuanto a la generación de acidez por actividades antrópicas, que se asocian con este tipo de degradación química del suelo, Sumner (1998) señala dos fuentes principales:

1. Fertilizantes amoniacales y leguminosas

Los fertilizantes amoniacales por si mismos no son ácidos, sin embargo el ión amonio (NH₄⁺) al ser nitrificado, con la formación de nitrato (NO₃⁻), genera acidez. Todos los fertilizantes amoniacales tienen el potencial de acidificar el suelo, ya que las condiciones de la mayoría de los suelos favorecen el proceso de nitrificación. En términos de sus efectos acidificantes estos fertilizantes pueden dividirse en dos grupos dependiendo de que, consumidores de protones (OH⁻ o CO₃²⁻), sean o no sean producidos después de la adición del fertilizante al suelo, así se tienen: (a) amonio anhidro y urea y (b) sales amoniacales. Las reacciones involucradas son las siguientes:

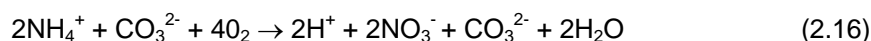
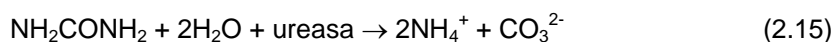
a.1 Amonio anhidro





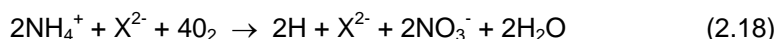
cada N produce 1H^+

a.2 Urea



cada N produce 1H^+

b. Sales amoniacales ($\text{X} = \text{SO}_4^{2-}, 2\text{NO}_3^-, 2\text{Cl}^-, 2\text{H}_2\text{PO}_4^-$ o HPO_4^{2-})



cada N produce 2H^+

Es así, que por unidad de N amoniacal, las sales de amonio potencialmente generan dos veces la acidez producida por amonio anhidro y urea. Sin embargo, en la base de contenido de N total, NH_4NO_3 producirá solamente 1H^+ por unidad de N, ya que la mitad del N se encuentra ya en la forma de NO_3^- .

En el caso de las leguminosas, la acidez producida es función del balance en la toma de cationes y aniones inorgánicos por el cultivo, de las exportaciones por el aprovechamiento del producto del cultivo y por el lavado de NO_3^- (Bolan *et al.*, 1991 citados por Sumner, 1998). A manera de ilustración se puede citar que un rendimiento de 13 Mg/ha de un cultivo de alfalfa extrae del suelo aproximadamente 45 kg de calcio y 9 kg de magnesio (USDA, 1966, citado por Donahue *et al.*, 1983).

El alcance actual de la degradación del suelo, causada por la acidificación inducida por el uso de fertilizantes amoniacales, depende de las magnitudes de la volatilización del NH_3 y de la desnitrificación, y de la toma y lavado del NO_3^- . En la mayoría de los agroecosistemas, la degradación debido a la acidificación es compensada por aplicaciones de enmiendas calcáreas, pero en algunos sistemas con aplicación mínima de insumos, tal como la agricultura de subsistencia, los suelos pueden volverse intensamente ácidos debido a que el encalado es considerado demasiado costoso.

2. Combustibles fósiles

Cuando se queman combustibles fósiles, los cuales contienen N y S, la oxidación resulta en la formación de óxido nítrico (NO), dióxido de nitrógeno (NO_2) y

dióxido de azufre (SO_2) los cuales en presencia de luz y humedad son convertidos en HNO_3 y H_2SO_4 , que acidifican el agua de lluvia hasta 10 o más veces en relación a su condición normal. En áreas industrializadas, la lluvia ácida aporta al suelo tanto como 1 kmol H^+ /ha año, pero en algunas áreas el aporte puede ser tan alto como 6 kmol H^+ /ha año. En comparación con los aportes de las fuentes de acidez de origen agrícola (fertilizantes y leguminosas), los peores casos de lluvia ácida contribuirán a la acidificación de los suelos con una fracción entre el 7 y el 25% del total. Los mayores problemas se presentan cuando la lluvia ácida cae en ecosistemas naturales tal como bosques, donde existen pocas posibilidades de neutralización de estos aportes de acidez. En tales casos, la tasa de degradación es crucialmente dependiente de la cantidad y concentración de la lluvia ácida y de la capacidad amortiguadora del suelo. Efectos importantes en la fauna, y hasta la erradicación de especies de peces en muchos lagos y reservorios han sido asociados con la acidez anormal de la precipitación (Environment Canada, 1984).

Nilsson (1986, citado por Sumner, 1998), en Escandinavia, mostró que la magnitud en la disminución del pH en períodos de 20-50 años, es menor a medida que los valores iniciales del pH del suelo afectado son más bajos. Así para valores iniciales de $\text{pH} > 5$ la disminución en pH estuvo en el orden de 1 a 1,5 mientras que valores de $\text{pH} < 3,5$ el decrecimiento estuvo en el orden de 0,3 unidades de pH.

Es un hecho generalmente aceptado, que la acidificación del suelo resulta en la pérdida de cationes básicos y en la solubilización de elementos tóxicos tal como Al^{3+} y Mn^{2+} , lo cual afecta de manera negativa el desarrollo de la vegetación arbórea y reduce la actividad biológica y el ciclaje de nutrientes (Ulrich y Pankrath, 1983; Lavelle *et al.*, 1995; Wood, 1995, citados por Sumner, 1998).

Consecuencias de la acidificación

Sánchez y Logan (1992) señalan que aproximadamente 4 millardos de hectáreas o, lo que es lo mismo, 30% de los suelos del mundo son ácidos; de esta fracción, 2,6 millardos de hectáreas ocurren en los trópicos y subtropicos. En los agroecosistemas de alta producción, la mayoría de los suelos ácidos, que ocurren de manera natural, han sido encalados para incrementar el rendimiento de los cultivos, pero en los sistemas agrícolas de subsistencia, grandes extensiones de suelos naturalmente ácidos todavía limitan el rendimiento de los cultivos. En Australia, importantes superficies de suelos originalmente no ácidos se han convertido en suelos de moderada a fuertemente ácidos como resultado del establecimiento de sistemas de producción basados en la selección y producción de cultivos tolerantes a la acidez, para mantener los niveles de rendimiento. En estos casos el encalado fue considerado demasiado costoso e inaplicable desde el punto de vista económico. Los agricultores llegan a perder la flexibilidad de sus sistemas de cultivo, como resultados del estar limitados al solo desarrollo de cultivos tolerantes a la acidez. Heylar *et al.* (1990, citados por Sumner, 1998) han calculado para las condiciones de Australia, el tiempo requerido para que suelos de diferentes capacidades de amortiguación

alcancen pH de 5,0 y 4,5, los cuales son considerados para representar los puntos por debajo de los cuales especies tolerantes y no tolerantes a la acidez son probablemente afectados de manera adversa (Cuadro 2.20). Bajo tales condiciones de máxima acidificación, la aplicación de 210 kg N/ha año como urea (una dosis de aplicación agrícola común) podría producir un máximo de 15 kmol H⁺/ha_{10cm} año lo cual podría hacer descender el pH de un suelo franco arenoso de 6,0 a 4,5 en menos de 10 años. Por otra parte, 0,75 Mg de cal/ha_{10cm} año sería requerido para mantener el pH en esas condiciones.

Cuadro 2.20 .Tiempo estimado requerido por suelos de diferentes capacidades de amortiguación y valores iniciales de pH para alcanzar valores de pH preestablecidos para una adición de acidez de 1 kmol H⁺/ha_{10cm} año (Sumner, 1998, basado en Helyar *et al.*, 1990).

Capacidad de amortiguación del pH del suelo, kmol H ⁺ /ha _{10cm} .pH (textura del suelo)	pH inicial (0-30 cm)	Tiempo (años) requerido para alcanzar	
		pH 5,0	pH 4,5
30 (franco arenoso)	5,0	0	45
	5,5	45	90
	6,0	90	136
60 (franco)	5,0	0	90
	5,5	90	180
	6,0	180	270
150 (arcilloso)	5,0	0	225
	5,5	225	450
	6,0	450	676

Uno de los principales puntos a ser considerados cuando se trata de las consecuencias de la acidificación, son sus efectos en el rendimiento de los cultivos. Sumner (1998) señala que es casi imposible estimar con precisión los impactos económicos de la acidificación en la producción de los cultivos en una escala regional o global. Sin embargo, reducciones sustanciales en el orden del 10 al 50% sobre una amplia variedad de cultivos (Cuadro 2.21) es probable que ocurra en la medida en que la acidez del suelo se incrementa. Tales reducciones en rendimiento son el resultado de una serie de impactos negativos de la acidificación en las propiedades del suelo. En la medida en que los suelos se vuelven más ácidos, disminuye la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y a menudo se incrementa la capacidad de intercambio aniónica (CIA), especialmente en suelos de carga variable; ello resulta en una disminución de la capacidad del suelo para almacenar cationes esenciales para la nutrición de las plantas. Adicionalmente, el Al³⁺ intercambiable tiende, de manera creciente, a saturar la reducida CIC a expensas del Ca²⁺ y Mg²⁺ intercambiables.

Como resultado, el Al^{2+} tiende a volverse más tóxico y el Ca^{2+} y Mg^{2+} se hacen deficientes. En muchos suelos, sustanciales cantidades de Mn^{2+} pueden también volverse solubles y tóxicas bajo condiciones de acidez. La fijación simbiótica y asimbiótica del N se ve reducida con la acidificación, debido a que la actividad de algunos rhizobias (*Rhizobium metiloti*) se ve drásticamente afectada por debajo de pH 6 (Rice *et al.*, 1977, citados por Sumner, 1998). En consecuencia, muchas leguminosas no se desarrollan adecuadamente bajo condiciones de acidez, usualmente como resultado de la deficiencia de Mo, elemento esencial en el proceso de fijación. Cuando la acidificación resulta en un exceso de aniones (SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^-) diferentes del HCO_3^- , sobre cationes básicos en el agua de percolación, se dan las condiciones óptimas para la transferencia de acidez, bien de H^+ o de Al^{3+} , a los cuerpos de agua, lo cual puede tener un serio impacto en la vida acuática. Tal situación a menudo ocurre en ecosistemas naturales con suelos de textura arenosa cuando son acidificados por la lluvia ácida (Sumner, 1998).

Cuadro 2.21 Efecto de la acidificación del suelo en el rendimiento de varios cultivos (Sumner, 1998).

Cultivo	Localidad ¹	Rendimiento relativo y (pH)		Fuente ²
Maíz, grano	NE, EE.UU	33 (4,3)	100 (6,0)	Lathwell y Reid (1984)
Maíz, ensilaje	NE, EE.UU	65 (4,7)	100 (5,8)	
Alfalfa/gramínea	NE, EE.UU	81 (5,3)	100 (6,2)	
Alfalfa/trébol/gramínea	NE, EE.UU	23 (4,9)	100 (6,5)	Jackson y Reisenauer (1984)
Espinaca	O, EE.UU	24 (5,8)	100 (6,6)	
Remolacha de mesa	O, EE.UU	76 (5,8)	100 (6,6)	
Maíz, grano	OM, EE.UU	89 (5,0)	100 (6,6)	McLean y Brown (1984)
Soya	OM, EE.UU	82 (5,0)	100 (6,7)	
Alfalfa	OM, EE.UU	58 (5,0)	100 (6,6)	Kamprath (1984)
Soya	SE, EE.UU	3 (4,5)	100 (5,6)	
Soya	SE, EE.UU	71 (4,3)	100 (5,3)	
Frijol	SE, EE.UU	26 (3,9)	100 (5,3)	
Caña de azúcar	SE, EE.UU	25 (4,0)	100 (4,8)	
Papa dulce	SE, EE.UU	22 (4,2)	100 (5,6)	
Maíz, grano	Australia	50 (4,5)	100 (5,5)	
Haba	India	76 (5,1)	100 (5,6)	
Girasol	India	75 (5,1)	100 (5,6)	Parvathappa <i>et al.</i> (1995)
Maíz, grano	Brasil	46 (4,6)	100 (5,9)	
Soya	Brasil	29 (4,7)	100 (6,3)	
Algodón	Brasil	28 (4,9)	100 (5,8)	van Raij (1991)
Cebada	Escocia	21 (4,8)	100 (6,4)	
Trigo	Escocia	74 (4,8)	100 (5,6)	
Colza, aceite	Escocia	72 (4,8)	100 (6,4)	Edwards (1991)
Maní	Malasia	55 (4,3)	100 (5,4)	
Maíz, grano	Malasia	30 (4,3)	100 (5,4)	Shamshudin <i>et al.</i> (1991)

¹ NE =noreste, O = oeste, OM = oeste medio, SE = sureste;

² citados por Sumner (1998)

Métodos de evaluación

La acidez del suelo es caracterizada por dos parámetros: (i) pH, el cual es una medida de la acidez activa o de la intensidad de la acidez, y (ii) la capacidad de amortiguación, la cual es la habilidad del suelo de resistir cambios en el pH, frente a la adición de ácidos o bases (Sumner, 1998).

1. pH del suelo

El pH del suelo es comúnmente medido, usando un medidor de pH con un electrodo de vidrio, en un sistema sólido/líquido de proporciones variables. El líquido puede ser agua destilada o soluciones de sales (0,01 M CaCl_2 , M KCl), y la relación suelo: líquido puede variar de 1:1 a 1:2,5. Cuando se añade agua al suelo para medir el pH, la concentración de sales en la solución del suelo es diluida, lo cual, en suelos cargados negativamente, resulta en un incremento en pH debido al fenómeno denominado "efecto de la sal". Así, la presencia de sales tiene un marcado efecto en el pH medido. En razón de que la concentración de sales en muchos suelos fértiles a capacidad de campo es de 0,01 M, el método 0,01 M CaCl_2 para medir el pH es basado en la extensión de la concentración de la solución del suelo para minimizar los efectos de la dilución. Por otra parte, el método del M KCl se basa en la premisa del intercambio de una gran proporción del ácido (H^+ , Al^{3+}) en la solución, en consecuencia el pH_{KCl} es comúnmente más bajo que el $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$, el cual, a su vez, es más bajo que el $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, cuando se trata de suelos negativamente cargados. Esto no significa que la adición de sales hace al suelo más ácido, sino más bien que las sales simplemente transfieren acidez (H^+ , Al^{3+}) de los sitios de intercambio, donde está almacenada, a la solución del suelo, donde está en forma activa. Un problema adicional se presenta en la medición del pH del suelo debido al "efecto de suspensión". En la instalación, el electrodo de referencia (calomel) es conectado a la suspensión de suelo mediante un puente saturado de KCl, el cual deja pasar KCl lentamente para completar el circuito. El K^+ y el Cl^- tienen casi idénticas movilidades y transfieren electrones igualmente a través del puente. Sin embargo, en razón de que la movilidad del K^+ con relación a la del Cl^- es reducida por la presencia de cargas negativas en las partículas de suelo (arcilla y materia orgánica), se desarrolla un falso potencial de magnitud variable y desconocida, el potencial de empalme líquido (*Liquid Junction Potential*), el cual es causa de un error en la medición. Este efecto es minimizado cuando el electrodo de calomel es colocado en una solución clara, y maximizado cuando se introduce en una suspensión de partículas de arcilla. Así, para minimizar este error, el electrodo de calomel debe ser colocado siempre en la solución clara de las partículas de suelo. En la mayoría de los sistemas, el error debido al *Liquid Junction Potencial* es del orden de 0,5 unidades de pH. Sumner (1994) presenta una discusión detallada con relación a los problemas asociados con la medición del pH del suelo.

2. Capacidad amortiguadora

El mejor método para medir la capacidad amortiguadora es a través de la conducción de experimentos en el campo con respecto a la tasa de aplicación de enmiendas calcáreas, pero ello resulta muy costoso y consume demasiado tiempo para una rutina de uso general. En consecuencia muchas técnicas químicas han sido desarrolladas para medir la capacidad amortiguadora, las cuales pueden clasificarse, básicamente, en cuatro categorías: (a) métodos que involucran la incubación del suelo con CaCO_3 o Ca(OH)_2 , (b) métodos de amortiguación rápida en los cuales se mide el cambio en pH ante la adición al suelo de una solución amortiguadora conocida, (c) métodos basados en la saturación de la CIC con ácido ($\text{Al}^{3+} + \text{H}^+$) o base ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+$), y (d) métodos basados en el contenido de materia orgánica del suelo. Para una revisión detallada de estos métodos se recomienda consultar a Sumner (1996).

Medidas de rehabilitación de suelos ácidos

Entre las medidas de rehabilitación de suelos afectados por la acidez, Sumner (1998) destaca las siguientes:

1. Encalado

Bajo condiciones agronómicas, el suelo superficial que ha sido acidificado es sujeto al mejoramiento por el encalado de la capa arable, lo cual trae como resultado la precipitación de Al^{3+} y Mn^{2+} tóxicos, y a la vez el incremento de los niveles de Ca^{2+} y Mg^{2+} . La cantidad de cal requerida para alcanzar condiciones óptimas para la producción de cultivos (llamado requerimiento de cal) depende de varios factores, siendo los más importantes la tolerancia del cultivo a la acidez y la capacidad de amortiguación a la acidez del suelo. Sin embargo, cuando los subsuelos son acidificados a través del continuo aporte de insumos de las fuentes de acidez ya discutidas, el mejoramiento se hace mucho más difícil debido a que la cal aplicada al suelo superficial no se mueve fácilmente hacia los estratos subyacentes. Para que la cal se movilice, el pH del suelo superficial debe ser mayor de 5,6 (Sumner, 1995), por encima de este valor la concentración de $\text{Ca(HCO}_3)_2$ soluble se incrementa rápidamente permitiendo que la alcalinidad sea lentamente transferida, a través del flujo de masa, al subsuelo donde reacciona con la acidez. La tasa de movimiento hacia los estratos subyacentes será proporcional al contenido de acidez del subsuelo la cual será neutralizada progresivamente. La lenta tasa de movimiento de la cal puede ser acelerada incrementando el pH del suelo superficial, a través del encalado hasta cerca de la neutralidad, pero ello a menudo resulta en un pobre rendimiento del cultivo. Por otra parte, la adición de fertilizantes acidificantes a los suelos cultivados, conjuntamente con material calcáreo, produce $\text{Ca(NO}_3)_2$ el cual se mueve fácilmente.

La toma en mayor cantidad de NO_3^- que de Ca^{2+} por las raíces de las plantas resulta en la transferencia de alcalinidad del tope al subsuelo.

2. Materia orgánica

La adición de materia orgánica a los suelos ácidos ha sido efectiva reduciendo niveles fitotóxicos de Al^{3+} e incrementando el rendimiento de los cultivos. Se cree que los mecanismos principales responsables de estas mejoras sean bien la formación de complejos orgánicos - Al, que hacen al Al menos tóxico, o bien la neutralización directa del Al, producto del incremento en pH causado por la materia orgánica. Sumner (1998) basándose en las experiencias de Pocknee y Sumner (1996) y Noble *et al.* (1996), destaca la posible alternativa de usar materiales orgánicos tales como residuos vegetales y estiércoles como sustitutos de la cal. La materia orgánica actuaría, de acuerdo a su grado de descomposición en el suelo, elevando el pH y precipitando el Al en proporción directa a su contenido de cationes básicos o alcalinidad.

3. Yeso

En términos del mejoramiento de subsuelos ácidos, el yeso aplicado en superficie ha probado ser efectivo y económico en suelos altamente meteorizados en muchas áreas del mundo, ya que el mismo se mueve hacia abajo en el perfil del suelo; con sustanciales respuestas en rendimiento de una variedad de cultivos. Básicamente, el yeso entra en reacciones con el Al, en el subsuelo, lo cual resulta en formación de compuestos complejos o precipitación de las formas tóxicas, mientras los niveles de Ca^{2+} se incrementan simultáneamente, contribuyendo ambos a un mejoramiento del medio donde se desarrollan las raíces.

En los ecosistemas naturales las aplicaciones de enmiendas correctoras de la acidez son usualmente no factibles, y en consecuencia el acceso de la acidez como consecuencia de la lluvia ácida puede causar una seria disminución de la productividad de tales sistemas para lo cual no existe solución a la mano. La severa acidificación, en dichas condiciones, puede llevar a la transferencia de acidez a las aguas superficiales con el consiguiente impacto negativo.

3.3.2.3 Contaminación y polución del suelo

Antes de entrar a discutir sobre estos procesos de degradación química del suelo es importante establecer una diferenciación entre los términos contaminación y polución. La **contaminación del suelo** es considerada como cualquier adición de compuestos que resulte en efectos adversos, detectables, en el funcionamiento del suelo. El término **polución del suelo** es reservado para los casos donde la contaminación, al presentar efectos tan severos y adversos, se hace inaceptable, y conduce al mal funcionamiento del suelo y consecuentemente a su degradación (De

Haan *et al.*, 1993). Así planteado, contaminación y polución reflejan solamente una diferencia en el grado de daño al sistema suelo.

La contaminación del suelo puede expresarse a través de efectos tóxicos en plantas o animales, por la presencia en los suelos de concentraciones anormalmente altas de ciertas sustancias ajenas al medio. Es sabido que la tierra es receptora de la mayoría de desechos producto de la actividad humana; desechos urbanos, industriales, agrícolas radioactivos, petrolíferos, etc, que pueden generar toxicidades de consecuencias impredecibles, las cuales tienen mayor probabilidad de manifestación en el entorno de las ciudades, las zonas industriales, las mineras y sus áreas de influencia, y que pueden extenderse en radios expresados en kilómetros, cuando tales factorías desarrollan sus actividades sin las debidas normas de seguridad y medidas de protección ambiental.

Fuentes de contaminación del suelo

Las fuentes de contaminación del suelo tienen orígenes de diversa índole, sin embargo, dado su grado de expresión actual, especial atención merecen la contaminación producto de las actividades agrícolas, la contaminación radionuclear y la contaminación por metales tóxicos provenientes de diversas fuentes.

1. Insumos y desechos de la agricultura

Por años, los suelos que se encuentran bajo uso agrícola son afectados por diferentes tratamientos para mejorar sus propiedades, incluyendo su capacidad para proveer a los cultivos o vegetación de los elementos nutritivos así como de las provisiones de agua y aire para las raíces de las plantas. En la agricultura comercial es común el uso de variedades mejoradas de altos rendimiento que responden favorablemente a la aplicación de fertilizantes y al riego, pero que a la par demandan la aplicación de pesticidas, fungicidas y herbicidas selectivos que las protegen contra plagas y enfermedades.

Aun cuando los beneficios de muchos de estos constituyentes, aplicados para obtener o mantener suficientes rendimientos y alta calidad de productos son tangibles, efectos adversos han sido reconocidos durante las últimas décadas. Estos efectos adversos difieren, al ser afectados por diferentes factores entre los que se tienen la diferente naturaleza de los agentes contaminantes y su localización. Así a la aplicación de fertilizantes se asocian efectos negativos como el desbalance en la disponibilidad de elementos fitonutrientes y/o excesiva disponibilidad de los mismos. Al nivel ambiental, la contaminación de aguas subterráneas y superficiales son riesgos de importante consideración. Asimismo, ha tomado mayores dimensiones la preocupación con relación a la emisión de "gases invernadero" a la atmósfera (Barrow, 1991).

Los compuestos de bajo peso molecular tales como pesticidas y otros xenobióticos son sometidos a complejas interacciones de sorción lo cual es de mayor

relevancia en relación con la biodisponibilidad, biodegradación y movilidad en el ambiente. La naturaleza de tales interacciones depende, en gran medida, de la composición de la matriz del suelo. Algunos estudios han señalado que la materia orgánica juega un papel esencial en comparación con la significativa función que pueden jugar las arcillas (Almendros, 1995).

Barrow (1991) comenta que aun no ha transcurrido suficiente tiempo para que todos los efectos del uso de agroquímicos hayan podido expresarse. Los efectos a largo plazo en el ambiente, y particularmente en el suelo, no son bien conocidos.

2. Contaminación con metales tóxicos

En muchas partes del mundo, particularmente en las áreas vecinas a zonas urbanas e industriales, concentraciones anormalmente altas de metales pesados en el suelo han sido reportadas. El comportamiento de los metales no sólo es asociado con los procesos que afectan su movilidad y retención en el suelo sino también con sus formas físico-químicas y la toma por las plantas y por los organismos del suelo que forman parte del sistema. Los procesos de mayor importancia que influyen la movilidad y retención de metales son la meteorización, solubilización, precipitación, quelación, toma por las plantas, inmovilización por microorganismos del suelo y lixiviación. Estos procesos son principalmente afectados por el pH, el contenido de materia orgánica y las condiciones redox en el suelo. A causa de la complejidad que caracteriza las reacciones y transformaciones de los metales en el suelo, es difícil predecir su comportamiento en dicho medio. Sin embargo algunas aproximaciones metodológicas han sido propuestas, las cuales pueden ser usadas para entender el comportamiento de los metales en el suelo (Singh, 1998): (i) la teoría geoquímica y la modelización (ii) el entendimiento de los procesos del suelo y las condiciones que controlan reacciones y transformaciones de las especies metálicas y (iii) el fraccionamiento de metales en suelos contaminados mediante técnicas de extracción secuencial.

Las técnicas de evaluación actuales incluyen métodos químicos, biológicos y la modelización computarizada. Basado en la información generada por la aplicación de métodos químicos, se puede evaluar el riesgo de la presencia de metales pesados en el suelo que puede afectar plantas, microorganismos del suelo y consumidores, para ello es necesario el establecimiento de niveles de concentración críticos en el suelo. Tres niveles de evaluación han sido propuestos (Gupta *et al.*, 1995; citados por Singh, 1998): (i) El primer nivel está basado en valores de referencia para reforzar medidas preventivas. Estos valores no son específicos al uso de la tierra ni a los receptores bajo riesgo. A este nivel el contenido pseudototal y la fracción móvil pueden ser usados para evaluar el grado de saturación del metal y la relevancia ecológica, respectivamente. (ii) El segundo nivel corresponde a valores detonantes, los cuales pueden desencadenar concentraciones fito- o zootóxicas o causar efectos adversos en el desarrollo y en las actividades de los microorganismos del suelo. Los valores detonantes son de ayuda para distinguir aproximadamente la contaminación aun inofensiva de aquella que es peligrosa dado el riesgo que involucra a los receptores.

Si los valores medidos exceden los “valores detonantes”, una evaluación cuantitativa de los riesgos deberá realizarse. (iii) El tercer nivel se refiere a los valores de limpieza, los cuales indican la necesidad de remediación. Los mismos son difíciles de derivar debido a que las referencias basadas en criterios de toxicología humana llevan a valores muy altos. Razón por la cual, valores de limpieza basados en “contenidos totales” son sugeridos para suelos bajo uso agrícola, forestal residencia e industrial, tal como se presenta en el Cuadro 2.22.

Cuadro 2.22 Valores de referencia para la concentración total de metales considerados tóxicos en suelos y en la solución del suelo (Singh, 1998, basado en Linzon, 1978 y Bohn *et al.*, 1985).

Metal	Concentración considerada tóxica	
	Suelo (mg kg ⁻¹)	Solución del suelo (mg L ⁻¹)
Cd	8,0	0,001
Cu	100	0,03-0,3
Hg	5,0	0,001
Ni	100	0,05
Pb	200	0,001
Zn	400	0,005

Entre los metales pesados: Cd, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn son considerados los más peligrosos en los sistemas terrestres (Logan, 1990), su origen se asocia a diversas fuentes algunas de las cuales se discuten brevemente a continuación:

a) Aplicación de lodos residuales a las tierras

Con las restricciones, para el mantenimiento de la calidad ambiental, con respecto a la incineración de lodos y desechos, su vertido al mar y en rellenos de tierra, etc., la aplicación de lodos residuales a las tierras se destaca como una alternativa para la disposición de los mismos, en las comunidades con acceso a amplias áreas cultivadas, con bosques o superficies de tierras disturbadas por las actividades antrópicas (Logan, 1990). Los lodos de aguas residuales de las municipalidades contienen nutrientes (en promedio cerca de 3% N, 2,5 P y 0,3% K), oligoelementos, y compuestos orgánicos de diversa naturaleza y composición. Los lodos residuales contienen variables concentraciones de casi todos los elementos químicos. Logan y Chaney (1990; citados por Logan, 1990) presentan un resumen de valores típicos de la concentración de oligoelementos en lodos residuales (Cuadro 2.23). De los elementos reportados solo unos pocos han sido señalados como concernientes a los sistemas suelo-planta-animal. Metales como Zn, Cu y Ni pueden ser fitotóxicos cuando aplicados al suelo en forma inorgánica, sin embargo no se ha observado fitotoxicidad en el aporte por lodos residuales aun a muy altas tasas de

aplicación del lodo ($< 500 \text{ Mg ha}^{-1}$). Metales como Cd, Pb, As, Se, Mo y Zn son potencialmente tóxicos a animales y humanos. Algunos procesos microbiológicos pueden ser interferidos por la presencia de elementos como Cd y As. Logan (1990) señala que el riesgo de afectación por cualquier metal en particular, ocurre solamente a muy alta concentración en los lodos, es decir concentraciones mayores del 95% de los rangos mostrados en el Cuadro 2.23, y con altas cantidades de aplicación.

Cuadro 2.23 Rangos y concentraciones medias de oligoelementos en lodos residuales municipales digeridos y secos (Logan, 1990, basado en Logan y Chaney, 1983).

Elementos	Rangos reportados (mg kg^{-1} lodo seco)		
	Mínimo	Máximo	Medio
As	1,1	230	10
Cd	1,0	3.410	10
Co	11,3	2.490	30
Cu	84,0	17.000	800
Cr	10,0	99.000	500
F	80,0	33.500	260
Fe	1000,0	154.000	17.000
Hg	0,6	56	6
Mn	32,0	9.870	260
Mo	0,1	214	4
Ni	2,0	5.300	80
Pb	13,0	26.000	500
Sn	2,6	329	14
Se	1,7	17,2	5
Zn	101,0	49.000	1.700

b) Dragado y disposición de sedimentos

En ambientes fluviales, tal como deltas, boca de ríos y áreas costeras ocurre un continuo depósito de sedimentos, mucho del cual, al acumularse en grandes cantidades, entorpece la navegación, por lo cual el sedimento debe ser dragado y dispuesto en sitios acondicionados para tal fin. Los contaminantes de origen municipal o industrial que son descargados al agua reaccionan con los sedimentos depositados. En el ambiente acuático, las condiciones anaeróbicas sirven para que los sedimentos inmovilicen los metales a través de su precipitación como sulfuros. También los contaminantes orgánicos son inactivados en sedimentos que contienen materia orgánica.

Cuando los sedimentos son dragados y expuestos al aire, la oxidación ocurre a través de complejas reacciones químicas y biológicas. Los sulfuros de metales son oxidados para producir formas metálicas más solubles, y la oxidación de sulfuros resulta en la generación de ácido que incrementa la disponibilidad de los metales presentes en los sedimentos. La mineralización de materia orgánica también resulta en la liberación de metales de compuestos complejos y compuestos orgánicos

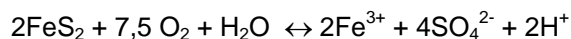
retenidos por sorción. Estas reacciones producen condiciones que hacen difícil el establecimiento de vegetación sobre los materiales producto del dragado, y también produce un lixiviado que puede ser un peligro contaminante para las tierras aledañas.

c) Contaminación por las factorías de fundición de metales

Una fuente importante de degradación química del suelo por contaminación en muchas partes del mundo radica en las factorías de fundición de metales. Los gases y residuos que se generan de los fundidores contaminan el aire y van a parar al suelo, el cual es acidificado y contaminado con altos niveles de metales potencialmente tóxicos. Logan (1990) comenta un ejemplo clásico, en Ontario, Canadá, donde el funcionamiento de grandes fundidores de níquel, fue la causa de concentraciones de Ni y Cu en el suelos tan altas como 9.000 y 7.000 mg kg⁻¹ respectivamente, comparadas con concentraciones normales de alrededor de 20 mg kg⁻¹ para estos dos metales. El pH del suelo en las áreas vecinas a donde funcionaba el fundidor de metales fue tan bajo como 3 o menos. Tales condiciones dan lugar a niveles, en la concentración de metales, altamente tóxicos para la vegetación nativa local, resultando grandes áreas desprovistas de cobertura vegetal (Logan, 1990).

d) Oxidación de pirita en suelos y escombros de la minería

La pirita (FeS₂) es la forma de azufre reducido más común en rocas y suelos. En la pirita, el azufre tiene un estado de oxidación de -1, y sólo se encuentra en suelos donde las condiciones de reducción son severas y prolongadas. La pirita también se encuentra en una variedad de minas, en particular en el carbón con alto contenido de azufre. La pirita es altamente estable en condiciones de reducción, bajo las cuales es extremadamente insoluble. Cuando se le expone a condiciones de oxidación, tal como ocurre cuando los suelos piríticos son drenados o cuando los escombros de las minas de carbón son dispuestos en la superficie de la mina, la pirita se oxida rápidamente a sulfato, con una gran producción de ácido fuerte. La oxidación es una combinación compleja de reacciones bacterianas y químicas e involucra principalmente a la bacteria quimioautótrofa *Thiobacillus ferrooxidans* de acuerdo a la siguiente reacción, que involucra la oxidación de ambos, Fe²⁺ y S²⁻:



Lo significativo desde el punto de vista ambiental de la oxidación de la pirita es la enorme producción de ácido fuerte, que puede generar valores de pH < 2,5, disuelve minerales del suelo y produce concentraciones tóxicas de Al, Fe, Mn, metales pesados y resulta en altos niveles de sales. Tal ambiente es hostil al desarrollo de microorganismos y otra flora y fauna del suelo, y al desarrollo de plantas y cultivos. La clave para la recuperación de los suelos afectados por estos contaminantes está en la reducción de la oxidación de la pirita, enterrando los escombros y estableciendo una zona superficial con una dinámica actividad biológica.

Las tierras recuperadas, aun cuando la vegetación sea exitosamente restablecida, permanecen frágiles, en la medida en que la profundidad de enraizamiento y la suplencia de nutrientes es limitada por la profundidad efectiva de la recuperación del suelo, la cual es raramente mayor de 25 a 30 cm (Logan, 1990).

e) Contaminación radionuclear

Desde el inicio de las pruebas nucleares a cielo abierto, a comienzos de los años 1950, el suelo se ha ido, progresivamente contaminando con elementos radionucleares de larga duración. Para agravar la situación, accidentes como el la planta de energía nuclear de Chernobyl en la entonces Unión Soviética, y las acciones para la disposición de material de desecho radioactivo han creado preocupación acerca de la contaminación de suelos, productos agrícolas y consecuentemente acerca de la salud animal y humana. Luego del accidente de Chernobyl, miles de hectáreas de tierras vecinas a las instalaciones del reactor accidentado fueron gravemente contaminadas. En el noroeste de Europa se detectó contaminación radionuclear principalmente por ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs y ^{140}Ba . De estos elementos radionucleares, mayor atención han recibido el ^{134}Cs y el ^{137}Cs debido a su larga vida media. El ^{137}Cs establece uniones fuertes con los minerales de arcilla y la materia orgánica por lo que su movilidad se limita considerablemente en suelos ricos en estos constituyentes (Singh, 1998).

El suelo es un principal sumidero para la mayoría de los elementos radionucleares de larga duración y por lo tanto constituye la vía principal de la transferencia de estos elementos a animales y seres humanos. Por otra parte la microflora del suelo juega un papel importante en el ciclaje de elementos radionucleares y en los procesos físico-químicos del suelo, que intervienen en el mismo. Se ha señalado a las micorrizas como componentes de extrema importancia en la vía de transferencia entre los suelos contaminados por elementos radioactivos y las raíces de las plantas (Singh, 1998).

En muchos casos, la sola evaluación de la cantidad total de contaminantes en el suelo puede no ser un indicador preciso de la magnitud y alcance de la contaminación ya que el comportamiento químico de los contaminantes determina sus consecuencias ecológicas en los ambientes terrestres y acuáticos.

3.3.2.4 Subsistencia de los suelos orgánicos

La subsidencia o hundimiento de la tierra ocurre en los suelos orgánicos cuando estos son drenados y la materia orgánica se descompone rápidamente, reduciendo drásticamente el volumen del suelo. Los suelos orgánicos (Histosoles) son formados en tierras, en las que por su posición, los niveles freáticos altos crean condiciones de anegamiento con severas limitaciones de oxígeno. Bajo estas condiciones ocurre una alta producción de biomasa y acumulación de restos vegetales. El material acumulado es parcialmente degradado para dar una gama de

materiales orgánicos desde el fibrico (poco descompuesto) hasta el sáprico (altamente descompuesto). Los Histosoles son drenados y destinados a la producción agrícola, aprovechando el gran almacenamiento de nutrientes acumulados. Los procesos físicos, químicos y biológicos que resultan en la formación de los Histosoles son revertidos con el drenaje, y la materia orgánica comienza a descomponerse rápidamente. Estudios realizados en EE.UU. y Europa (Everett, 1983; citado por Logan, 1990) señalan tasas de subsidencia de los suelos orgánicos de 0,4 a 9,1 cm año⁻¹, muy altas al compararlos con las tasas de formación de 0,02 a 0,08 cm año⁻¹ (en el trópico se han reportado tasas de acumulación de turba de 2 cm año⁻¹). La subsidencia, inicialmente rápida, se completa entre los 4 y 10 años, luego de la instalación del drenaje. La pérdida de materia orgánica, principal contribuyente al proceso de la subsidencia puede ser tan alta como 2 Mg ha⁻¹ (Everett, 1983; citado por Logan, 1990). De gran importancia, tanto desde el punto de vista agronómico como ambiental, es la gran pérdida de nutrientes, con las aguas de drenaje que ocurre con la subsidencia de los suelos orgánicos (Logan, 1990).

3.3.2.5 Salinización

El término salinidad hace referencia a la concentración excesiva de sales solubles en el suelo y/o aguas. La salinización altera las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, y en consecuencia su fertilidad. En la ciencia del suelo se identifican como sales solubles todos aquellos compuestos químicos inorgánicos más solubles que el yeso (CaSO₄), cuya solubilidad es de 0,241 gramos en 100 mililitros de agua a 0°C. Tal es el caso de la sal común (NaCl) con una solubilidad cerca de 150 veces mayor que la del yeso (Donahue *et al.*, 1983). La mayoría de las sales solubles están compuestas por los cationes Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ y por los aniones Cl⁻, SO₄²⁻ y HCO₃⁻. Generalmente, menores cantidades de K⁺, NH₄⁺, CO₃²⁻ y NO₃⁻, y otros elementos como B y Se también se presentan. En algunas soluciones de suelo la concentración de sales puede alcanzar valores mayores que el agua de mar, lo cual significa de 3 a 4% de sal.

Evidentemente todos los suelos contienen una cierta cantidad de sales solubles, pero para considerar la afectación por sales, la concentración de éstas en la solución del suelo debe superar ciertos valores límites. Los valores numéricos de estas concentraciones límites dependen de las condiciones geoquímicas, ambientales y de las propiedades físicas y físico-químicas de los suelos, así como de la composición química de las sales causantes del problema. La salinización tiene un papel preponderante en la pedogénesis, sus efectos dominan sobre otros procesos de formación del suelo y radicalmente cambia las propiedades del mismo (Szabolcs, 1989).

Aun cuando la salinización sea tratada como uno de los procesos de degradación química del suelo, sus efectos ambientales son mucho más amplios que los de un simple proceso químico que pueda causar la contaminación del suelo. Al alcanzarse niveles importantes de sales en un suelo, tanto la calidad como la cantidad

de las mismas determinan prácticamente todos los atributos principales del suelo: físicos, químicos, biológicos y aun mineralógicos. Dependiendo de la química de las sales el desarrollo del proceso puede variar, pero siempre resulta en la degradación del suelo y en la disminución de su productividad (Szabolcs, 1998a).

Origen y fuentes de las sales en el suelo

La fuente original aunque no siempre directa, de la cual provienen las sales en los suelos está representada por los minerales primarios constituyentes de los suelos y las rocas expuestas de la corteza terrestre. Es a través de reacciones de intemperización química (hidrólisis, hidratación, solución, oxidación, carbonatación) que los cationes y aniones constituyentes de las sales son liberados a la solución del suelo, adquiriendo así su mayor solubilidad (USDA, 1970).

El desarrollo de suelos afectados por sales tiene dos precondiciones (Szabolcs, 1998a):

- Las fuentes de sales solubles
- La periódica o permanente prevaencia de la acumulación sobre el lavado de las sales.
- La formación y acumulación de sales se debe al gran número de procesos geo- e hidroquímicos que tienen lugar en el estrato superior de la corteza terrestre.

El tipo de acumulación de sales depende de (Szabolcs, 1998a):

- la cantidad de sales solubles en agua,
- la química de la salinización, y de
- la distribución vertical y horizontal de las sales acumuladas en sedimentos y suelos.

Las condiciones climáticas, geológicas, geomorfológicas e hidrogeológicas determinan el tipo y grado de salinización. La acumulación de sales y los suelos afectados por sales ocurren no solo en condiciones de aridez y en tierras bajas sino en todas las condiciones climáticas, desde los trópicos húmedos hasta más allá del círculo polar. Lo mismo que a diferentes altitudes desde territorios por debajo del nivel del mar hasta en montañas que superan los 5000 m.s.n.m. Los suelos afectados por sales cubren aproximadamente la 1/10 parte de la superficie de los continentes ; más de un centenar de países del mundo tienen suelos afectados por sales ocupando diferentes porciones de su territorio (Szabolcs, 1998a).

La intervención del hombre, interfiriendo con los procesos naturales e influenciándolos desde los inicios de su aparición sobre la faz de la tierra, contribuyó a la creación de suelos salinizados en muchas partes del mundo, resultando en serio deterioro y degradación de la tierra. Evidentemente, no hubo suficiente conocimiento

ni medios técnicos para predecir, explicar y combatir la salinización de los suelos por miles de años. En consecuencia, la degradación de los suelos y otros efectos adversos fueron reconocidos en muchos casos, demasiado tarde para hacer algo en contra de su desarrollo. Durante la historia de la humanidad, los suelos de vastos territorios se salinizaron como resultado de métodos impropios de riego, carencia de drenaje y técnicas agrícolas primitivas. La Figura 2.28 destaca como el incremento en superficie de tierra bajo riego y la progresiva salinización muestran tendencias casi paralelas. En dicha figura también se observa que el incremento en salinización y alcalinización secundaria sobrepasa al de la superficie bajo riego, tal efecto es debido a que la superficie de tierras salinizadas y alcalinizadas incluye aquellas áreas que fueron afectadas por riego por largo tiempo en el pasado, aun cuando ellas no han sido irrigadas por centurias. Esto, aunado al hecho de que la salinización secundaria, inducida por el riego, influencia áreas que crecen en extensión alrededor de los sistemas de riego, resulta en un agudo incremento de la salinización secundaria de los suelos, la cual se acelera con el crecimiento de la agricultura bajo riego (Szabolcs, 1998a).

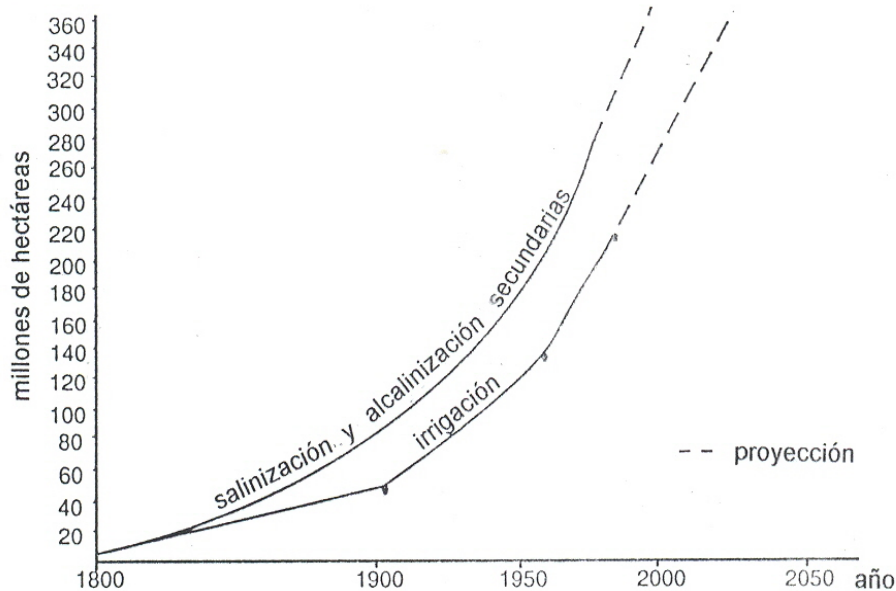


Figura 2.28 Desarrollo global del riego y de la salinización y alcalinización secundaria de los suelos (Szabolcs, 1998a).

Aun cuando el manejo inadecuado del riego y el drenaje son señalados como causas principales de la salinización y alcalinización de los suelos, otras actividades humanas conllevan a la iniciación e intensificación de estos procesos. Todos los

factores antrópicos que afectan el balance hídrico y cambian el flujo de masa y energía de los procesos de formación del suelo pueden acentuar el proceso de salinización y alcalinización del mismo. Así, la deforestación, el sobrepastoreo, los cambios adversos en el uso de la tierra y los patrones de cultivo, el agotamiento de la biomasa para uso como combustible o como forraje, y la contaminación química, entre otros, generan salinización secundaria y, por ende, degradación de la tierra (Szabolcs, 1998a).

Parámetros para el diagnóstico de la salinidad

Los principales parámetros predictivos para el diagnóstico de los problemas actuales y/o potenciales del exceso de sales en los suelos son la conductividad eléctrica (CE) y la relación de adsorción de sodio (RAS). Adicionalmente, dondequiera que existan condiciones potencialmente peligrosas, en el agua o suelos, de concentraciones anormales de ciertos iones, tales como Cl y B, estos deben ser determinados.

La cuantificación de las sales solubles presentes en el suelo se hace a través de la determinación de la CE del extracto de saturación, cuya medición se basa en el principio de que la cantidad de corriente eléctrica transmitida en una solución salina, es directamente proporcional a la concentración de sales en la solución. Para ello se colocan dos electrodos de área conocida en una solución, se hace pasar una corriente eléctrica entre ambos electrodos y se mide la resistencia de la solución bajo tales condiciones; el recíproco de la resistencia es la conductividad eléctrica. Los resultados se multiplican por una constante de la célula ($\text{cm}/\text{cm}^2 = \text{cm}^{-1}$) para corregir variaciones en la geometría de la célula. Como la CE aumenta aproximadamente 2% por cada grado centígrado de temperatura se acostumbra referir todos los valores a una temperatura de 25°C, para lo cual se usan tablas de conversión de valores. Los instrumentos de medición actuales dan lecturas termocompensadas directamente.

En el Sistema Internacional de Unidades, la CE, medida como el recíproco de la resistencia ($\text{ohm}^{-1} = \text{mho}$), es expresada en siemens (1 decisiemen por metro (dS m^{-1}) equivale a 1 mmho cm^{-1}).

Aún cuando aproximadas, las siguientes son algunas relaciones útiles (Rhoades, 1982):

$$\text{Concentración total de cationes (o aniones), me / L} \cong 10 \times \text{CE (en dS/m)} \quad (2.20)$$

$$\text{Concentración de sales mg / L} \cong 640 \times \text{CE (en dS/m)} \quad (2.21)$$

$$\text{Presión osmótica, Bares a } 25^\circ\text{C} \cong 0,39 \times \text{CE (en dS/m)} \quad (2.22)$$

Como nivel crítico para determinar si un suelo es salino o no, se había venido usando un valor de CE de 4 dS m^{-1} . Pero, tomando en cuenta que muchos cultivos v.g. el frijol, la fresa, la yuca ven significativamente disminuido su rendimiento con valores

de CE menores de dicho nivel crítico se recomendó una disminución de dicho valor de referencia a un nivel de 2 dS m⁻¹. Sin embargo es conveniente que para efectos de manejo de cultivos se considere el nivel crítico de cada especie en particular.

Los suelos son considerados ligeramente salinos si la CE del extrato de la pasta saturada (CE_e) excede el valor de 2 dS/m (mmhos/cm) lo cual es equivalente a una CE para una mezcla 1:1 suelo-agua (CE_{1:1}) de 1,0 a 1,4 dS/m para suelo de textura gruesa y fina respectivamente. Así sucesivamente, se aplica a los diferentes grados de salinidad, tal como se observa en el Cuadro 2.24.

Cuadro 2.24 Relaciones entre CE y grado de salinidad para los métodos 1:1 (suelo-agua) y pasta saturada (Smith y Doran, 1998, basados en Dahnke y Whitney, 1988).

Textura	Grado de Salinidad					Relación CE _{1:1} /CE _e
	No Salino	Ligera-mente salino	Moderadamente salino	Fuerte-mente salino	Muy salino	
	dS/m					
	Método 1:1 (CE _{1:1})					
Gruesa a arenosa francosa	0-1,1	1,2-2,4	2,5-4,4	4,5- 8,9	9,0 +	~ 0,56
Arenosa francosa fina a franca	0-1,2	1,3-2,4	2,5-4,7	4,8- 9,4	9,5 +	~ 0,59
Franco limosa a franco arcillosa	0-1,3	1,4-2,5	2,6-5,0	5,1-10,0	10,1 +	~ 0,63
Franco arcillo limosa a arcillosa	0-1,4	1,5-2,8	2,9-5,7	5,8-11,4	11,5 +	~ 0,71
	Pasta saturada (CE _e)					
Todas las texturas	0-2,0	2,1-4,0	4,1-8,0	8,1-16,0	16 +	

Con relación a la evaluación de la concentración y actividad del sodio en el suelo es importante definir dos parámetros: PSI y RAS (USDA, 1970):

El porcentaje de sodio intercambiable (PSI) está expresado con relación al total de cationes intercambiables en el complejo de intercambio del suelo. Matemáticamente se calcula a través de la siguiente expresión (USDA, 1970):

$$PSI = \frac{[Na^+]}{CIC} \times 100 \quad (2.23)$$

donde [Na⁺] es la concentración de iones de sodio intercambiables y CIC la capacidad de intercambio catiónico ambas expresadas en cmol kg⁻¹.

El *U.S. Salinity Laboratory Staff* (USDA, 1970) recomienda un PSI de 15 para definir el límite entre suelos sódicos y no sódicos. Sin embargo la dispersión y

rompimiento de agregados puede ocurrir a valores de PSI considerablemente más bajos. Por ejemplo, Emerson (1977) reporta que en muestras tomadas a profundidad de 0-10 cm, en 51 suelos del sureste de Australia, la dispersión comienza a PSI de 5 y para la mayoría de las muestras ésta se completó a PSI de 10. McIntyre (1979) ha propuesto un valor crítico de PSI de 5 para las condiciones de los suelos australianos. La irrupción de estas condiciones físicas adversas a estos valores más bajos de PSI comparados con los que han sido adoptados en EE.UU., es atribuido a la preponderancia, en Australia, de suelos arcillosos y a sus relaciones relativamente altas entre Mg y Ca intercambiables (Mullins, *et al.*, 1990).

Por su parte la relación de adsorción de sodio (RAS) expresa la actividad relativa de los iones de sodio en las reacciones de intercambio que ocurren en el suelo y viene expresada por la siguiente ecuación (USDA, 1970):

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \quad (2.24)$$

donde las concentraciones iónicas son determinadas en el extracto de saturación y se expresan en me L⁻¹

Valores de la RAS entre 10 y 20 se consideran como potencialmente peligrosos, y por lo tanto deben examinarse cuidadosamente para proponer las medidas de manejo adecuadas. García (1998) comenta el caso de suelos del Valle del Cauca, Colombia, con un alto contenido de arcillas expansivas tipo esmectita, los cuales no toleran valores altos de la RAS (o del PSI) a diferencia de suelos con bajos contenidos de arcillas o con poco contenido de arcillas expansivas que pueden soportar valores relativamente altos de la RAS sin que sus condiciones físicas se deterioren. Para tales condiciones, de alto contenido de arcillas expansivas el citado autor ha propuesto un nivel crítico de PSI de 7.

Las siguientes ecuaciones han sido establecidas para el cálculo del PSI a partir de la RAS (USDA, 1970):

$$PSI = \frac{100(-0,0126 + 0,01475 RAS)}{1 + (-0,0126 + 0,01475 RAS)} \quad (2.25)$$

García y Castillo (1991) proponen el uso de la siguiente ecuación para calcular el PSI a partir de la RAS:

$$PSI = \frac{(0,01 \text{ RAS})}{(1 + 0,01 \text{ RAS})} \quad (2.26)$$

Señalan los citados autores que dicha ecuación es una simplificación de la ecuación del *US Salinity Laboratory Staff* (USDA, 1970) presentada arriba, y que la misma está basada en los coeficientes de selectividad de los suelos del Valle del Cauca, Colombia, en el intercambio de Ca y Na, y con la cual se eliminan los interceptos positivos pero de valores muy pequeños que presenta la ecuación del USDA.

Se ha impuesto el uso de la RAS en lugar del PSI en razón de que, a la par de existir una buena correlación entre ambos parámetros, la RAS resulta más fácil de calcular o estimar con exactitud a partir de análisis de laboratorio más sencillos y menos costosos que aquellos requeridos para determinar el PSI (Donahue *et al.*, 1983).

Clasificación de los suelos afectados por sales

No existe unanimidad en la clasificación de los suelos afectados por sales. La nomenclatura internacional incluye diferentes términos, y las complejas interrelaciones entre ellos hace difíciles las comparaciones entre unas y otras nomenclaturas. Szabolcs (1989) presentó una correlación tentativa entre sistemas de clasificación de suelos afectados por sales más ampliamente usados. Sin embargo, por razones técnicas y prácticas con relación a la degradación del suelo y a los métodos para su diagnóstico, predicción, prevención, disminución y rehabilitación, el mismo autor (Szabolcs, 1998a) recomienda el agrupamiento de los suelos afectados por sales tal como se muestra en el Cuadro 2.25. La aplicación de este sistema tiene numerosas ventajas ya que los suelos son agrupados de acuerdo con: (i) la química de las sales causantes de la salinización del suelo; (ii) el ambiente donde ellas predominan (iii) sus propiedades conducentes a la degradación del suelo, y que afectan, de manera adversa, la biota; y (iv) las posibilidades de su recuperación y manejo sostenible.

Existen diferencias en la apariencia y propiedades de los varios grupos de suelos afectados por sales. Particularmente, en cuanto a sus valores de pH, tal como lo muestran las posiciones que ocupan cada uno de los cinco grupos establecidos en el espectro de la Figura 2.29. Los suelos salinos, magnésicos y yesíferos tienden a agruparse en el medio, mientras que los suelos alcalinos presentan los más altos pH. El otro extremo es representado por, los suelos ácidos sulfatados, en el rango más bajo del pH.

Los cinco grupos presentados en el Cuadro 2.25, también difieren con respecto a los efectos de varios electrolitos en los suelos. El efecto mejor conocido de la alta salinidad, la alta presión osmótica de la solución del suelo que limita la toma de agua

por las plantas, es asociado principalmente con los suelos salinos y parcialmente con los suelos magnésicos y yesíferos.

El efecto tóxico de las sales es también principalmente asociado con los suelos salinos y parcialmente con los suelos magnésicos. En los suelos alcalinos los altos valores de pH representan el efecto adverso más importante tanto a las propiedades del suelo como a la vida de las plantas. También el bajo pH, en los suelos ácidos sulfatados y, parcialmente, en los suelos yesíferos, representa el efecto adverso más importante. Otros efectos tóxicos considerables son el del boro en los suelos alcalinos y el del aluminio en los suelos ácidos sulfatados.

Cuadro 2.25 Diferentes tipos de suelos afectados por sales y características de los problemas que se les asocian (Szabolcs, 1998a).

Electrolito(s) / ión(es) causantes de salinidad y/o alcalinidad	Tipo de suelo afectado por sales	Ambientes	Principales propiedades adversas causantes de degradación	Métodos de Recuperación
Cloruro y sulfato de sodio (en casos extremos nitrato)	Salino	Arido y semiarido	Alta presión osmótica de la solución del suelo (efecto tóxico)	Remoción del exceso de sales (lavado)
Iones de sodio capaces de hidrólisis alcalina (sódico, nítrico)	Alcalino	Semiárido, semihúmedo y húmedo	pH alto (alcalinidad) efecto en propiedades físicas (hidrológicas) del suelo.	Disminución o neutralización de los pH altos mediante aplicación de enmiendas químicas.
Iones de magnesio	Magnésico	Semiárido y semihúmedo	Efecto tóxico, alta presión osmótica	Enmiendas químicas, lavado
Iones de calcio principalmente CaSO_4	Yesífero	Semiárido y árido	pH bajo (acidez), efecto tóxico	Enmiendas alcalinas
Iones de hierro y aluminio (principalmente como sulfatos)	Acido sulfatado	Areas costeras, deltas y estuarios sedimentos pesados, presencia de sulfatos	pH muy bajo (alta acidez), efectos tóxicos (Fe, Al)	Mantener condiciones naturales, encalado

También, la referida agrupación de los suelos afectados por sales establece diferencias en cuanto a la utilización y recuperación de los mismos. Es así, que para el mejoramiento de los suelos salinizados, la causa de su baja fertilidad debe ser eliminada, v.g. si la concentración de sales es demasiado alta con relación a la tolerancia de las plantas, el exceso de sales debe ser removido. En caso de extremos valores de pH de los suelos alcalinos o de los ácidos sulfatados, la reacción del suelo debe ser alterada mediante la aplicación de enmiendas ácidas o alcalinas, respectivamente. Si se trata de la presencia de compuestos tóxicos, ellos deben ser removidos, o bien contrarrestados sus efectos adversos. En la recuperación de suelos degradados por exceso de sales, y en la práctica del riego, muchas fallas han sido debidas al no tener en cuenta estos simples principios (Szabolcs, 1989).

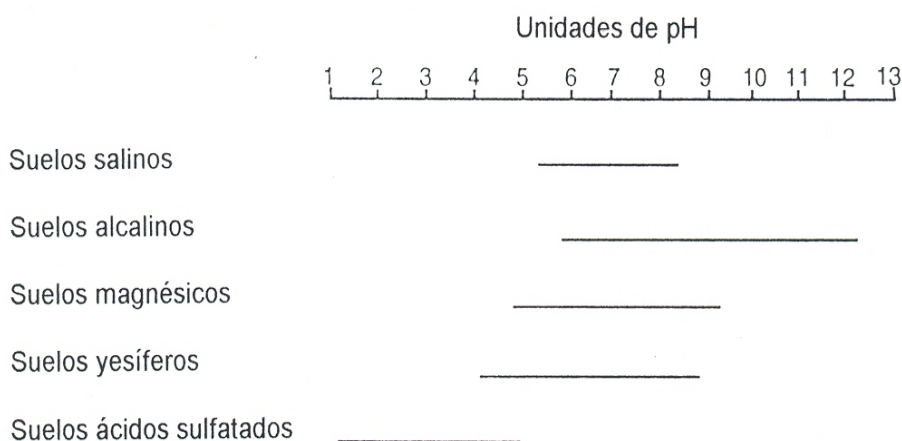


Figura 2.29 El espectro del pH de diferentes suelos afectados por sales (Szabolcs, 1998a).

Basándose en observaciones de que los efectos adversos de la sodicidad en las propiedades del suelo son influenciadas por ambos: concentración del electrolito y pH, Rengasamy y Olsson (1991) proponen la clasificación que se presenta en la Figura 2.30, como de gran utilidad para idear opciones de manejo

Si las sales presentes en el suelo son predominantemente de sodio, ello se expresa de manera importante en el comportamiento físico del suelo y por ende en el desarrollo de las plantas. Rengasamy (1998) propone la clasificación de los suelos sódicos en la base de la dispersión y la composición de la solución del suelo tal como se representa en la Figura 2.31. En dicha figura se consideran dos líneas que representan valores umbrales, y que relacionan a la RAS y a la CE. Las correspondientes ecuaciones para las dispersiones: espontánea y mecánica son las siguientes:

$$CE = 0,016 \text{ RAS} + 0,014 \quad (\text{dispersión espontánea}) \quad (2.27)$$

$$CE = 0,121 \text{ RAS} + 0,33 \quad (\text{dispersión mecánica}) \quad (2.28)$$

Al experimentar con suelos Alfisoles, Ultisoles y Vertisoles, el citado autor encontró que las líneas de dispersión espontánea no difieren de manera significativa, mientras que las diferencias en las líneas de dispersión mecánica fueron significativas. Sin embargo, destaca que es factible derivar tales relaciones considerando diferentes suelos, para la aplicación del esquema de clasificación propuesto. El mismo considera tres clases de suelos (Rengasamy, 1998):

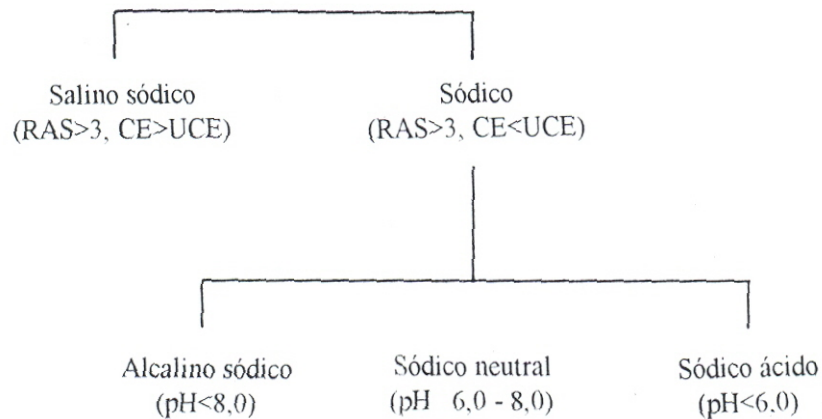


Figura 2.30 Clasificación de los suelos sódicos, donde RAS representa la relación de adsorción de sodio y CE la conductividad eléctrica, ambas medidas en una suspensión 1:5 suelo-agua. UCE denota el valor umbral de la concentración del electrolito (Rengasamy y Olsson, 1991).

1. Suelos dispersivos (clase 1)

Suelos que se dispersan espontáneamente y que tienen una CE menor que la pronosticada mediante las líneas de valores umbrales (ecuación 2.27), tendrán severos problemas asociados con sodicidad tales como encostramiento, porosidad reducida, infiltración reducida, etc. Tales suelos, aún bajo pastizales o con cultivos de cobertura, sufren dispersión durante eventos de lluvia o aplicación de riego. Estos suelos son no-salinos pero su estabilidad es controlada por el sodio adsorbido. De aquí, que aplicaciones de compuestos de calcio deberían ayudar a reducir los niveles

de sodio en el complejo de intercambio del suelo, y también a mantener suficiente concentración de electrolitos para mantener la arcilla floculada.

2. Suelos potencialmente dispersivos (clase 2)

Suelos que se dispersan después de perturbación mecánica y tienen una CE menor que el valor umbral correspondiente (ecuación 2.28), son potencialmente dispersivos en el campo cuando son disturbados mecánicamente, v.g. por cultivo intensivo o labranza bajo condiciones de suelo húmedo. La concentración electrolítica, requerida para mantener estos suelos floculados, varía con los niveles de la RAS. La adición de compuestos de calcio debe ayudar a reducir el sodio intercambiable a niveles por debajo de una $RAS = 3$ y proveer suficiente concentración de electrolitos.

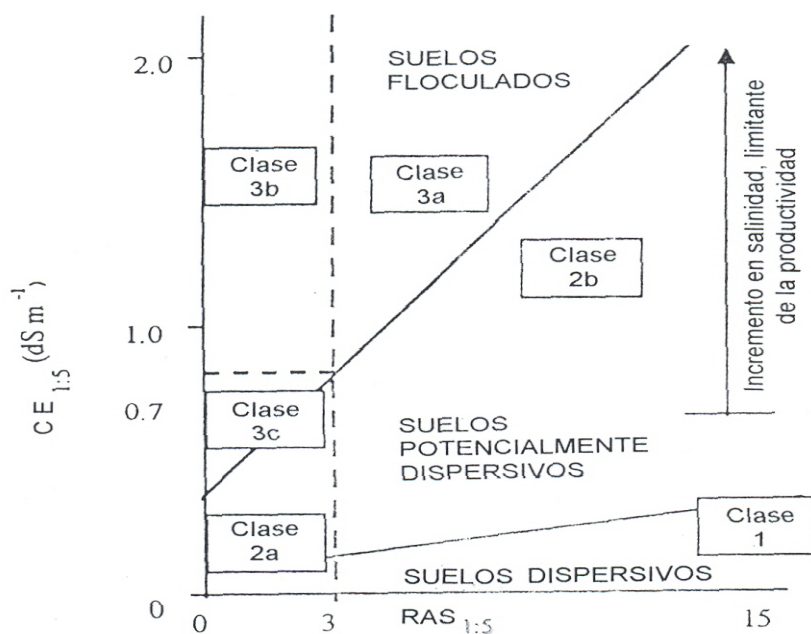


Figura 2.31 Esquema de clasificación para la predicción del comportamiento dispersivo de los suelos en relación a la RAS y a la CE (Rengasamy, 1998).

3. Suelos floculados (Clase 3)

Cuando los suelos tienen más que el nivel mínimo de electrolitos requerido para la floculación (tal como definido por la línea umbral apropiada) las partículas de arcilla no se dispersan, aún cuando el suelo esté sujeto a lluvia, riego o disturbio mecánico.

Sin embargo, es importante recordar que niveles excesivos de sales solubles incrementarán el potencial osmótico del agua del suelo y reducirán su disponibilidad para las plantas. Las sales de yeso, aun cuando aplicadas en grandes cantidades se disuelven moderadamente en el campo y no alteran la presión osmótica. Cuando se tienen valores de RAS < 3 y de CE $> 0,7 \text{ dS m}^{-1}$ los suelos son generalmente yesíferos (o han recibido aplicación de yeso). Los suelos calcáreos no-salinos tienen una CE $< 0,4 \text{ dS m}^{-1}$ y una RAS < 3 .

Efectos del exceso de sales en las propiedades del suelo

La influencia dominante de diferentes electrolitos en las fases sólidas o líquidas de los diversos tipos de suelos afectados por sales altera sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Los diferentes tipos de sales, y las concentraciones con que se manifiestan, ejercen efectos significativamente diferentes en las propiedades del suelo.

Al discutir acerca de la clasificación de los suelos afectados por sales, se señaló la importancia del pH del suelo en ese particular (Cuadro 2.25, Figura 2.29). El mismo está influenciado por la composición de los cationes intercambiables, la naturaleza de los materiales de intercambio catiónico y la composición y concentración de las sales solubles. El incremento de sales reduce el pH en los suelos salinos, pero en el caso de los suelos alcalinos, el pH aumenta con el incremento en salinidad debido a la presencia de carbonatos y bicarbonatos de sodio, los cuales precipitan carbonatos de Ca y Mg durante la evaporación y conlleva a un incremento de la RAS de las soluciones. Una íntima relación entre pH y sodicidad (PSI) ha sido observada en condiciones naturales de suelos alcalinos (Gupta y Abrol, 1990).

Los procesos de dispersión-floculación de las partículas de suelo, que afectan importantes propiedades del suelo, están estrechamente relacionados con la concentración y el tipo de electrolitos presentes en el suelo, en estos procesos juegan un papel importante las superficies cargadas de los coloides minerales del suelo.

Debido a la presencia de una carga electronegativa, las arcillas en suspensión pueden atraer cationes. Estos iones positivamente cargados no se distribuyen uniformemente a través del medio de dispersión. Ellos son mantenidos sobre la superficie de la arcilla o cercanamente a ella; algunos tienen libertad para intercambiarse con otros cationes. La carga negativa de la superficie de la arcilla es así cubierta por un enjambre o nube de iones de carga contraria. De este modo, la carga negativa en la superficie de la arcilla y la nube de iones opuestos de carga positiva constituyen "la doble capa eléctrica". De acuerdo a Stern (1924, citado por Tan, 1992) la primera capa está formada por la carga en la superficie de la arcilla y la segunda capa se divide en: (i) una subcapa cercana a la superficie del coloide y (ii) una capa difusa (Figura 2.32).

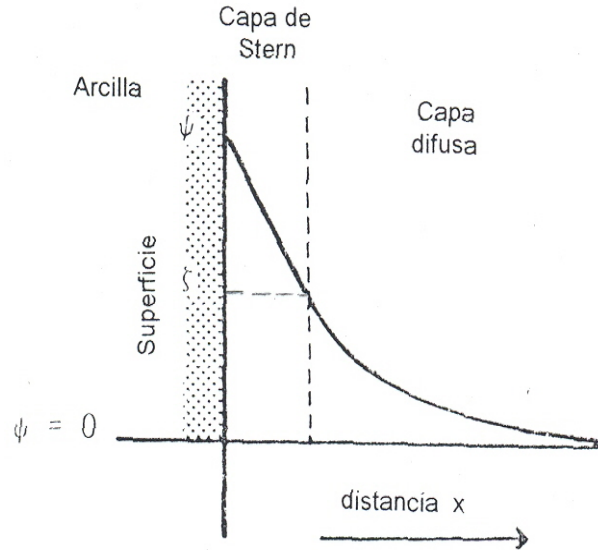


Figura 2.32 La doble capa eléctrica. El potencial electroquímico ($\psi = 4 \pi \sigma x/D$) es máximo en la superficie del coluido cargado negativamente (densidad de carga σ) y disminuye con el incremento en distancia (x). Si el medio tiene una constante dieléctrica (D), entonces el potencial Zeta (ξ) es igual al potencial electroquímico (ψ) (Tan, 1992, basado en Stern, 1924)

La primera subcapa (dentro de la segunda capa) está constituida por una nube de cationes densamente dispuestos o acomodados y se le denomina “capa de Stern”. El decrecimiento en el potencial electroquímico es también dividido en dos partes: en la capa de Stern, el potencial decrece linealmente con la distancia desde la superficie coloidal. Desde aquí en adelante (en la capa difusa) el potencial decrece exponencialmente con la distancia de acuerdo a las ecuaciones correspondientes a la teoría de la doble capa eléctrica de Gouy-Chapman (Tan, 1992). La discusión anterior explica el calificativo de “difusa” dada a la doble capa eléctrica.

El grosor de la doble capa difusa depende de la concentración electrolítica de la solución, así una alta concentración de electrolitos resultará en un adelgazamiento de la doble capa. Al incrementar la concentración de electrolitos, se incrementa la cantidad de cationes, ello reduce el gradiente de concentración en la interfase líquida entre la superficie coloidal y la fase líquida que la envuelve. Por lo tanto, la tendencia de los cationes, a difundirse lejos de la superficie coloidal, decrece, dando lugar a una disminución en el grosor de la doble capa.

El grosor de la doble capa difusa es también afectado por la valencia de los cationes intercambiables. En términos generales se ha reportado que, a

concentraciones electrolíticas equivalentes (v.g. 1×10^{-5} mol L⁻¹), los cationes monovalentes en posiciones de intercambio generan dobles capas difusas más gruesas (1×10^{-5} cm) que los cationes divalentes ($0,5 \times 10^{-5}$ cm). Las estimaciones del grosor de la doble capa ($1/k$) se han hecho a través de constantes (K) asociadas con la concentración, valencia de iones, constantes dieléctricas y temperatura (Verwey y Overbeek, 1948 citados por Tan, 1992). Los cationes trivalentes harán decrecer el grosor de la doble capa, en mayor magnitud que los cationes divalentes. Tal fenómeno es debido a la tendencia de los iones a difundirse con la distancia desde la superficie coloidal, en el siguiente orden decreciente:

iones monovalentes > iones divalentes > iones trivalentes

Por ejemplo, los iones de Na y K son reportados con frecuencia como responsables de doble capas eléctricas más gruesas que aquellas donde predominan Ca y Mg, mientras que las doble capas formadas por iones de Al son comparativamente las más delgadas.

Las doble capas eléctricas pueden variar en espesor de 50 a 300 Å. Cada vez que las partículas de arcilla se aproximan unas a otras, ocurre repulsión entre ellas debido a que las partes externas de las dobles capas tienen el mismo tipo de carga (positiva). La suspensión es entonces considerada estable y la arcilla se encontrará en estado de dispersión. A causa de esta aproximación, la atmósfera de las capa difusas de las dos partículas coloidales que se encuentran se repelen entre sí. Esto conlleva a un re-arreglo en la distribución de los iones en las dobles capas de ambas partículas. El esfuerzo necesario para ocasionar estos cambios es denominado energía repulsiva o potencial de repulsión (V_r) a la distancia dada. El alcance y efectividad del potencial de repulsión dependerá del grosor de la doble capa. La fuerza repulsiva decrece, comúnmente, de manera exponencial al incrementarse la distancia entre las partículas (Figura 2.33). La arcilla en suspensión está también sujeta a la atracción entre partículas, contraria a las fuerzas repulsivas. Tales fuerzas de atracción son las fuerzas de Van der Waals (V_A) las cuales son efectivas solamente a distancias muy pequeñas disminuyendo rápidamente cuando la distancia se incrementa. Sin embargo, dado que las fuerzas de Van der Waals son aditivas entre pares de átomos, la atracción total entre partículas que contienen un gran número de átomos es igual a la suma de todas las fuerzas de atracción entre cada átomo de una y otra partícula.

Cuando la distancia entre partículas decrece a cerca de 20 Å las fuerzas de Van der Waals dominan y las partículas de arcilla floculan. A distancias entre partículas mayores a 20 Å las fuerzas de repulsión son dominantes, creando una suspensión de arcilla estable.

La repulsión dominará a bajas concentraciones de electrolitos. Bajo tal condición, las partículas de arcilla son envueltas por dobles capas relativamente gruesas, lo cual disminuye la posibilidad de una mutua aproximación. A concentraciones altas de electrolitos, la oportunidad de un acercamiento estrecho se hace posible debido a que bajo tales condiciones las dobles capas se comprimen. Es

entonces cuando las fuerzas de Van der Waals pueden vencer las fuerzas de repulsión y la coagulación o floculación de las partículas coloidales ocurre rápidamente.

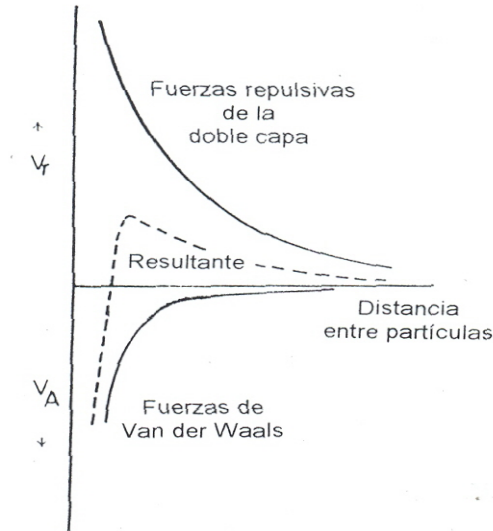


Figura 2.33 Fuerzas repulsivas y atractivas (Van der Waals) entre partículas con doble capa eléctrica en función a la distancia entre partículas (Tan, 1992).

El umbral de la concentración de electrolitos ha sido definido (Quirk y Schofield, 1955) como la concentración, en la solución percolante, que daría lugar a un decrecimiento del 10 al 15% en la permeabilidad relativa del suelo a un nivel dado de sodicidad. La utilidad de conceptos como este, que relacionan la permeabilidad con la concentración de electrolitos, se hace evidente cuando se trata del uso de aguas de riego con ciertos niveles de sodicidad, sin que por ello sea causa de dispersión del suelo y decrecimiento de su permeabilidad; la concentración del electrolito debe estar por debajo del valor umbral. Por lo tanto, ambas: salinidad y RAS del agua aplicada al suelo deben ser consideradas para evaluar el potencial de riesgo de la calidad del agua sobre las propiedades físicas del suelo (Gupta y Abrol, 1990).

Del grupo de los suelos afectados por sales, son los suelos alcalinos los que frecuentemente presentan las más pobres condiciones físicas debido a la alta sodicidad y al alto pH. Los suelos alcalinos, comúnmente, poseen bajas tasas de infiltración lo cual afecta de manera negativa e importante la suplencia adecuada y continua de agua a las plantas, ello resulta en problemas temporales de exceso de humedad, disminución de almacenamiento de humedad en la rizósfera debido a encostramiento, extremadamente baja conductividad hidráulica y disminución de humedad disponible en el suelo. Es esperable que la dispersión de los agregados del

suelo ocurra a concentraciones de electrolitos más bajas que las requeridas para flocular una suspensión de arcilla. El lavado de suelos alcalinos, con aguas que contienen insuficiente concentración de electrolitos para mantener las condiciones de floculación, causa reducción en la conductividad hidráulica debido a dispersión y movimiento de las arcillas con el consecuente bloqueo de los poros conductores del agua en el suelo. Rhoades e Ingvanson (1969, citados por Gupta y Abrol, 1990) encontraron que, en suelos vermiculíticos, la dispersión (más que la expansión) es el proceso operativo responsable de la reducción en permeabilidad que sufren esos suelos.

McNeal *et al.* (1966) señalan que altas cantidades de magnesio afectan el comportamiento del suelo a través de efectos directos e indirectos. El efecto directo del Mg intercambiable, causante de dispersión de arcillas y de disminución en la conductividad hidráulica ha sido denominado **efecto específico**, reportado solamente para suelos ilíticos (Emerson y Chi, 1977; Rahman y Rowell, 1979, citados por Gupta y Abrol, 1990). Se han observado efectos negativos del Mg intercambiable sobre la conductividad hidráulica de suelos caolíníticos y montmorilloníticos al usar soluciones para el lavado con insuficiente concentración de electrolitos ($< 10 \text{ me L}^{-1}$). El Mg indirectamente influencia la dispersión-floculación de las partículas de suelo a través del intercambio catiónico. El efecto adverso de la alta concentración de Mg intercambiable ha sido propuesta como debida, bien, a la inhabilidad de los suelos de liberar electrolitos a través de la meteorización de minerales para prevenir la dispersión, o bien a las fuerzas repulsivas más fuertes que resultan del diámetro relativamente grande de los iones de Mg hidratado. También ha sido demostrado que el Mg intercambiable disminuye las tasas de meteorización por disolución en los suelos no-calcáreos relativamente meteorizados e incrementa la susceptibilidad del suelo al Na intercambiable bajo condiciones de bajas concentraciones de electrolitos (Alperovitch *et al.*, 1986; Kreit *et al.*, 1982, citados por Gupta y Abrol, 1990).

La concentración mínima de electrolitos que causa coagulación o floculación se denomina valor de floculación (Shainberg y Letey, 1984), y este depende de la valencia del catión saturante de la arcilla. Para la montmorillonita saturada con Na y Ca se han encontrado valores de floculación de 12 me L^{-1} de NaCl y de $0,25 \text{ meL}^{-1}$ de CaCl_2 respectivamente (Van Olphen, 1977). Para illita, El-Swaify y Emerson (1975) han reportado valores de floculación entre 40 y 50 me L^{-1} de NaCl y $0,25 \text{ me L}^{-1}$ de CaCl_2 para saturación con Na y Ca respectivamente. La dispersión puede ocurrir únicamente cuando la concentración de electrolitos está por debajo del valor de floculación, o sea cuando se mantiene una baja concentración electrolítica.

Los agregados estables sólo pueden formarse en suelos floculados, los suelos dispersos son difíciles de laborar: al humedecerse son pegajosos y cuando se secan se forman costras duras que restringen significativamente la penetración del agua en el suelo y el desarrollo de las plantas.

Los constituyentes individuales de las sales, así como la salinidad total del agua de riego afecta la estabilidad de la estructura del suelo y, por ende, su permeabilidad al agua. Se ha reportado que contenidos de sales en el suelo menores de $0,3 \text{ dS m}^{-1}$ causan expansión de las arcillas, lo cual resulta en rompimiento de agregados,

encontramiento y reducción de la permeabilidad¹ (Quirk y Schofield, 1955; Oster y Shainberg, 1979; Shainberg *et al.*, 1981 citados por Gupta y Abrol, 1990).

Efecto de las sales sobre las plantas

Aun cuando efectos tóxicos pueden ocurrir debido a las concentraciones altas de sodio, cloro u otros iones, el exceso de sales mayormente afecta el desarrollo de las plantas a causa del efecto osmótico. La alta concentración de sales incrementa el potencial de las fuerzas que mantienen el agua en el suelo y hace más difícil la extracción del agua por las raíces de las plantas. Durante períodos de sequía, las sales en la solución del suelo pueden alcanzar niveles tan altos de concentración, que las plantas pueden llegar a deshidratarse (exosmosis) y morir. La salinización de la solución del suelo obliga a las plantas a utilizar mayor energía para absorber agua y para excluir las sales de los sitios metabólicamente activos. Mientras más salinizado esté un suelo más húmedo deberá ser mantenido para que las sales permanezcan diluidas, de modo de que éstas entorpezcan lo menos posible el desarrollo de las plantas (Donahue *et al.*, 1983).

El exceso de sales es usualmente más perjudicial a las plantas jóvenes, pero no necesariamente al momento de la germinación, aun cuando la alta concentración de sales puede retrasar varios días la germinación de las semillas o bien inhibirla completamente.

Cuando un cultivo se desarrolla en suelos afectados por sales, las plantas usualmente presentan achaparramiento con variabilidad importante en su tamaño, el follaje es de color verde-azul profundo y se observan en el campo manchones sin plantas, sin embargo estas características no son indicadoras infalibles del exceso de sales ya que pueden ser debidas a otras causas tales como nivelación deficiente del terreno, riego inadecuado, deficiencias nutritivas entre otras. Por lo tanto aun cuando la apariencia del cultivo pueda indicar condiciones de salinización, un diagnóstico seguro requiere de pruebas analíticas del suelo y de las plantas (USDA, 1970).

La tolerancia de los cultivos a la salinidad varía ampliamente entre especies glicofitas (las cuales toleran solamente bajas concentraciones de sal) y halofitas (toleran concentraciones de sal relativamente más altas). La variación genotípica en relación a la tolerancia a la salinidad ha sido documentada para una variedad de cultivos, entre otros: caña de azúcar, maíz, arroz y cebada. Factores tales como temperatura, humedad, intensidad de luz, estado de crecimiento del cultivo, contenido de humedad y fertilidad del suelo también influyen en la respuesta de las plantas al exceso de sales. Ejemplos de efecto de las sales en una variedad de plantas, de acuerdo a una recopilación de Maas y Hoffman (1976), de datos publicados de 1946 a 1976, se presentan en la Figura 2.34.

¹ Cualitativamente, la "permeabilidad del suelo" se refiere a la facilidad con que éste conduce o transmite los fluidos. El término conductividad hidráulica se usa con referencia al factor de proporcionalidad de la ecuación de Darcy. De dicha ecuación, $v = Ki$, se observa que K, conductividad hidráulica, representa la velocidad efectiva de descarga del agua en el suelo por unidad de gradiente hidráulico cuando la fuerza de empuje es igual a la gravedad.

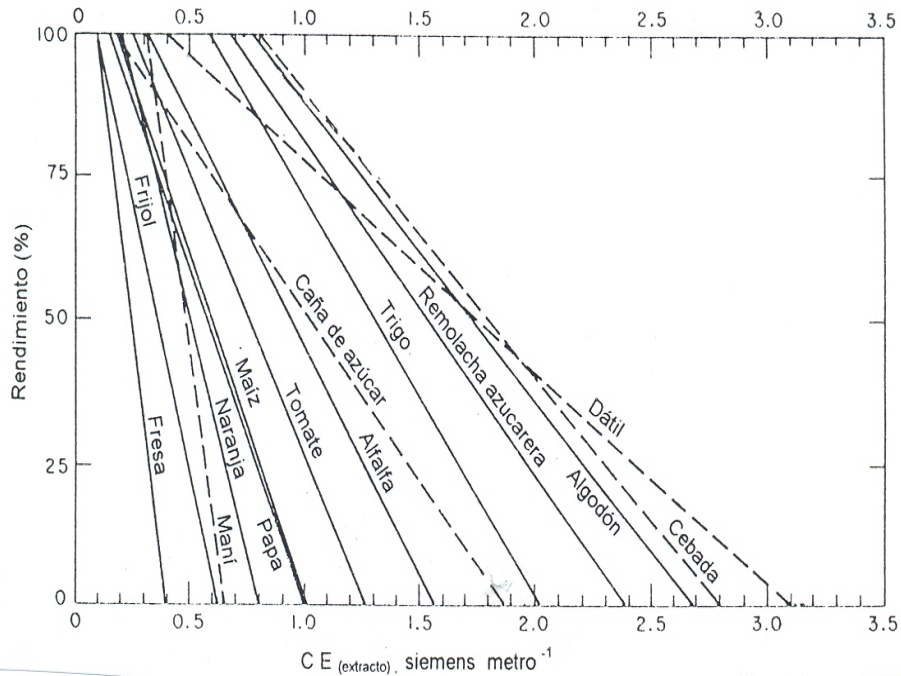


Figura 2.34 Efecto del exceso de sales sobre diferentes cultivos (Maas y Hoffman, 1976)

A causa de la influencia de la variedad de factores interactuantes se hace difícil establecer una escala uniforme de la tolerancia de las plantas al exceso de sales en el suelo. Los índices de tolerancia de los cultivos son útiles, sin embargo, como referencia a las respuestas relativas de los mismos en ambientes salinos con diferentes condiciones de manejo agronómico. Maas (1988, citado por Gupta y Abrol, 1990) elaboró una lista, producto de una recopilación de información referente a la relativa tolerancia a las sales de cultivo productores de fibra, cereales, vegetales y frutas, pastos y forrajes, la cual se presenta en el Cuadro 2.26.

La tolerancia de los cultivos a las sales, tal como se presenta en el Cuadro 2.26, ha sido expresada en términos de dos coeficientes esenciales: (1) valores críticos de salinidad o salinidad máxima sin que ocurra reducción en los rendimientos (C_t), expresado en conductividad eléctrica ($dS\ m^{-1}$) del extracto de la pasta saturada y (2) la pendiente (S), porcentaje de disminución del rendimiento por unidad de incremento de la salinidad más allá del valor crítico. Mass y Hoffman (1977) representan la tolerancia a las sales mediante el rendimiento relativo (RR) de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$RR = 100 - S(C - Ct) \quad (2.29)$$

donde C se refiere a la salinidad promedio de la zona de desarrollo de raíces (expresada en $dS m^{-1}$). Los valores de la pendiente (S) para los diferentes cultivos pueden ser calculados de los datos que aparecen en el Cuadro 2.26 usando la expresión $S = 50/(CE_{50\%rend} - CE_{valor\ crítico.})$.

Cuadro 2.26 Tolerancia a la salinidad de seleccionados cultivos, gramíneas y árboles, en términos de conductividad eléctrica del extracto de saturación (Maas, 1988, citado por Gupta y Abrol, 1990).

Cultivo	Valor crítico de tolerancia a las sales ($dS m^{-1}$)	50% de rendimiento ($dS m^{-1}$)	50% de emergencia ($dS m^{-1}$)
Cebada	8,0	18,0	16-24
Algodón	7,7	17,0	15
Remolacha azucarera	7,0	15,0	6-12
Sorgo	6,8	15,0	14-16
Trigo	6,0	13,0	--
Soya	5,0	7,5	14
Remolacha de mesa	4,0	9,6	--
Palma datilera	4,0	16,0	--
Espinaca	2,0	8,5	--
Maní	3,2	5,0	--
Caña de azúcar	1,7	9,8	--
Tomate	0,5	7,6	--
Alazor	--	14,0	--
Caupí (Frijol de vaca)	1,3	9,1	16
Maíz	1,7	5,9	21-24
Lechuga	1,3	5,2	11
Cebolla	1,2	4,2	5,6-7,5
Arroz	3,0	7,2	18
Pasto Bermuda	6,9	14,8	--
Ryegrass	5,6	12,1	--
Esparrago	4,1	29,0	--
Alfalfa	2,0	9,0	--
Sesbania	2,3	9,3	--
Trébol egipcio	1,5	9,5	--
Calabaza	4,7	9,9	--
Jojoba	--	--	Tolerante
Guayule	15,0	19,0	--

Esfuerzos realizados en modelización y la obtención de resultados experimentales sugieren que los coeficientes de la tolerancia a las sales, determinados bajo condiciones de estado-estable de la salinidad, son aplicables a las condiciones de campo donde la salinidad no es uniforme con la profundidad del suelo (Hoffman, 1986, citados por Gupta y Abrol, 1990).

Los índices de tolerancia a la salinidad de diferentes cultivos ha sido fijada de acuerdo al riesgo para el cultivo, inferido de la reducción del 50% del rendimiento. La selección de los cultivos que pueden ser desarrollados durante la recuperación de suelos alcalinos es de muy importante consideración para la obtención de rendimientos aceptables. El desarrollo de cultivos tolerantes a la sodicidad/alcalinidad puede asegurar ingresos razonables en las fases iniciales de la recuperación de estos suelos. Una lista de cultivos y su tolerancia relativa a la saturación de sodio intercambiable se presenta en el Cuadro 2.27.

Cuadro 2.27 Tolerancia relativa de algunos cultivos al contenido de sodio intercambiable en el suelo (recopilación de Ayers y Westcott, 1985)

Cultivos sensibles PSI > 15	Cultivos semitolerantes PSI = 15-40	Cultivos tolerantes PSI > 40
Aguacate	Arroz	Alfalfa
Frutales deciduos	Avena	Algodón
Nueces	Cebolla	Cebada
Habichuela	Centeno	Pasto Bermuda
Algodón	Caña de azúcar	Pasto Rhoades
Maíz	Espinaca	Pasto Pará
Arveja	Festuca alta	Remolacha de mesa
Toronja	Lechuga	Remolacha azucarera
Naranja	Ryegrass	
Tangelo	Sorgo	
Durazno	Trigo	
Frijol Mungo	Trébol ladino	
Lenteja	Rábano	
Maní	Zanahoria	
Caupí		
Rosal		
Crisantemo		

Aparte de la respuesta que la mayoría de las plantas manifiestan ante los cambios en el potencial osmótico del agua en los suelos afectados por sales, se sabe que algunas plantas son sensitivas a ciertos iones como SO_4 , Mg, Cl, B, L entre otros. Tales reacciones, se conocen como efectos específicos de las sales. Los iones

tóxicos más comunes son Cl, Na y B. En menor cuantía se presentan toxicidades por Mg, Li y SO₄. Los efectos tóxicos pueden ser causados por un ión individualmente o en combinación con otros. Mayor información con respecto al efecto de iones específicos puede encontrarse en las siguientes referencias: USDA (1970), Bernstein (1974), California Fertilizer Association (1985), Ayers y Westcott (1985).

Principios y posibilidades de la evaluación y el manejo sostenible de los suelos afectados por sales

Szabolcs (1998b) plantea que el problema del manejo de los suelos con el enfoque de la sostenibilidad, usualmente implica la aplicación de sistemas de alta o baja tecnología de producción con considerable producción y mantenimiento de buenas condiciones ambientales. El manejo de los suelos afectados por sales no puede ser enfocado de esta manera, pues muchos de estos suelos no pueden, y no deben, ser “recuperados” o utilizados para la producción agrícola en un futuro próximo.

Una gran parte de los suelos afectados por sales del mundo deben ser mantenidos en su estado actual, sin ningún intento de utilización, la cual puede resultar impráctica, costosa y riesgosa. La mayoría de los suelos salinos de los desiertos son ejemplos de tales situaciones, así como también lo son muchos suelos ácidos sulfatados.

La utilización y manejo de suelos afectados por sales donde y cuando sea posible, debe hacerse bajo un enfoque holístico, considerando todos los aspectos y propiedades de mayor relevancia. Deberá decidirse cual parte del territorio con suelos afectados por sales puede ser recuperado y/o manejado, bajo cuales circunstancias, con cuales consecuencias ambientales, y adicionalmente un análisis de costos-beneficios debe ser preparado. Es también de gran importancia decidir sobre los efectos laterales del mejoramiento y el manejo de los suelos afectados por sales en los territorios vecinos, en el agua, el aire y en la biosfera.

Estas consideraciones deben estar basadas en los principios generales de la pedología, biología, hidrología, etc. Sin embargo, tal enfoque debe ser concreto y manteniendo la especificación con relación al sitio. Este es un punto importante, pues a menudo la manera más fácil de proceder es la de adoptar y transferir métodos foráneos disponibles, sin un completo análisis de las circunstancias. No sólo es necesario sino también gratificante, el llevar a cabo estudios de factibilidad, levantamientos preliminares y una planificación adecuada antes de proyectar y ejecutar programas de utilización del suelo en áreas afectadas por sales.

Existen en el mundo muchos ejemplos de utilización de suelos salinos en zonas áridas, donde la introducción de técnicas apropiadas de riego y drenaje han asegurado un buen rendimiento de las inversiones de manera fiable y estable. Tales métodos son bien conocidos y ampliamente usados en Israel, Egipto, India y en el oeste de EE.UU.

Paralelamente con la aplicación de los métodos de mejoramiento y utilización apropiados, la debida atención debe ser puesta en el mantenimiento de los sistemas de riego y drenaje y en el control de los procesos de salinización a corto y a largo

plazo. Las formas de resolver este problema son a través de: (a) el control o mitigación del proceso de salinización v.g. mantener el balance de sales a su nivel actual; o bien (b) disminuyendo el proceso de salinización v.g. remoción de una parte de las sales de los estratos del suelo afectados.

La estrategia apropiada de esta clase de combate contra la salinización depende de las circunstancias locales, de las técnicas de riego y drenaje, y de los requerimientos de producción.

En áreas bajo riego o en áreas a ser regadas, el estudio y control de la alcalinidad y/o salinidad debe comenzar mucho antes de poner en operación los sistemas de riego y drenaje; aún antes de hacer planes para su construcción. Tal enfoque es necesario pues, con un estudio apropiado, se puede decidir si la tierra es razonablemente adecuada para ser puesta bajo riego.

En las áreas regadas es esencial la construcción y utilización de sistemas modernos de monitoreo para la observación y control de las condiciones de salinidad y sus cambios, para prever las posibles consecuencias.

En el Cuadro 2.28 se presenta, de manera esquematizada, los métodos recomendados para el control de salinidad y alcalinidad en áreas bajo riego.

Cuadro 2.28 Esquema de métodos recomendados para el control de salinidad y alcalinidad en áreas bajo riego (Szabolcs, 1998b).

(A) Antes de la construcción del sistema de riego (estudios preliminares)

<i>Suelos</i>	<i>Paisaje</i>	<i>Riego (planificación)</i>
. génesis	. clima	. agua disponible
. distribución espacial	. hidrología	(calidad y cantidad)
. tipología y propiedades	. hidrogeología	. agua subterránea
. salinidad/alcalinidad	. geomorfología	(profundidad y calidad)
		. tecnología de irrigación
		. cultivos tolerantes a las sales

(B) Durante el riego (seguimiento, monitoreo)

- . salinidad y alcalinidad del suelo y el agua subterránea
 - . composición química del agua de riego
 - . infiltración del agua en el suelo
 - . propiedades físicas del suelo
 - . elementos tóxicos, si presentes, en suelos y aguas
-

Aun cuando los sistemas de monitoreo sean operados adecuadamente, cambios inesperados pueden ocurrir. Es muy importante y necesario reconocer temporalmente los signos de advertencia de los procesos adversos, tan pronto como

ellos aparezcan en suelos y aguas, de manera de tomar en el tiempo debido las medidas de precaución y corrección necesarias. Desafortunadamente, todavía no se cuenta con el conocimiento suficiente para detectar con antelación tales signos de advertencia, ni se dispone de los sistemas de monitoreo idóneos para identificarlos (Szabolcs, 1998b).

3.3.3 Prevención y restauración de suelos afectados por degradación química

3.3.3.1 Prevención de la degradación química

Para la prevención de la degradación química del suelo es esencial estar en el conocimiento de que los suelos varían considerablemente en su habilidad para resistir los efectos perjudiciales de los procesos que conllevan a la degradación. La capacidad amortiguadora de la mayoría de los suelos es grande pero finita y por lo tanto puede ser agobiada. La diversidad y actividad de la macro y microfauna del suelo son también importantes elementos de un suelo químicamente sano. La prevención de la degradación química requiere que el impacto químico no exceda la capacidad del suelo para amortiguar los cambios que este provoca.

Los suelos con alta capacidad de amortiguación pueden resistir mayormente la agresión química que aquellos con bajas capacidades de amortiguación. Varios procesos químicos del suelo son de capital importancia para la expresión de sus capacidades de amortiguación, estos incluyen: amortiguación ácido-base, precipitación y disolución, adsorción y desorción y complejación (Logan, 1990).

1. Amortiguación ácido-base

La habilidad del suelo de amortiguar los efectos de las adiciones de ácidos o bases es, en el corto plazo, una función de su capacidad de intercambio catiónico y saturación de bases. Ello a su vez es función de la mineralogía y contenido de materia orgánica del suelo y también del *status* de las bases del suelo. En el largo plazo, o donde las adiciones de ácidos son masivas, el contenido residual de los minerales generadores de bases determinará la habilidad del suelo para neutralizar la acidez. La meteorización de estos minerales del suelo, sin embargo, alterará drásticamente el carácter químico del suelo. En el caso de una importante adición de base fuerte, un importante efecto inicial será la solubilización de ambos: materia orgánica y minerales del suelo.

Los efectos a largo plazo de importantes adiciones de ácido o base al suelo serán determinados, hasta cierto punto, por el grado de lavado asociado con la acción generadora del impacto químico. Si el lavado es restringido, el ácido o base adicionado será localizado en la superficie del suelo y el impacto será mayor. Los iones liberados en la solución del suelo se recombinarán para formar un nuevo conjunto de minerales. Si el suelo es suficientemente permeable para permitir un

rápido lavado, el impacto global puede ser disminuido en la medida que el ácido o la base reaccionen con un mayor volumen de suelo. Si los efectos a distancia, tal como la contaminación del agua subterránea, son de menor magnitud o importancia que el impacto sobre el suelo mismo, entonces la aradura profunda puede considerarse como una alternativa de remediación de la contaminación química. Los contaminantes son directamente diluidos por el gran volumen de suelo con el cual son mezclados, y habrá entonces una mayor masa de suelo para amortiguar el impacto de los contaminantes.

2. Precipitación-disolución

Suelos con altas concentraciones de cationes reactivos son capaces de amortiguar, por precipitación, cantidades grandes de sustancias de enlace o ligantes adicionadas al suelo, tales como fosfatos y arsenatos, mientras los metales pueden ser precipitados como sulfuros bajo condiciones de reducción y como coprecipitados con compuestos de Fe, Al, Mn, Ca y Mg. Los minerales de Fe y Al precipitan a bajo pH (< 5) y aquellos de Ca y Mg a pH 6 (Bourg, 1988; Lindsay, 1979, citados por Logan, 1990). La precipitación es favorecida en suelos con arcillas de alta actividad, en suelos con altos contenidos de minerales meteorizables, y usualmente con pH de cercanos a la neutralidad a altos (Logan, 1990).

3. Adsorción-desorción

Los metales y ligantes son fácilmente removidos de la solución del suelo por adsorción a minerales de arcilla, óxidos y CaCO_3 ; en tales casos la desorción es, a menudo, mucho más lenta que la adsorción (observándose una marcada histéresis en la curva de adsorción-desorción). La adsorción es favorecida por la presencia de óxidos amorfos y CaCO_3 libre. Particularmente, la adsorción de metales es favorecida por pH > 6 , pues para la mayoría de los metales, el pH al cual la máxima adsorción ocurre se encuentra por encima de este valor (Schindler, 1981; Bourg, 1988). Los ligantes son también adsorbidos fuertemente a las superficies de óxidos, pero la adsorción generalmente decrece al incrementarse el pH, en la medida en que la carga de ambos, ligante y óxido, se vuelve más negativa con aumentos en el pH (Hingston, 1981; citado por Logan, 1990).

4. Complejación

Los metales polivalentes, incluyendo los así llamados metales pesados, forman complejos con materiales húmicos del suelo que los retienen fuertemente. El contenido de materia orgánica, a menudo, se presenta altamente correlacionado con la capacidad del suelo para enlazar y retener metales. Dicha capacidad incrementa al aumentar el pH, como resultado de la disociación de grupos funcionales ácidos en el compuesto húmico.

Varios ejemplos pueden citarse del uso de la capacidad amortiguadora del suelo para prevenir la degradación química: en EE.UU. la *Environmental Protection Agency*, EPA, usa la CIC como un parámetro para limitar las adiciones acumulativas de cadmio (Cd) al suelo, proveniente de lodos residuales, basándose en la consideración de la CIC como un sustituto para el enlace del Cd, por la materia orgánica y por óxidos del suelo. McFee (1980) y Klopatek *et al.* (1980), citados por Logan (1990) consideran la CIC, la saturación con bases y/o el contenido de CaCO_3 en sus esquemas de diferenciación de la sensibilidad del suelo a la precipitación.

Mientras parámetros tales como la CIC y el contenido de materia orgánica puedan ser usados para diferenciar los suelos en cuanto a su resistencia a la agresión química, surge la interrogante, igualmente importante de que ¿cuáles principios pueden ser usados para remediar la degradación química? (Logan, 1990).

3.3.3.2 Principios para la remediación de la degradación química

Logan (1990) señala que al decidir sobre las medidas para la remediación de suelos afectados por degradación química es importante considerar que los procesos químicos en el suelo son dinámicos, generalmente rápidos y usualmente reversibles. En este sentido, el suelo es raramente afectado, de tal manera, que pueda ser termodinámicamente removido de su equilibrio químico, y que la degradación química no pueda ser revertida. Sin embargo, es muy importante tener en cuenta algunos principios generales que pueden ser usados para revertir o mejorar la degradación química del suelo (Logan, 1990):

1. Modificar el pH

El incrementar o disminuir el pH tiene profundos efectos en el sistema químico del suelo. Si el cambio químico deseado es en el corto plazo (v.g. favorecer la degradación de pesticidas), el control a través del pH puede ser obtenido de manera rápida y efectiva. Si se requiere un control a largo plazo del pH (v.g. reducir la biodisponibilidad de metales pesados), la capacidad natural del suelo para amortiguar la acidez debe ser considerada. Las aplicaciones de lodos residuales a los suelos agrícolas, en EE.UU., requieren que el pH del suelo sea mantenido a un valor de 6,5, considerando los potenciales daños a la cadena alimenticia.

2. Regular el estado de óxido-reducción del suelo

Las condiciones de oxidación en el suelo pueden favorecer la degradación de algunos contaminantes, mientras que las condiciones de reducción pueden favorecer la precipitación de metales pesados por los sulfuros, producir desnitrificación de altos niveles de nitrógeno, o reducir la formación de ácido de la oxidación de la pirita. La producción de arroz en suelos ácidos sulfatados anegados es un buen ejemplo del control redox de la degradación química del suelo. En el caso de los escombros ricos

en piritas de las minas de carbón, estos deben ser enterrados, tan pronto como sea posible, para reducir la oxidación.

3. Mantener o incrementar el contenido de materia orgánica del suelo

La materia orgánica estimula la actividad biológica e inactiva metales y compuestos orgánicos. Por otra parte, mejora la CIC, incrementa la capacidad amortiguadora del pH e inmoviliza nutrientes en contra de su pérdida por excesivo lavado. Un suelo saludable es aquel con un almacén activo de materia orgánica, por lo cual el manejo debe orientarse al mantenimiento de los niveles adecuados de materia orgánica a través del reciclaje de residuos orgánicos. Suelos o material de escombros, tales como colas de minería o sedimentos producto de dragado, con poco o ningún contenido de materia orgánica requieren de la aplicación de enmiendas orgánicas (lodos, estiércoles, *compost*) y del establecimiento de coberturas vegetales permanentes.

4. Mantener la fracción de lavado

Algunos problemas de degradación química pueden ser aliviados mediante lavado si ellos involucran contaminantes solubles que son retenidos débilmente por el suelo o que son fácilmente desplazables. Ejemplos son las sales solubles totales (salinidad), sodio intercambiable (sodicidad), y boro en concentraciones tóxicas. El destino del lixiviado debe también ser considerado en la determinación global del impacto ambiental. En EE.UU. en la cuenca central de California, las aguas residuales del riego han mostrado contenidos altos de selenio (Se) y cadmio (Cd). Aves migratorias, que llegan a los reservorios que reciben estos drenajes, han sido envenenadas por Se y Cd (Bureau, 1985, citado por Logan, 1990).

5. Promover la volatilización

Contaminantes volátiles del suelo, tal como cantidades excesivas de NH_3 , algunos pesticidas, y compuestos orgánicos sintéticos tóxicos, y solventes pueden ser eliminados del suelo superficial incentivando la volatilización. La volatilización puede ser promovida por cambios en el pH (como en el caso del NH_3), por secado del suelo, y por labranza profunda para aumentar la exposición del suelo a la atmósfera. Si bien esta técnica puede ser justificada para la descontaminación localizada del suelo, habrá que tener en consideración la contaminación atmosférica, la cual será una consecuencia importante, cuando se trata de la aplicación de esta técnica a gran escala.

3.4 Degradación biológica del suelo

Tal como definida en la metodología para la evaluación de la degradación de suelos (FAO-PNUMA-UNESCO, 1980), la degradación biológica se refiere a la pérdida de materia orgánica resistente (humificada) por acción de la mineralización

acelerada. Sin embargo el término, degradación biológica del suelo, es frecuentemente equiparado con el agotamiento o pérdida de la cobertura vegetal, a la par de la materia orgánica, y también es usado para demostrar la disminución de los organismos beneficiosos del suelo (Steiner, 1996). La degradación del suelo por la erosión, así como diferentes procesos de degradación física y química han sido minuciosamente estudiados, pero relativamente poco se conoce acerca de la degradación biológica.

3.4.1 Materia orgánica del suelo, importancia, formas y caracterización

La materia orgánica del suelo (MOS), tal como señalado en discusiones anteriores, representa el principal sumidero y fuente de fitonutrientes en ecosistemas terrestres naturales y manejados. Generalmente, 95% o más del N y S y entre 20 y 25% del P presente en el suelo superficial se encuentra en la MOS. La misma tiene efectos importantes en el intercambio iónico, el almacenamiento de humedad y la capacidad de infiltración del suelo, promueve la formación de agregados y es el principal sustrato proveedor de energía para la microbiota del suelo (Sánchez *et al.*, 1985; citados por Paul y Collins, 1998). Los suelos que soportan cultivos de alto valor donde los nutrientes requeridos son reemplazados por fertilizantes, aquellos que no sufren de toxicidades, o de problemas de agregación o erosión o los que son provistos del manejo que aporta alto nivel de insumos (riego, drenaje, etc.) pueden mantener sus funciones sin mucho requerimiento de MOS. Estas situaciones son raras en la mayoría de los suelos, pues la MOS es un prerequisite fundamental para la salud y productividad de los ecosistemas (Paul y Collins, 1998).

Paul y Collins (1998) comentan que, al considerar la MOS, es difícil separar los residuos de las plantas en descomposición de la biota del suelo que produce esa descomposición, y los constituyentes húmicos del suelo resultantes de dicho proceso. La materia orgánica por definición consiste de los residuos vegetales parcialmente descompuestos, que ya no pueden ser reconocidos como restos de plantas, los microorganismos involucrados en la descomposición, y los subproductos del desarrollo y descomposición microbiana. Los subproductos se transforman para formar los materiales conocidos como humus (Figura 2.35). Los materiales húmicos consisten de compuestos orgánicos condensados de color oscuro que tienen contenidos más altos de C y más bajos de O que la mayoría de los residuos vegetales y animales. Ellos, aproximadamente, son 50 a 55% C, 4,5 % N, y 1% S, con cantidades variables de P y metales. Estos materiales están estrechamente asociados con los constituyentes inorgánicos del suelo y a menudo se presentan dentro de los agregados. Su descomposición es muy lenta, acumulándose en la naturaleza como MOS, así como en turbas, carbones, aceites y sedimentos orgánicos (Paul y Clark, 1996, citados por Paul y Collins, 1998).

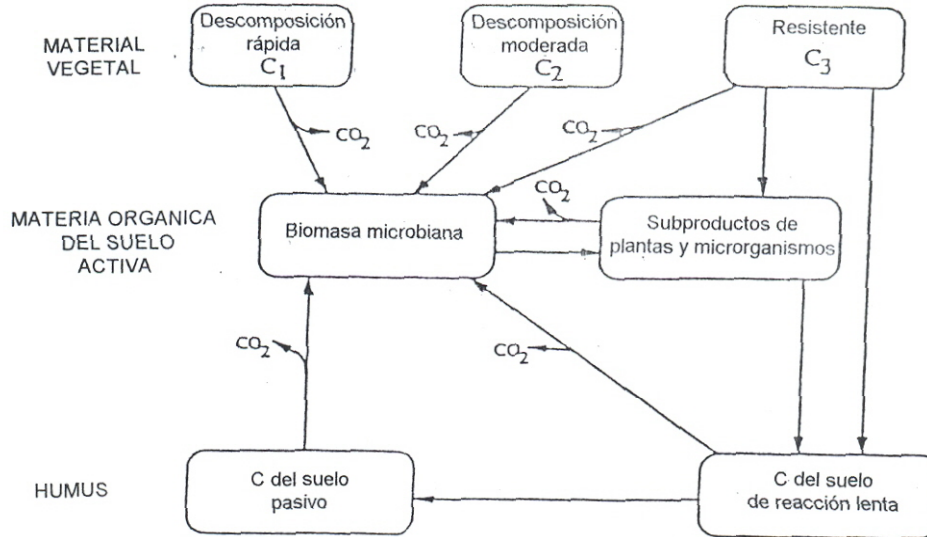


Figura 2.35 El papel de los residuos vegetales y los subproductos microbianos en la formación de la materia orgánica (Paul y Collins, 1998; basados en Paul y Clark, 1996)

Debido a que la humificación es principalmente un proceso químico, el mismo no es controlado por enzimas, sino que es básicamente un tipo de reacción de radical libre. Aunque no es esperable que dos de las moléculas resultantes sean idénticas, la forma general de los humatos en muchas partes del mundo es similar. Hay suficiente C original de las plantas que permanece inalterado, al punto que el sello o marca de las estructuras originales de la planta puede ser medida con instrumentos modernos. La medición del contenido de ¹⁸O ha mostrado que la mayoría del O en las sustancias húmicas del suelo proviene de la celulosa y otros carbohidratos vegetales antes que de la lignina (Dumbar y Wilson, 1983, citados por Paul y Collins, 1998).

Una variedad de técnicas es actualmente disponible para la evaluación del papel de la materia orgánica en la degradación y en el rejuvenecimiento del suelo. La medida más directa y probablemente la más significativa es la determinación del contenido total de C, S y P de los suelos. Esta debe realizarse a varias profundidades, conjuntamente con mediciones de la densidad aparente.

La determinación de las dimensiones del almacén y los flujos de la MOS es ahora posible mediante el uso de elementos rastreadores (¹⁴C) en conjunto con la incubación a largo plazo y con el fraccionamiento de la MOS. Mediciones de material vegetal descompuesto-parcialmente descompuesto y de la biota asociada, así como

mediciones de la agregación cuando combinada con estudios de campo a largo plazo pueden proveer la información básica necesaria para el desarrollo de conceptos relativos al manejo adecuado de la MOS (Paul y Collins, 1998).

3.4.2 Las comunidades microbianas y la degradación del suelo

Los microorganismos del suelo juegan papeles claves en el ciclaje de nutrientes, descomposición de desechos y residuos de diferente naturaleza, y en la desnaturalización de sustancias contaminantes que intoxican el ambiente. La identificación y comportamiento de factores que afectan estos organismos y/o su habilidad para intervenir en las funciones antrópicas, atribuidas al suelo, ha recibido atención en años recientes. La degradación biológica del suelo también ha sido referida al deterioro o eliminación de una o más significativas poblaciones de microorganismos en el suelo; resultando, a menudo, en cambios en los procesos biogeoquímicos dentro de los ecosistemas asociados. “Microorganismos significativos” son aquellos para los cuales se conoce un papel ecológicamente significativo.

La habilidad de las poblaciones de microorganismos para funcionar apropiadamente es de importancia crítica para la salud y bienestar de la humanidad. El ciclaje de elementos nutritivos por los microorganismos del suelo facilita la producción continua de alimentos derivados de plantas y animales. Dependiendo del balance general de varios procesos bióticos y abióticos que afectan los elementos nutritivos, transformaciones microbianas específicas pueden pasar a ser beneficiosas o perjudiciales a la salud humana (Sims, 1990).

Dado que los microorganismos llevan a cabo muchas funciones beneficiosas en el suelo, es generalmente considerado que una alta actividad microbiana es un indicador positivo de la calidad del suelo. Sin embargo, esta perspectiva puede ser demasiado simplista, pues adicionalmente a las funciones positivas, los microorganismos también son responsables de impactos perjudiciales (Cuadro 2.29). La situación es complicada por el hecho de que la evaluación de cuando una actividad dada es negativa o positiva depende de cuando y donde, en el perfil del suelo, la degradación ocurre. Por ejemplo, una alta actividad de degradación de pesticidas en el suelo puede representar una función positiva del suelo en términos de su actuación como amortiguador ambiental. Sin embargo, si una alta actividad de degradación de pesticidas se expresa demasiado rápido, luego de que estos agroquímicos son aplicados, ello puede resultar en una pérdida de su eficacia en el control de las plagas. De esta manera desde el punto de vista agronómico, los suelos donde este fenómeno ocurre son referidos como suelos problemáticos (Parkin *et al.*, 1998).

En razón de la extrema importancia de los procesos en los que intervienen microorganismos del suelo, es necesario entender los efectos a largo plazo, de varias prácticas aplicadas a las tierras agrícolas, forestales, etc., en los procesos biológicos en los suelos. La precisa naturaleza de las comunidades microbiológicas en el suelo está aun lejos de ser bien conocida. Las actividades de las poblaciones microbio-

lógicas en el suelo están tan entrelazadas, al punto de que la suma de las actividades de todas las poblaciones de una comunidad interactúan a tal nivel, que se hace muy difícil desentrañarlas. Por ejemplo, puede imposibilitarse el hecho de separar efectos directos de un tratamiento en un organismo en particular de los efectos indirectos resultantes de la inhibición o estimulación de un segundo organismo, con el cual el primer organismo tiene alguna relación diferente al neutralismo. Por tales razones, ha sido difícil interpretar los efectos de tratamientos particulares en los microorganismos del suelo o sus funciones o aun entender la causa real de los efectos (Sims, 1990).

Cuadro 2.29 Efectos beneficiosos y perjudiciales de los microorganismos en el suelo (Parkin *et al.*, 1998).

Efectos beneficiosos	Efectos perjudiciales
<ul style="list-style-type: none"> • Reciclaje de nutrientes (liberación de nutrientes a las plantas) • Favorecimiento de la estructura del suelo. • Degradación de compuestos tóxicos. • Aumento de la materia orgánica estable en el suelo. • Degradación de residuos de origen animal. • Control de actividades y poblaciones de microorganismos perjudiciales (a través de competencia-inhibición-predación). • Fijación de N atmosférico. • Consumo de gases invernadero. • Proveen almacén de diverso material genético. • Proveen almacén de nutrientes rápidamente disponibles. • Promueven la toma de nutrientes y agua por las plantas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Liberación de nutrientes en el tiempo inadecuado. • Degradación de la materia orgánica del suelo. • Degradación de los residuos de cultivos. • Degradación de pesticidas (pérdida de eficacia). • Fitopatógenos. • Patógenos de humanos y animales. • Producción de gases invernadero • Control de actividades y poblaciones de microorganismos beneficiosos (a través de competencia-inhibición-predación).

Los ambientes terrestres contienen numerosos nichos ecológicos, los cuales pueden ser separados espacial o temporalmente, y por lo tanto pueden permitir la ocupación por organismos que compiten por recursos comunes. Como resultado, una comunidad típica de microorganismos puede ser caracterizada por una robusta diversidad genética y, por lo tanto, por extensivas capacidades fisiológicas (Sims, 1990). Aquí es importante destacar que la degradación biológica pone en peligro una importante función básica del suelo como es el sostenimiento de la biodiversidad, preservación e incremento del almacén genético (Lal, 1998a); factores que son fundamentales para la vida humana, considerando al respecto, por ejemplo, el antibiótico Penicilina, desarrollado de un hongo ubicuo, presente en el suelo.

Actualmente, genes provenientes de los suelos están siendo usados, cada vez más, en biotecnología e ingeniería biogenética (Blum, 1998).

Los grupos más importantes de microorganismos, típicamente observados en los suelos, incluyen representantes de las eubacterias, (incluyendo cyanobacterias y la línea de los actinomicetos), archaeobacteria, hongos, algas, protozoarios y virus. La Figura 2.36 muestra la composición típica de un suelo fértil incluyendo grupos funcionales de microorganismos, procesos y productos de estos. Descripciones de los géneros dominantes y sus características pueden encontrarse en Alexander (1977) y en Teidje y Dazzo (1982).

3.4.2.1 Aspectos relevantes del metabolismo microbiano

La divisa universal de energía en los sistemas biológicos es adenosin 5'-trifosfato (ATP). Un alto rendimiento de la energía libre de Gibbs es asociado con la hidrólisis de uno de cada dos uniones de fosfato en la molécula de ATP (-7,3 kcal mol⁻¹ para la hidrólisis de ATP o ADP). Las células generan ATP vía dos mecanismos básicos: (i) fosforilación a nivel de sustrato, donde un grupo fosfato (con una alta energía libre, de la hidrólisis) es transferido de un intermediario fosforilado al ADP ; y (ii) fosforilación oxidativa, en la cual el ATP es producido durante la transferencia de electrones del ADNH al O₂ (o algún otro aceptor de electrones) vía serie de transportadores de electrones. Un importante contraste de los dos mecanismos es la necesidad de una cadena transportadora de electrones funcional y un terminal aceptor de electrones (generalmente un compuesto diferente al sustrato) para la fosforilación oxidativa (Sims, 1990).

La comunidad biológica del suelo contiene individuos con dependencia obligada, opcional, o no dependientes de la fosforilación oxidativa. Los organismos obligatoriamente aeróbicos funcionan solamente de un modo respiratorio, usando oxígeno (o en algunos casos nitrato) como aceptor de electrones terminal. Estos organismos no son competitivos por los sustratos en ausencia de los aceptores de electrones apropiados. Otros organismos son capaces de cambiar a un modo fermentativo de transducción de energía, en muchos casos utilizando el sustrato mismo (o un compuesto orgánico comparable) como ambos: una fuente de electrones y un sumidero. Los organismos obligatoriamente anaeróbicos, incluyendo algunas formas con sistemas transportadores de electrones adaptados para el sulfato u otros aceptores de electrones, son competitivos solamente bajo estrictas condiciones anaeróbicas. De acuerdo a los planteamientos anteriores, en algunos ambientes, la disponibilidad de aceptores de electrones (incluyendo oxígeno, nitrato y sulfato) y sustratos fermentables pueden volverse tan importantes como la disponibilidad de carbono para las actividades heterotróficas en el suelo (Sims, 1990).

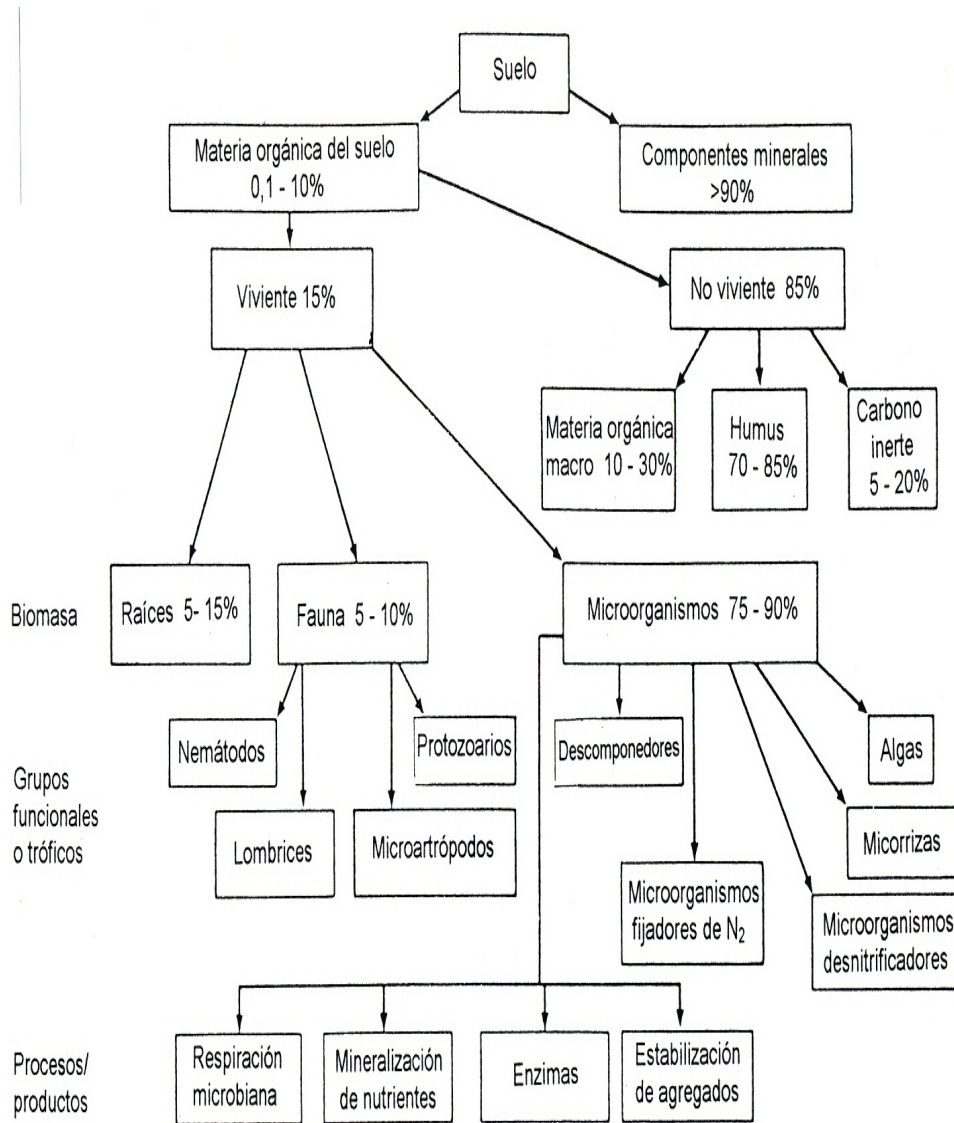


Figura 2.36 Composición de un típico suelo fértil en términos de su biota, grupos funcionales de microorganismos y procesos/productos de los cuales son responsables. Los números expresan porcentajes en la base de peso seco (Pankhurst *et al.*, 1989).

En los sistemas biológicos, casi todas las reacciones son catalizadas por enzimas, las cuales son proteínas. Las enzimas tienen un enorme poder catalítico y aceleran enormemente las reacciones mediante la formación de complejos con un sustrato, lo cual disminuye la energía requerida para que la reacción proceda (Dick *et al.*, 1996). Las enzimas son generalmente activas solamente en un rango estrecho de pH, y exhiben algún valor óptimo para su actividad máxima. El pH también afecta la solubilidad de muchos elementos que son nutrientes esenciales, lo cual resulta en un efecto indirecto en el crecimiento de los microorganismos, por lo que los factores que afectan el pH de la solución del suelo, marcadamente afectan las actividades de los microorganismos del suelo. Cualquier factor con efectos de tal relevancia debe ser cuidadosamente manejado ya que, en última instancia, pueden verse afectados procesos tan importantes como el ciclaje de nutrientes (incluyendo carbono, nitrógeno, fósforo y azufre), desintoxicación de moléculas contaminantes y de sustancias complejas de desechos (incluyendo contaminantes orgánicos e inorgánicos) y la supresión de organismos patógenos, en los cuales los microorganismos del suelo juegan un papel fundamental (Sims, 1990).

3.4.2.2 Indicadores de la degradación biológica del suelo

Varios tipos de indicadores han sido utilizados como medio de evaluación de la degradación biológica del suelo. Sims (1990) considera los siguientes:

1. Población y diversidad de la biota del suelo

Entre las más comunes mediciones de la degradación biológica del suelo están las medidas de los efectos de algunos tratamientos en grupos de organismos dentro de una clase taxonómica en particular. Bacterias y hongos han sido enumerados principalmente mediante técnicas de conteo viables, empleando, por ejemplo, agar rico en nutrientes como medio de cultivo. La validez de tales métodos como medio de predicción de poblaciones totales de bacterias y hongos ha sido objeto de numerosas controversias sin que se cuente con otros métodos alternativos más perfeccionados.

Otro enfoque que ha recibido atención tiene que ver con el estudio de la diversidad taxonómica o fisiológica de los microorganismos del suelo. El término diversidad puede ser usado para describir la manera en la cual las especies o la *taxa* operacional se congregan dentro de una comunidad. El concepto de diversidad de especies fue propuesto por Fisher *et al.* (1943, citado por Sims, 1990) y ha sido usado para describir comunidades de animales, plantas y microorganismos. La diversidad es usualmente expresada mediante índices matemáticos, tales como: (i) el índice de uniformidad de McIntosh, el cual mide la uniformidad de una comunidad, (ii) el índice de dominancia de Simpson, el cual evalúa el grado de dominancia o heterogeneidad dentro de una comunidad, y (iii) el índice de Shannon, el cual provee una medida general de ambos: riqueza y equidad de especies (McIntosh, 1967; Simpson, 1949; Shannon, 1948; Shannon y Weaver, 1949, citados por Sims, 1990).

La más común aplicación de los índices de diversidad ha sido en la demostración de los efectos de perturbaciones o agresión ambiental en comunidades dentro de un particular ecosistema. Ha sido sugerido que la diversidad de las especies es una medida de la entropía dentro de una comunidad y que por lo tanto debe indicar la cantidad de energía requerida para mantener la organización de la misma (Atlas, 1984; citado por Sims, 1990). También ha sido sostenido, que la diversidad confiere estabilidad a los ecosistemas, aunque este concepto a menudo ha sido cuestionado. Ello sugiere que las comunidades poseedoras de mayor información genética deberán tener mayor capacidad de enfrentar la agresión ambiental. Una medición de la diversidad, tal como la que podría lograrse de la aplicación de los mencionados índices, debería reflejar la habilidad de la comunidad para resistir las perturbaciones, y puede también proveer una indicación del estrés ambiental, el cual podría esperarse que reduzca la diversidad de la información genética expresada. En la práctica, parece existir poca evidencia de que los índices de diversidad permitirán las predicciones de ecosistemas terrestres frágiles, con las posibles excepciones de ambientes extremos, tal como el de las regiones frías. Mientras haya escasez de estudios realizados, será difícil indagar y/o asegurar acerca de la utilidad de este tipo de medidas para evaluar el grado de degradación biológica del suelo.

2. Ciclaje de nutrientes

Las evaluaciones usualmente disponibles del estado funcional de los ecosistemas terrestres deteriorados han sido hechas a través de estudios de los procesos del ciclaje de nutrientes. Los más comunes han sido ensayos de las enzimas del suelo, componentes del ciclo del nitrógeno (especialmente nitrificación, mineralización y fijación de nitrógeno), descomposición de celulosa y/o madera y mediciones de la respiración. En el caso de las actividades de las enzimas del suelo y la respiración, no se trata de mediciones directas de las transformaciones de los nutrientes, sino que han sido establecidas como indicadores del estado funcional de la comunidad del suelo.

3. Acumulación de sustancias tóxicas

Las dificultades en el funcionamiento de las comunidades microbianas del suelo pueden resultar en acumulaciones de sustancias tóxicas que de otra manera habrían sido transformadas en sustancias inocuas. Por ejemplo, ciertos microorganismos, incluyendo los quimioautotróficos oxidantes de nitrito, *Nitrobacter*, son extremadamente sensibles a pequeñas concentraciones de amoníaco. Si las concentraciones de amoníaco y el pH son altos, el funcionamiento de *Nitrobacter* se puede ver impedido, resultando en la acumulación de cantidades tóxicas de nitrito (producto de la oxidación del amonio, NH_4^+). La acumulación microbiana de nitrito ha sido asociada con suelos que reciben grandes cantidades de desechos de origen animal.

4. Cambios en el estado redox del suelo.

Los cambios en el estado de oxidación-reducción del suelo (redox) son comúnmente asociados con prácticas que resultan en exceso de humedad en el suelo. Sin embargo cuando los procesos químicos y biológicos consumen más oxígeno del que puede ser suplido, el resultado es un cambio hacia el metabolismo anaeróbico, y la acumulación de sustancias en estado de reducción. Ello es reflejado en un potencial redox que señala una condición de reducción y, por lo tanto, preponderancia de sustancias típicas de tal estado (particularmente Fe (II), Mn (II), sulfuro, y metano) en solución. Una condición de reducción en el suelo es un buen indicador de pobre suplencia de oxígeno, y es comúnmente asociada con prácticas de labranza y otras técnicas de manejo de las tierras que resultan en compactación, encharcamiento y otras condiciones que generan limitada suplencia de oxígeno. La severidad de tal condición puede ser reflejada en la composición de compuestos reducidos que se acumulan. Por ejemplo, la evolución de apreciables cantidades de metano indica la presencia de sitios bajo extremas condiciones de reducción dentro de la matriz del suelo.

3.4.2.3 Incidencia del uso y manejo de las tierras en la biología del suelo

a) Efectos del uso y manejo agronómico en la biología del suelo

En adición a la introducción de pesticidas y otros materiales potencialmente tóxicos, existen numerosos efectos mecánicos asociados al uso agrícola de las tierras, que potencialmente pueden afectar la biología del suelo. Entre estos efectos se tienen: la erosión, compactación y los cambios en los patrones de drenaje. La remoción de cantidades significativas de materiales de la superficie del suelo por los procesos de erosión, resulta en la pérdida de carbono orgánico, nutrientes inorgánicos y biomasa microbiana. Los materiales subsuperficiales que afloran en casos de erosión agresiva son generalmente menos apropiados para el desarrollo microbiano, debido a concentraciones inadecuadas de carbono orgánico, condiciones químicas adversas (bajo pH, baja saturación de bases, etc.) o propiedades estructurales que impiden la suplencia necesaria de oxígeno y/o agua.

Los efectos biológicos de las prácticas agronómicas han sido estudiados por décadas. La producción de cultivos involucra muchas y diferentes actividades (labranza, aplicación de fertilizantes y pesticidas, quema controlada, riego, drenaje, etc.) que pueden afectar directa o indirectamente la biología del suelo. Desafortunadamente, ha sido difícil separar los efectos de los componentes individuales de los programas de manejo agrícola sobre la biología del suelo. Sims (1990) señala que quizás el mejor punto para comenzar es observando los resultados de prácticas agrícolas antecedentes. Al respecto, comenta que algunos de los más interesantes experimentos, acerca de los efectos biológicos de la producción de

cultivos, han sido aquellos que han evaluado los efectos a largo plazo del monocultivo y las estrategias de rotación de cultivos.

La capacidad de las comunidades microbianas del suelo para asimilar nitrógeno atmosférico y liberar nitrógeno, contenido en la materia orgánica, a las plantas es extremadamente tolerante a las prácticas convencionales de producción de cultivos, pero generalmente, no alcanza a cubrir las necesidades de las plantas cultivadas. Con relación al proceso de desarrollo y cosecha de cultivos, éste no parece afectar el potencial bioquímico de la microflora del suelo, en el largo plazo, pero puede afectar la inherente fertilidad del suelo. El hecho de que la potencialidad de los microorganismos del suelo no es afectada por las labores de cultivo ha sido defendido por Tate y Mills (1983, citados por Sims, 1990) quienes examinaron la estructura y funciones de comunidades de bacterias en campos bajo barbecho, caña de azúcar y pastos en un suelo orgánico.

Los pesticidas aplicados en las actividades agrícolas aparentemente, ejercen efectos medibles en las poblaciones y actividades de los microorganismos del suelo, aunque tales efectos son usualmente leves y parecen ser de corta duración. Otros compuestos usados en la agricultura, tales como fertilizantes y enmiendas calcáreas, también pueden inducir efectos en el corto plazo sobre los microorganismos del suelo. No existe evidencia concluyente que respalde la ocurrencia de efectos degenerativos a largo plazo, por el uso de fertilizantes y pesticidas, en la diversidad genética o en el potencial bioquímico de los microorganismos del suelo, en términos generales.

b) Efectos de las prácticas de manejo de bosques en la biología del suelo

En los bosques, la deforestación resulta en la finalización de los aportes de hojarasca y en un incremento en la actividad de los microorganismos descomponiendo dichos residuos vegetales. La deforestación de un bosque de madera dura resultó en una disminución del 23% en la biomasa a nivel del piso del bosque y unos 3 cm de reducción en la profundidad del mismo; resultados similares han sido presentados para bosques de coníferas (Dominski, 1971; Cole y Gesel, 1963, citados por Sims, 1990). Tales cambios en la actividad microbiana, se deduce, son producidos por las operaciones de corte de árboles y pérdida de cobertura forestal que afectan almacenamiento de humedad, cambios en la temperatura del suelo por la eliminación del sombreado de los árboles, e incrementan el pH del suelo, lo cual ocurre como resultado del proceso de mineralización.

Después de la deforestación, un proceso normal de sucesión es esperable, en la medida en que plantas pioneras restablezcan un dosel de follaje, e inicien el aporte de hojarasca al piso del bosque. Así, éste se irá reconstruyendo lentamente sobre un extensivo período de tiempo hasta que una condición o estado-estable es alcanzado; al menos que el proceso sea interrumpido por incendios, plagas, enfermedades o actividades antrópicas. Pueden ser necesarios 300 años o más para que se alcancen la condición estable del piso del bosque (Mc Fee y Stone, 1965, citados por Sims, 1990).

Bajo condiciones comunes de acidez del suelo, presentes en los suelos forestales, la nitrificación autotrófica (particularmente oxidación de amonio, NH_4^+) es fuertemente disminuida. Debido al incremento en pH y temperatura que ocurre con la deforestación, se incrementan las tasas de nitrificación autotrófica y posiblemente heterotrófica, lo cual sugiere un incremento en los riesgos de contaminación con nitrato de los cursos de agua vecinos, especialmente si el escurrimiento se ha incrementado como consecuencia de la eliminación de la cobertura vegetal. Luego ocurrirá la subsecuente reducción del piso del bosque por la incrementada actividad de las especies descomponedoras. La aumentada producción de nitrato resulta en la producción de óxido nitroso a causa de las actividades de nitrificación o desnitrificación. El óxido nitroso así formado puede ser transportado a distancia por los arroyos circundantes desde donde puede desgasificarse de la solución a la atmósfera. A causa de las operaciones de deforestación a gran escala que ocurren en el mundo, esta es una fuente importante de óxido nitroso que previamente pudo haber sido ignorada (Sims, 1990).

El fuego es un factor ambiental natural en la ecología de los bosques, y también es usado como una herramienta de manejo en actividades forestales y agrícolas. La quema prescrita es una práctica común en la conversión de bosques vírgenes a bosques de crecimiento secundario. Dependiendo del tipo de fuego, la quema puede tener efectos dramáticos en propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos forestales. El pH y la disponibilidad de ciertos nutrientes inorgánicos del suelo, tales como Ca, y Mg pueden ser incrementados como resultado del fuego (Viro, 1974 citado por Sims, 1990). Grandes cantidades de carbono orgánico, azufre, fósforo y boro pueden también perderse a través de incendios donde se alcanzan altas temperaturas (Armson, 1977; Kimmins, 1987, citados por Sims, 1990). A través de la investigación se conoce que el fuego es capaz de destruir la estructura del suelo, lo cual resulta en disminución de las tasas de infiltración y aumentos del escurrimiento superficial y de la erosión. Fuegos de bajas temperaturas (260 a 315 °C) han resultado, a menudo, en la formación de capas superficiales hidrofóbicas (Debano et al., 1967; citados por Sims, 1990), lo cual reduce los niveles de la humedad del suelo a través del decrecimiento de las tasas de infiltración. Debe tenerse en cuenta, que los pisos de algunos bosques han mostrado características hidrofóbicas debido a la presencia del micelio de cierto tipo de hongos (Debano y Rice, 1973; citados por Sims, 1990) efecto que, en algunos casos, ha sido inhibido por el fuego; decreciendo así la hidrofobicidad. El fuego, además, oscurece la superficie del suelo e incrementa la penetración de luz, lo cual es causa de aumentos en la temperatura del mismo (Viro, 1974, citado por Sims, 1990).

Cambios en el habitat del suelo, así como daños directamente inducidos por el fuego, pueden obviamente afectar los organismos del suelo. Los efectos bióticos de los suelos forestales se concentran, a menudo en la superficie de la capa de hojarasca. Debido a que allí se localizan importantes poblaciones de meso y microfauna, las quemas eliminan estos microorganismos, aun cuando tales efectos han sido reportados como temporales, revirtiéndose el proceso en unos pocos años. Bajas importantes ocurren en la abundancia de ácaros y colémbolos por quemas

anuales; pero en quemas con intervalos de cinco años, tales efectos no son percibidos, lo cual demuestra la necesidad de un período de recuperación, a ser prescrito durante los eventos de uso del fuego como herramienta de manejo (Metz y Farrier, 1971; Kimmins, 1987 citados por Sims, 1990). Los efectos del fuego sobre los microorganismos han sido difíciles de predecir, pero donde se han realizado observaciones, los mismos han sido temporales. Por ejemplo, las poblaciones microbianas declinan inmediatamente después de una quema, para luego incrementar con las primeras lluvias (Ahlgreen, 1974; Ahlgreen y Ahlgreen, 1965, citados por Sims, 1990).

c) Efectos de las operaciones mineras en la biología del suelo

En las operaciones de explotación de minas, cuando se excavan materiales que contienen sulfuros de hierro (v.g. pirita) y se exponen en la superficie del terreno, la oxidación que ocurre, produce sulfatos y condiciones de acidez (valores de pH en el rango de 1 a 4); ello también produce importantes efectos a distancia. El drenaje de minas de carbón usualmente contiene altas concentraciones de metales potencialmente tóxicos tales como Zn, Cu, Ni o Mn. Sin embargo, no todas las formaciones geológicas sujetas a operaciones mineras tienen los mismos constituyentes minerales, y por lo tanto sus efectos en la química del suelo y las aguas son diferentes. Por tal razón, la composición de los materiales geológicos en los sitios afectados por minería constituye un importante factor que afecta la química de los sedimentos transportados de las cuencas asociadas (Dick et al., 1986). Los materiales transportados del sitio de las minas y depositados a distancia resultan en daños en la calidad y productividad de los sitios de depósito. La recuperación de los sitios afectados por la minería no ha resultado en una inmediata interrupción de los efectos a distancia. Dick et al. (1986) señalan casos donde las concentraciones de Mn, en riachuelos que recibían aguas provenientes de cuencas con sitios bajo tratamiento de recuperación, se mantenían con valores que excedían los límites aceptables, y que no alcanzaron un equilibrio hasta 2 ó 3 años después del proceso de recuperación.

Diversos efectos de las operaciones de minería en la microbiología del suelo han sido observados, en los cuales interesan tanto las poblaciones de microorganismos como sus actividades en el suelo. Las condiciones de acidez que se desarrollan, tal como se comentó, afectan de manera directa e indirecta la actividad de los microorganismos; por tal razón, se han reportado efectos adversos en la tasa de mineralización del N. En la superficie de suelos afectados por la minería, Hons y Hossner (1980) encontraron que solo el 7% del amonio añadido fue oxidado a nitrato, en comparación con la oxidación del 93% del amonio añadido al mismo suelo en un sitio no disturbado.

3.4.2.4 *Los microorganismos como contaminantes*

Bajo ciertas condiciones, los microorganismos por si mismos pueden convertirse en contaminantes, particularmente en el caso de patógenos de animales, plantas y humanos. Los patógenos de humanos y animales, típicamente, han sido asociados con operaciones de aplicaciones de aguas servidas o de lodos residuales a las tierras, disposición de desechos domésticos y animales (ganadería) afectados por el escurrimiento natural que es capaz de desprender y arrastrar partículas contaminantes a distancia del sitio de partida. Los suelos con niveles freáticos altos y/o fluctuantes son los menos indicados para realizar tal tipo de operaciones, por el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas. La mayoría de los gobiernos han establecido regulaciones, con relación a los niveles aceptables de concentración de organismos patógenos en aguas de uso público. Los microorganismos contaminantes más comúnmente encontrados, las bacterias coliformes fecales, no deben presentarse en concentraciones que excedan 10^3 L^{-1} de agua corriente. La contaminación bacterial de las operaciones ganaderas pueden reducirse mediante la adopción de estrategias de pastoreo que produzcan una distribución uniforme del ganado (Tiedeman et al., 1988), aún cuando pastizales no pastoreados han producido escurrimiento cuya concentración de patógenos excede los estándares de agua potable. (Doran y Linn, 1979). El riesgo de la contaminación con patógenos por la disposición de desechos en los suelos ha sido reducido mediante el pretratamiento de los materiales a ser aplicados (Gerba, 1983, citado por Sims, 1990). El grado y tipo del tratamiento requerido por los materiales de desecho son específicos con relación al sitio donde serán aplicados. La contaminación por patógenos puede controlarse evitando la instalación de sistemas de pozos sépticos en zonas inadecuadas a tales usos que presentan altos riesgos de contaminación. Algunas estrategias útiles han sido desarrolladas para reducir los riesgos, cuando tal tipo de instalaciones son inevitables (Stewart y Reneau, 1988).

3.4.2.5 *Medidas de remediación*

A la luz del conocimiento actual, la mayoría, si no todas las comunidades microbiológicas dañadas por las actividades humanas, si se les da el tiempo suficiente, pueden retornar a una condición saludable, aun cuando ésta no sea igual a la condición original, y pueda requerir de una muy larga espera. También es claro el hecho de que algunas actividades humanas son mucho más destructivas para los organismos del suelo que otras, y que los efectos de algunas de estas actividades tal como la minería a cielo abierto y la contaminación por metales imparte efectos de mucha más larga duración que otras tal como la aplicación de pesticidas. De manera similar, las comunidades microbianas en algunos econichos, tal como en regiones frías, son particularmente sensibles a la perturbación y no se recuperan rápidamente. La aplicación de medidas especiales para casos particulares, puede ayudar a acelerar la recuperación de ecosistemas perjudicados. Debe tenerse en cuenta que la

remediación usualmente comienza con la remoción de la fuente de perturbación. Sin tener en cuenta las medidas de costo efectivo que puedan ser introducidas para la remediación, parece obvio que si ésta involucra la suspensión o interrupción de las prácticas existentes, se debe entonces comenzar a experimentar alternativas para evaluar los efectos a largo plazo de las prácticas propuestas como “seguras” (Sims, 1990).

4. DESERTIFICACION

La definición elaborada durante el *Third Meeting of the Technical Advisory Group on Desertification Assessment and Mapping* convocado por la UNEP (1991, citado por Dregne *et al.*, 1991) establece que “Desertificación es degradación de la tierra en zonas áridas, semiáridas y sub-húmedas secas que resultan, principalmente, de un impacto adverso de las actividades humanas”.

La degradación de la tierra, discutida brevemente al inicio de esta parte del documento, se destaca como un cambio en el estado del componente terrestre de los ecosistemas globales que amenaza el bienestar presente y/o futuro de la humanidad (Webb, 1987, citado por Kassas *et al.*, 1991). La tierra en este contexto incluye la superficie, el suelo, y los recursos hídricos locales, la vegetación natural y los cultivos. La degradación implica la reducción del potencial del recurso por algún proceso o una combinación de ellos actuando sobre la tierra. Estos procesos incluyen erosión hídrica, erosión eólica y sedimentación, reducción a largo plazo de la abundancia o diversidad de la vegetación natural, o decrecimiento del rendimiento de los cultivos donde estos sean relevantes, y salinización y/o sodificación de los suelos (Dregne *et al.*, 1991).

La desertificación como proceso de degradación de la tierra es un concepto más amplio que la degradación del suelo, ya que la desertificación tiene que ver con el ecosistema en su totalidad, en el cual el suelo es sólo uno de sus componentes.

La definición de desertificación establecida considera que aun cuando la causa principal de la misma es el impacto adverso de las actividades humanas, el impacto de las condiciones climáticas naturales, particularmente las sequías recurrentes, puede jugar un papel importante bajo ciertas circunstancias. Aun cuando la desertificación es a menudo confundida con la sequía, ya que ambos procesos son prevalecientes en tierras áridas y aparentan causar similares tipos de daños, ellos son fenómenos completamente diferentes. Tampoco debe confundirse la desertificación con el fenómeno denominado expansión y contracción de los desiertos el cual consiste en una oscilación en la productividad de la vegetación, a menudo activada por las fluctuaciones climáticas. Tal como lo revelan las imágenes de satélite, da la impresión de que, el desierto se expande o se contrae; pero tal fenómeno no es desertificación (Dregne *et al.*, 1991).

Es también importante, diferenciar la desertificación de los fenómenos de degradación de la tierra que ocurren en otras áreas más húmedas del mundo, pues la desertificación procede bajo condiciones climáticas severas y actúa adversamente sobre los ya muy limitados recursos naturales v.g. suelo, agua y vegetación.

Naturalmente, la desertificación se diferencia en cuanto a su extensión y grado de manifestación, pero si el proceso no se contrarresta, es solo cuestión de tiempo para que la tierra inevitablemente sea degradada y abandonada (Dregne *et al.*, 1991).

Los síntomas más obvios del proceso desertificación y sus resultados se relacionan con la reducción en productividad biológica y económica, el valor de la tierra y la polución del agua y del aire que se manifiesta en hechos como (Dregne *et al.*, 1991):

- reducción del rendimiento o fracaso de los cultivos, tanto en agricultura en secano como bajo riego.
- disminución de la biomasa perenne producida por pastizales, y el consecuente agotamiento de alimento disponible para el ganado;
- reducción en la producción de biomasa producida por los bosques, lo cual afecta las facilidades de leña como combustible, de madera como material de construcción;
- disminución del agua disponible debido a la merma en el caudal de los ríos o de los recursos de agua subterránea;
- movimiento y depósito de materiales arenosos que puede agobiar las tierras productivas, viviendas e infraestructuras;
- incremento de inundaciones, azolvamiento de cuerpos de agua, polución de agua y aire;
- entorpecimiento de la vida humana debido al deterioro de los sistemas esenciales para la vida; necesidad por parte de las sociedades afectadas de solicitar ayuda externa, o en el peor de los casos de emigrar en busca de otros ambientes como refugio.

Las causas de estas variadas formas de degradación ecológica, y de los correspondientes trastornos socio-económicos se asocian a una combinación de:

- la explotación por las actividades humanas que sobrepasa las capacidades de los sistemas de recursos de la tierra
- la fragilidad ecológica inherente de los sistemas de recursos; y
- las condiciones climáticas adversas; incluyendo, en particular, las severas y recurrentes sequías.

Desde el punto de vista ambiental, la desertificación:

- es un elemento de degradación a nivel planetario o global, que contribuye al cambio climático, a la polución del agua, del aire y del suelo, a la deforestación y a la pérdida del suelo;
- contribuye a la pérdida de diversidad biológica global, particularmente en áreas, que son el centro de origen de las principales especies de cultivos del mundo, tales como trigo, cebada, sorgo, maíz, etc.,

- contribuye a la pérdida de biomasa y bioproductividad del planeta y al agotamiento de las reservas globales de humus, alterando así los ciclos normales biogeoquímicos y reduciendo el sumidero global de dióxido de carbono, en particular;
- contribuye al cambio climático global por aumento del albedo de la superficie de la tierra, incrementando la potencial y disminuyendo la actual evapotranspiración, alterando la suplencia de energía de la superficie terrestre y la temperatura del aire, y añadiendo polvo y dióxido de carbono a la atmósfera.

Desde el punto de vista socioeconómico, la desertificación (Dregne *et al.*, 1991):

- constituye la principal causa y mecanismo de pérdida global de recursos de tierras productivas, reduciendo así la capacidad del planeta para proveer suficiente alimento y refugio a las poblaciones en crecimiento. Ello contribuye al esparcimiento de la pobreza y el hambre.
- causa inestabilidad económica y política en las áreas afectadas, dado que la gente se esfuerza para sobrevivir con escasos recursos de tierras y aguas, por lo que son, a menudo, forzadas a emigrar en busca de alivio y refugio;
- genera presiones sobre la economía y estabilidad de las comunidades inmediatamente cercanas a las áreas afectadas por el proceso de degradación, debido a la intensificación de las necesidades por alivio del hambre, demanda de refugio, etc.
- impide el logro de desarrollo sostenido en países y regiones afectadas, y por lo tanto en el mundo como un todo;
- directamente, amenaza las condiciones de salud y nutrición de las poblaciones afectadas, particularmente a los niños.

La degradación de la tierra por la desertificación se mantiene en una tasa de aproximadamente 6 millones de hectáreas por año. La Figura 2.37 muestra la situación dramática de la desertificación al nivel mundial, que pone en riesgo el bienestar y el futuro de una población de 900 millones de personas.

Del total de 99 países afectados por la desertificación, solo 18, que son países industrializados o, bien, productores de petróleo, se estima tienen capacidad para enfrentar el problema y pueden combatir la desertificación de unos 1,5 millardos de hectáreas de sus territorios. Pero el problema, en 81 países en desarrollo con 2,1 millardos de hectáreas de tierras afectadas por desertificación, no puede ser resuelto sin ayuda internacional (Dregne, *et al.*, 1991).

Kassas *et al.* (1991) comentan experiencias de algunos casos de países como EE.UU y Siria en el manejo de la desertificación y la sequía. Particularmente en el caso de EE.UU., señalan, que el paquete de manejo aplicado es una combinación de: control gubernamental (instrumentos legales), asistencia gubernamental (incluyendo fondos federales) y dirección (políticas de uso de la tierra), esquemas de desarrollo nacional (ferrovías, carreteras, reservorios), avances en ciencia y tecnología y su

aplicación, desarrollo de recursos naturales en el marco de políticas de buen uso ecológico de la tierra, y la integración de varios usos.

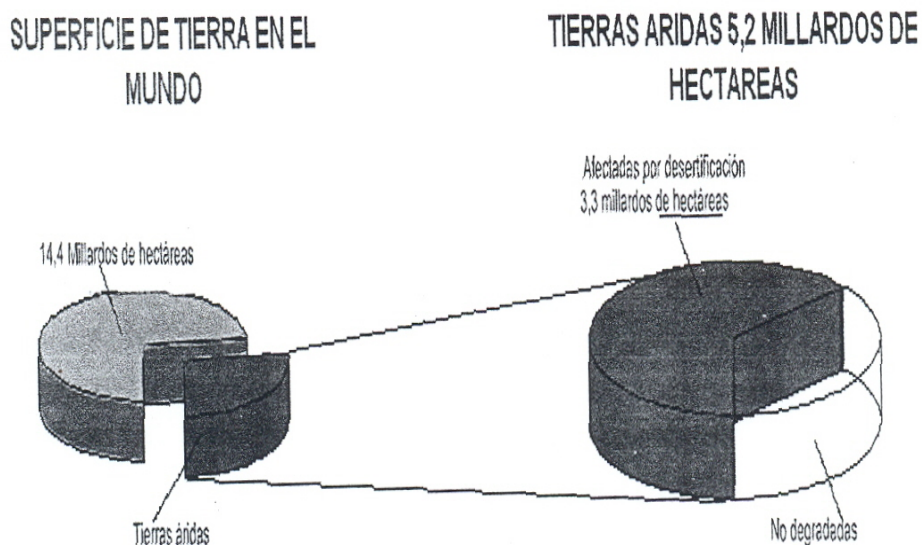


Figura 2.37 La desertificación, una amenaza global (UNEP, 1991).

Con base en el análisis de diferentes casos de estudios Kassas *et al.* (1991) concluyen que aun cuando los objetivos que se plantean para el manejo del problema de la desertificación sean diferentes, tres elementos igualmente importantes son comunes para el alcance de las soluciones:

- aplicación de nuevas y apropiadas tecnologías
- disponibilidad de fondos adicionales
- reestructuración social y gerencial

Para asegurar el éxito es importante la consideración del factor político (participación del gobierno y participación pública positiva de las comunidades afectadas), y de la activación de un amplio y eficiente servicio de extensión.

Destaca la necesidad del desarrollo de un sistema de métodos de medición de parámetros de la desertificación con aceptación internacional (UNEP, 1991).

REFERENCIAS CITADAS

Alakukku, L. y P. Elonen. 1995. Long-term effects of a single compaction by heavy field traffic on yield and nitrogen uptake of annual crops. *Soil Tillage Research*, 36: 141-152.

Alexander, M. 1977. *Introduction to Soil Microbiology*. 2nd. Edition. John Wiley & Sons, New York, USA.

Almendros, G. 1995. Sorptive interactions of pesticides in soils treated with modified humic acids. *European Journal of Soil Science*, 46: 287-301.

Armbrust, D.V., W.S. Chepil y F.H. Siddoway. 1964. Effects of ridges on erosion of soil by wind. *Soil Science Society of American Proceedings*, 28: 557-560.

Arshad, M.A., B. Lowery y B. Grossman. 1998. Physical test for monitoring soil quality. pp. 123-141. In: J.W. Doran, A.J. Jones (eds.) *Methods for Assessing Soil Quality*. Special Publication No. 49. *Soil Science Society of America*, Madison, Wisconsin, USA.

Ayers, R.S. y D.W. Westcott. 1985. *Water Quality for Agriculture*. Irrigation and Drainage Paper No. 29, FAO, Rome, Italy.

Barrow, C.J. 1991. *Land Degradation, Development and Breakdown of Terrestrial Environments*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Baver, L.D., W.H. Gardner y W.R. Gardner. 1972. *Soil Physics*. 4th Edition, John Wiley & Sons, New York, USA.

Bergsma, E., P. Charman, F. Gibbons, H. Hurni, W.C. Moldenhauer, y S. Panichapong. 1996. *Terminology for Soil Erosion and Conservation*. International Society of Soil Science. Wageningen, The Netherlands.

Bernstein, L. 1974. Crop growth and salinity. pp. 39-54. In: J.V. Schilfgaard (ed.) *Drainage for Agriculture*. Agronomy Series No. 17. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA.

Bezdicsek, D.F., R.I. Papendick y R. Lal. 1998. Introduction: Importance of soil quality to health and sustainable land management. pp. 1-8. In: J.W. Doran, A.J. Jones (eds.) *Methods for Assessing Soil Quality*. Special Publication No. 49. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA.

Bhardwaj, S.P., M.L. Khyri. S. Ram y S.N. Prasad. 1985. Crop geometry - a nonmonetary input for reducing erosion in corn on four percent slope. pp. 644-648. In:

S. El-Swaify et al. (eds.) *Soil Erosion and Conservation*. Soil Conservation Society of America, Ankeny, Iowa, USA.

Bisal, F. y J. Hsieh. 1966. Influence of moisture on erodibility of soil by wind. *Soil Science*, 102: 143-146.

Blackwell, J.R., N. Horn, R. Jayawardane. 1989. Vertical stress distribution under tractor wheeling in a partially deep loosened typical Paleustalf. *Soil Tillage Research*, 13: 1-12.

Blum, W.E.H. 1998. Basic concepts: degradation, resilience, and rehabilitation. pp. 1-16 In: R. Lal et al (eds.) *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

Bourg, A.C.M. 1988. Metals in aquatic and terrestrial system: sorption, speciation and mobilization. pp. 3-32. In: W. Salomons y U. Forstner (eds.) *Chemistry and Biology of Solid Waste. Dredged Material and Mine Tailing*. Springer-Verlag, New York, USA.

California Fertilizer Association. 1985. *Western Fertilizer Handbook*. The Interstate Printers & Publishers, Inc. Danville, Illinois, USA.

Chartres, C.J. y G.W. Geeves. 1998. The impact of soil seals and crests on soil water balance and runoff and their relationship with land management. *Advances in GeoEcology*, 31: 539-548.

Chepil, W.S. 1946. Dynamics of wind erosion. IV: The translocation and abrasive action of the wind. *Soil Science*, 61: 167-177.

Chepil, W.S. 1950. Properties of soil which influence wind erosion. I. The governing principle of surface roughness. *Soil Science*, 69: 149-162

Chepil, W.S. y N.P. Woodruff. 1963. The physics of wind erosion and its control. *Advances in Agronomy*, 15: 211-302.

Crosson, P. 1998. The on-farm economic costs of soil erosion. pp. 495-511. In: R. Lal et al. (eds.) *Methods for Assessment of Soil Erosion*. Advances in Agronomy. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

De Haan, F.A.M., W.H. van Riemsdijk y S.E.A.T.M. van der Zee. 1993. General concept of soil quality. pp. 155-170. In: J.P. Eijsackers, T. Hamers (eds.) *Integrated Sediment Research: A Basis for Proper Protection*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands.

de Kimpe, C.P. y B.P. Warkentin. 1998. Soil functions and the future of natural resources. *Advances in GeoEcology*, 31: 3-10.

Dregne, H., M. Kassas y B. Rozanov. 1991. A new assessment of the world status of desertification. UNEP. *Desertification Control Bulletin*, 20: 6-18.

Dick, R.P., D.P. Breakwell, R.F. Turco. 1996. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. pp. 247-271. In: J.W. Doran, A.J. Jones (eds.) *Methods for Assessing Soil Quality*. Special Publication No. 49 Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin, USA.

Dickson, J.V. y R.M. Ritchie. 1996. Zero and reduced ground pressure traffic systems in an arable rotation. I. Cultivation power requirement. *Soil Tillage Research*, 38: 71-88.

Dissmeyer, G.E. y G.R. Foster. 1985. Modifying the Universal Soil Loss Equation for forest land. pp. 480-495. In: S. El-Swaify et al. (eds.) *Soil Erosion and Conservation*. Soil Conservation Society of America, Ankeny, Iowa, USA.

Donahue, R.L., R.W. Miller y J.C. Shickluna. 1983. *Soils, An Introduction to Soils and Plant Growth*. 5th. Edition. Prentice-Hall. Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, USA.

Doran, J.W. y D.M. Linn. 1979. Bacteriological quality of runoff water from pastureland. *Applied Environmental Microbiology*, 37: 985-991.

Douglas, M. 1994. *Sustainable Use of Agricultural Soils. A Review of the Prerequisites for Success or Failure*. Development and Environment Report No. 11. Group for Development and Environment. Institute of Geography. University of Berne, Switzerland.

El-Swaify, S.A. y W.W. Emerson. 1975. Changes in the physical properties of soil clays due to precipitated aluminum and iron hydroxides: I. Swelling and aggregate stability after drying. *Soil Science Society of America Proceedings*, 39: 1056-1063.

El-Swaify, S.A., E.W. Dangler y C.L. Armstrong. 1982. *Soil Erosion by Water in the Tropic*. Research Extension Series 024. College of Tropical Agriculture and Human Resources. University of Hawaii, Honolulu, Hawaii, USA.

Ellison, W.D. 1947. Soil erosion studies. *Agricultural Engineering*, 28: 145-146.

Emerson, W.W. 1977. Physical properties and structure. pp. 78-104. In: J.S. Russell, E.L. Greacen (eds.) *Soil Factors in Crop Production in a Semiarid Environment*. Queensland University Press, Brisbane, Australia.

Environment Canada. 1984. *The Acid Rain Story*. Information Directorate Environment Canada. Ottawa, Canada.

Eswaran, H., F. De Coninck y T. Varghese. 1990. Role of plintite and related forms in soil degradation. pp. 109-127. In: R. Lal, B. A. Stewart (eds.) *Soil Degradation*. Advances in Soil Science, Vol. 11. Springer-Verlag, New York, USA.

FAO. 1967. *La Erosión del Suelo por el Agua*. Colección FAO: Fomento de Tierras y Aguas No. 7. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). Roma, Italia.

FAO-PNUMA-UNESCO. 1980. *Metodología Provisional para la Evaluación de la Degradación de los Suelos*. Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo de la Agricultura y la Alimentación (FAO). Roma, Italia.

Fausey, N.R. y R. Lal. 1990. Soil wetness and anaerobiosis. pp. 173-186. In: R. Lal, B.A. Stewart (eds.). *Soil Degradation*. Advances in Soil Science Vol. 11. Springer-Verlag, New York, USA.

Ferrera-Cerrato, R., A. Ortiz, J. Delgadillo, y S. Santamaria. 1997. Uso de la materia orgánica en la recuperación de *tepetates* y su influencia en los microorganismos. pp. 225-237. En: C. Zebrowski et al. (eds.). *Suelos Volcánicos Endurecidos*. Impresora Polar. Quito, Ecuador.

Gabriels, D., R. Horn, M.M. Villagra y R. Hartman. 1998. Assessment, prevention and rehabilitation of soil structure caused by soil surface sealing, crusting and compaction. pp. 129-165. In: R. Lal et al. (eds.). *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Advances in Soil Science, CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

García, A. 1998. *Manejo de Suelos Salinos en América Latina*. Universidad Nacional de Colombia. Escuela de Postgrado. Palmira, Colombia.

García, A. y L.E. Castillo. 1991. La relación RAS-PSI en suelos del Valle del Cauca. *Suelos Ecuatoriales*, 21(2): 21-26.

García, J. 1967. *Erosión Eólica*. Ministerio de Agricultura. Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias. Madrid, España.

Gásperi, R.R. 1975. *Evaluación del Proceso Erosivo en las Areas Planas de la Depresión de Quíbor*. Boletín Informativo. Suplemento Técnico No. 17. FUDECO. Barquisimeto, Venezuela.

- Gásperi, R.R. 1978. *El Fenómeno de Sufusión en las Areas Erodadas de la Depresión de Quíbor*. V Congreso Venezolano de la Ciencia del Suelo. Barquisimeto, Venezuela.
- Gómez, A. y H. Alarcón. 1975. Erosión. pp. 61-91. En: A. Gómez et al. (eds.) *Manual de Conservación de Suelos de Ladera*. Cenicafé. Chinchiná, Caldas, Colombia.
- Grissinger, E.H. 1996. Rill and gullies erosion. pp. 153-167. In: M. Agassi (ed.) *Soil Erosion Conservation and Rehabilitation*. Marcel Dekker, New York, USA.
- Gupta, R.K. e I.P. Abrol. 1990. Salt-affected soils: their reclamation and management for crop production. pp. 223-288. In: R. Lal, B.A. Stewart (eds.) *Soil Degradation*. Advances in Soil Science Vol. 11. Springer-Verlag, New York, USA.
- Håkansson, I. y W.B. Voorhees. 1998. Soil compaction pp. 167-179. In: R. Lal et al. (eds.). *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Hansen, S., J.E. Maechlum y L.R. Bakken. 1993. NO₂ y CH₄ fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. *Soil Biology and Biochemistry*, 25: 621-630.
- Hons, F.M. y L.R. Hossner. 1980. Soil nitrogen relationship in spoil material generated by the surface mining of lignite coal. *Soil Science*, 129: 222-228.
- Horn, R. 1998. Assessment, prevention and rehabilitation of soil degradation caused by compaction and surface sealing. *Advances in GeoEcology*, 31: 527-538.
- Huang, C.H. y J.M. Bradford. 1992. Application of a laser scanner to quantify soil microtopography. *Soil Science Society of America Journal*, 56: 14-21.
- Hudson, N. 1981. *Soil Conservation*. 2nd Edition Cornell University Press, Itahaca, New York, USA.
- Jordan, C.F. 1985. *Nutrient Cycling in Tropical Forest Ecosystems*. John Wiley & Sons, New York, USA.
- Kassas, M., Y.J. Ahmad y B. Rozanov. 1991. Desertification and drought: An ecological and economic analysis. UNEP, *Desertification Control Bulletin*, 20: 19-29.
- Kayombo, B. y R. Lal. 1994. Responces of tropical crops to soil compaction. pp. 287-316. In: B.D. Soane, C. van Ouwerkerk (eds.) *Soil Compaction in Crop Production*. Developments in Agricultural Engineering 11. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Konhke, H. y A.R. Bertrand. 1959. *Soil Conservation*. McGraw-Hill, New York, USA.

Laflen, J.M. y E.J. Roose. 1998. Methodologies for assessment of soil degradation due to water erosion. pp. 31-55. In: R. Lal et al. (eds.) *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

Lal, R. 1994. Sustainable land use systems and soil resilience. pp. 41-68. In: D.J. Greenland, I. Szabolcs (eds.) *Soil Resilience and Sustainable and Sustainable Land Use*. CAB Int., Wallingford, Oxon, England.

Lal, R. 1998a. Soil quality and sustainability pp. 17-30. In: R. Lal et al. (eds.) *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

Lal, R. 1998b. Agronomic consequences of soil erosion. pp. 149-160. In: F.W.T. Penning de Vries et al. (eds.) *Soil Erosion at Multiple Scales. Principles and Methods for Assessing Causes and Impacts*. IBSRAM. CABI Publishing, New York, USA.

Lal, R., N.R. Fausey, y D.J. Eckert. 1995. Land use and soil management effects on emissions of radiatively active gases from two soils in Ohio. pp. 41-60. In: R. Lal et al. (eds.) *Soil Management and Greenhouse Effect*. Advances in Soil Science CRC Press. Boca Raton, Florida, USA.

Lal, R., J. Kimble, E. Levine y C. Whitman. 1995. World soils and greenhouse effect: An overview. pp. 1-7. In: R. Lal et al. (eds.) *Soil and Global Change*. Lewis Publ., Boca Raton, Florida, USA.

Lal, R. y B.A. Stewart. 1990. Soil degradation: a global threat. pp. xiii-xvii. In: R. Lal, B.A. Stewart (eds.) *Soil Degradation*. Advances in Soil Science Vol. 11. Springer-Verlag, New York, NY, USA.

Larson, W.E. y F.J. Pierce. 1991. Conservation and enhancement of soil quality. In: *Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World*. IBSSRAM Proc. 12. Vol. 2 International Board on Soil Research and Management, Bangkok Thailand.

Logan, T.J. 1990. Chemical degradation of soil. pp. 187-221. In: R. Lal, B.A. Stewart (eds.) *Soil Degradation*. Advances in Soil Science Vol. 11. Springer-Verlag. New York, USA.

López, R. y F. Delgado (eds.) 1999. *Suelos Pedregosos*. Sociedad Venezolana de la Ciencia del Suelo. CIDIAT. Mérida, Venezuela.

Maas, E.V. y G.J. Hoffman. 1976. Crop salt tolerance: evaluation of existing data. pp. 187-198. In: H.E. Dregne (ed.). *Managing Saline Water for Irrigation*. Texas Tech. University, Lubbock, Texas, USA.

- Maas, E.V. y G.J. Hoffman. 1977. Crop salt tolerance and current assessment. *Journal of the Irrigation and Drainage Division, ASCE*, 103: 115-134.
- Masle, J. y J.B. Passioura. 1987. The effect of soil strength on the growth of young wheat plants. *Australian Journal of Plant Physiology*, 14: 643-656.
- Mannering, J.V. 1981. The use of soil loss tolerance as a strategy for soil conservation. pp. 337-349. In: R.P.C. Morgan (ed.) *Soil Conservation: Problems and Prospects*. J. Willey & Sons. New York, USA.
- Mazurak, A.P. y P.N. Mosher. 1968. Detachment of soil particles in simulated rainfall. *Soil Science Society of America Proceeding*, 32: 716-719.
- McIntyre, D.S. 1979. Exchangeable sodium, subplasticity and hydraulic conductivity of some Australian soils. *Australian Journal of Soil Research*, 17: 115-120.
- McNeal, B.L., W.A. Norvell y N.T. Coleman. 1966. Effect of solution composition on soil hydraulic conductivity and on the swelling of extracted soil clays. *Soil Science Society of America Journal*, 30: 308-317.
- Mullins, C.E. 1998. Hardsetting. pp. 109-128. In: R. Lal et al. (eds.) *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Mullins, C.E., D.A. McLeod, K.H. Northcote, J.M. Tisdall, e I.M. Young. 1990. Hardsetting soils: behavior, occurrence, and management. pp. 38-108. In: R. Lal, B.A. Stewart (eds.). *Soil Degradation*. Advances in Soil Science Vol. 11. Springer-Verlag. New York, USA.
- National Research Council. 1993. *Soil and Water Quality: An Agenda for Agriculture*. National Academy Press. Washington, DC, USA.
- Navarro, G. y D. Flores. 1997. Manejo agronómico diferencial de la asociación maíz-haba en tepetete de quinto año de uso agrícola. pp. 287-295. En: C. Zebrowski et al. (eds.) *Suelos Volcánicos Endurecidos*. Imprenta Polar. Quito, Ecuador.
- Oldeman, L.R. 1994. The global extent of soil degradation. pp. 99-118. In: D.J. Greenland, I. Szabolcs (eds.) *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. CAB Int., Wallingford, Oxon, England.
- Oldeman, L.R. y G.W.J. van Lynden. 1998. Revisiting the Glasod methodology pp. 423-440. In: R. Lal et al. (eds.) *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Advances in Soil Science. CRC Press. Boca Raton, Florida, USA.

Olson, G. 1978. *Clasificación de Tierras*. Serie Suelos y Clima No. SC- 29. CIDIAT. Mérida, Venezuela.

Páez, M.L. 1992. Degradación del suelo. La erosión hídrica. pp. 1-26. En: M.L. Páez et al. (eds.) *Conservación de Suelos y Aguas*. Dpto. de Agronomía, Facultad de Agronomía, Universidad Central de Venezuela. Maracay, Venezuela.

Páez, M.L., O.S. Rodríguez y J. Lizaso. 1989. Potencial erosivo de la precipitación en tierras agrícolas de Venezuela y su influencia en la conservación del suelo. pp. 45-58. En: M.L. Páez (ed.). *La Erosión Hídrica. Diagnóstico y Control*. Alcance 37 de la Revista de la Facultad de Agronomía, Universidad Central de Venezuela. Maracay, Venezuela.

Pankhurst, C.E., B.M. Doube y V.V.S.R. Gupta. 1997. Biological indicators of soil health: synthesis. pp. 419-435. *Biological Indicators of Soil Health*. CAB International, New York, USA.

Parkin, T.B., J.W. Doran, E. Franco-Vizcaino. 1998. Field and laboratory test of soil respiration. pp. 231-245. In: J.W. Doran, A.J. Jones (eds.) *Methods for Assessing Soil Quality*. Special publication No. 49. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA.

Parr, J.F., R.I. Papendick, S.B. Hornik y R.E. Meyer. 1992. Soil quality: attributes and relationship to alternative and sustainable agriculture. *American Journal of Alternative Agriculture*, 7: 2-3.

Paul, E.A. y H.P. Collins. 1998. The characteristics of soil organic matter relative to nutrient cycling. pp. 181-197. In: R. Lal et al. (eds.). *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

Poesen, J. y H. Lavee (eds.). 1994. Rock Fragments in Soil: Surface Dynamics. *Catena* Vol. 23 Nos. 1-2 Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

Quirk, J.P. y R.K. Schofield. 1955. The effect of electrolyte concentration on soil permeability. *Journal of Soil Science.*, 6: 163-168.

Raghavan, G.S.V., P. Alvo, y E. Mc Kyes. 1990. Soil compaction in agriculture: a view toward managing the problem. pp. 1-36. In: R. Lal, B.A. Stewart (eds.). *Soil Degradation*. Advances in Soil Science Vol. 11. Springer-Verlag, New York, USA.

Rengasamy, P. 1998. Sodic soils. pp. 265-277. In: R. Lal et al. (eds.). *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

- Rengasamy, P. y K.A. Olsson. 1991. Sodicity and soil structure. *Australian Journal of Soil Research*, 29: 935-952.
- Rhoades, J.D. 1982. Soluble Salts. pp. 167-179. In: A.L. Page et al. (eds.) *Methods of Soil Analysis*. Part 2, 2nd. Edition Monograph 9. Soil Science Society of America, American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA.
- Rhoton, F.E. y D.L. Lindbo. 1997. A soil depth approach to soil quality assessment. *Journal of Soil and Water Conservation*, 52: 66-72.
- Römkens, M.J.M. 1985. The soil erodibility factor, a perspective. pp. 445-461. In: S. El-Swaify et al. (eds.) *Soil Erosion and Conservation*. Soil Conservation Society of America, Ankeny, Iowa, USA.
- Rosanov, B.G. 1994. Stressed soil systems and soil resilience in drylands. pp. 238-245. In: *Proc. 15th. World Congress, of Soil Science*, Acapulco, México.
- Sánchez, P.A. y T.J. Logan. 1992. Myths and science about the chemistry and fertility of soils in the tropics. pp. 35-46. En: R. Lal, P.A. Sánchez (eds.) *Myths and Science of Soil of the Tropics*. Spec. Pub. No. 29. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA.
- Schindler, P.W. 1981. Surface complexes at oxide-water interfaces. pp. 1-49. In: M.A. Anderson, A.J. Rubin (eds.) *Adsorption of Inorganics at Solid-Solution Interfaces*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, USA.
- Schulte-Karring, H., D. Schröder y H.-Chr. von Wedemeyer. 1998. Subsoil amelioration. *Advances in GeoEcology*, 31: 565-571.
- SCSA. 1982. *Resource Conservation Glossary*. 3rd. Edition. Soil Conservation Society of America, Ankeny, Iowa, USA.
- Seignobos, Ch. 1998. Restauration de la productivité des sols tropicaux. *Orstom Actualités*, 58: 35-37.
- Servenay, A., C. Prat, V. Sorani y E. González. 1998. Identificación Espacial de las Tobas Volcánicas Endurecidas (tepetates) para su Habilitación Agrícola en el Altiplano Central de México. *16th. World Congress of Soil Science*, Montpellier, France
- Shainberg I. y J. Letey. 1984. Response of soils to sodic and saline conditions. *Hilgardia*, 52: 1-57.
- Sharma, P.P. 1996. Interrill erosion. pp. 125-152. In: M. Agassi (ed.) *Soil Erosion, Conservation and Rehabilitation*. Marcel Dekker, New York, USA.

Sims, G.K. 1990. Biological degradation of soil. pp. 289-330. In: R. Lal y B.A. Stewart (eds.) *Soil Degradation*. Advances in Soil Science Vol. 11. Springer-Verlag, New York, USA.

Singh, B.R. 1998. Soil pollution and contamination. pp. 279-299. En: R. Lal et al. (eds.) *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Advances in Soil Science. CRC. Press, Boca Raton, Florida, USA.

Smiley, R.W. 1974. Rizosphere pH as influenced by plants and nitrogen fertilizer. *Soil Science Society of America Proceedings*, 38: 795-799.

Smith, J.L. y J.W. Doran. 1996. Measurement and use of pH and electrical conductivity for soil quality analysis. pp. 169-185. En: J.W. Doran, A.J. Jones (eds.) *Methods for Assessing Soil Quality*. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA.

Soane, B.D. y C. van Ouwerkerk. 1995. Implications of soil compaction in crop production for the quality of the environment. *Soil Tillage Research*, 35: 5-22.

Soane, B.D. y C. van Ouwerkerk. 1998. Soil compaction: a global threat to sustainable land use. *Advances in GeoEcology*, 31: 517-525.

Stagno, P. y P. Steegmayer. 1972. La erosión reticular en el sur del Lago de Maracaibo. *Agronomía Tropical*, 22(2): 99-118.

Stanford, G. y S.J. Smith. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society of America Proceedings*, 36: 465-472.

Steiner, K.G. 1996. *Causes of soil Degradation and Development Approaches to Sustainable Soil Management*. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. Margraf Verlag, Weikersheim, Germany.

Stewart, L.W. y R.B. Reneau. 1988. Shallowly placed, low pressure distribution system to treat domestic wastewater in soils with fluctuating high water tables. *Journal of Environmental Quality*, 17: 499-504.

Sumner, M.E. 1994. Measurement of soil pH: Problems and solutions. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 25: 859-879.

Sumner, M.E. 1995. Ameliorations of subsoil acidity with minimum disturbance. pp. 147-185. In: N.S. Jayawardane, B.A. Steward (eds.) *Subsoil Management Techniques*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA.

- Sumner, M.E. 1996. Procedures used for diagnosis and correction of soil acidity: A critical review. In A.C. Morris et al. (eds.) *Plant Soil Interactions at Low pH*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Sumner, M.E. 1998. Acidification. pp. 213-228. In: R. Lal et al. (eds.) *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Szabolcs, I. 1989. *Salt Affected Soils*. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Szabolcs, I. 1994. The concept of soil resilience. pp. 33-40. In: D.J. Greenland, I. Szabolcs (eds.) *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. CAB Int., Wallingford, Oxon, England.
- Szabolcs, I. 1998a. Soil buildup as a factor of soil degradation. pp. 253-264 In: R. Lal et al. (eds.) *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Szabolcs, I. 1998b. Concepts, assessment and control of soils affected by salinization. *Advances in GeoEcology*, 31: 469-476.
- Tan, K.H. 1992. *Principles of Soil Chemistry*. 2nd. Edition. Marcel Dekker, New York, USA.
- Teidje, J.M. y F.B. Dazzo. 1982. Soil microbiology. pp. 177-209. In: V.J. Kilmer (ed.) *Handbook of Soils and Climate in Agriculture*. CRC Press. Boca Raton, Florida, USA.
- Tiedeman, A.R., D.A. Higgins, T.M. Quigley, H.R. Sanderson, y C.C. Bohn. 1988. Bacterial water quality responses to four grazing strategies-comparisons with Oregon Standars. *Journal of Environmental Quality*, 17: 492-498.
- Troeh, R.T., J.A. Hobbs y R.L. Donahue. 1980. *Soil and Water Conservation for Productivity and Environmental Protection..* Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs. New Jersey, USA.
- Trujillo, G. y J. Arias. 1997. Productividad de *cangahua* rehabilitada, Ecuador: ensayos agronómicos. pp. 260-270. En: C. Zebrowski et al. (eds.) *Suelos Volcánicos Endurecidos*. Imprenta Polar. Quito, Ecuador.
- UNEP. 1991. Desertification - A Global Threat. Desertification Control. Bulletin No. 20. Nairobi, Kenya.

USDA. 1970. *Diagnóstico y Rehabilitación de Suelos Salinos y Sódicos*. Manual de Agricultura No. 60. Departamento de Agricultura de los EE.UU. Traducido al español Centro Regional de Ayuda Técnica. Agencia para el Desarrollo Internacional, Mexico.

USDA-SCS. 1966. *Manual de Conservación de Suelos*. Departamento de Agricultura de EE.UU. Servicio de Conservación de Suelos. Centro Regional de Ayuda Técnica. Agencia para el Desarrollo Internacional. México.

USDA-SCS. 1975. *Soil Taxonomy. A Basic System for Making and Interpreting Soil Surveys*. U.S. Department of Agriculture. Agric. Handbook No. 436. U.S. Govern. Printing Office. Washington, D.C., USA.

Valentin, C. y L.M. Bresson. 1992. Morphology, genesis and classification of surface crust in loamy and sandy soils. *Geoderma*, 55: 225-245.

Valentin, C. y L.M. Bresson. 1998. Soil crusting. Pp. 89-107. In: R. Lal et al. (eds.) *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Advances in Soil Science, CRC. Press, Boca Raton, Florida, USA.

Van Olphen, H. 1977. *An Introduction to Clay Colloid Chemistry*. 2nd. Edition. Wiley. New York, USA.

Wischmeier, W.H. y D.D. Smith. 1978. *Predicting Rainfall Erosion Losses. A Guide to Conservation Planning*. Agricultural Handbook No. 537. U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C., USA.

Zebrowski, C. y B. Sánchez. 1997. Los costos de rehabilitación de los suelos volcánicos endurecidos. pp. 462-471. En: C. Zebrowski et al. (eds.) *Suelos Volcánicos Endurecidos*. Imprenta Polar. Quito, Ecuador.

Zebrowski, C. y A. Vicuña. 1997. El cultivo de la *cangahua* en el medio campesino tradicional en el Ecuador. pp. 472-481. En: C. Zebrowski et al. (eds.) *Suelos Volcánicos Endurecidos*. Imprenta Polar, Quito, Ecuador.

Zebrowski, C., P. Quantin, y G. Trujillo. 1997. Introducción al simposio. pp. 1-9. En C. Zebrowski et al. (eds.) *Suelos Volcánicos Endurecidos*. Imprenta Polar, Quito, Ecuador.

DEGRADACION DEL SUELO EVALUACION E INVESTIGACION

1. INTRODUCCION

Numerosas razones sustentan la necesidad de la producción de información confiable acerca de la degradación de los suelos: es imprescindible para los científicos, para entender los procesos, establecer relaciones causa-efecto y para desarrollar métodos apropiados de alivio a limitaciones generadas por la degradación y en consecuencia para el logro de la restauración, mantenimiento e incremento de la calidad del suelo. Dicha información es también necesaria para la elaboración de políticas y para los planificadores del uso de la tierra, para identificar medidas que reviertan la tendencia a la degradación, y para poner en marcha procesos restaurativos del suelo.

Actualmente se dispone de variados métodos para la evaluación de los distintos tipos de degradación de los suelos. La gama de métodos en uso refleja el interés profesional de numerosas disciplinas científicas en la evaluación de la degradación del suelo y de sus impactos. En consecuencia, los métodos usados son sumamente diferentes y los datos y estadísticas no son comparables. No es inusual el que se use la misma o similar terminología para procesos bien diferentes, y diferente terminología para similares procesos. El problema es muchas veces complicado, por el uso indiscriminado de diferentes unidades v.g. sistemas métrico, inglés, internacional. La terminología y unidades deben ser estandarizadas.

También se presentan problemas relativos a las escalas de trabajo y al tamaño de las unidades experimentales. Los procesos de degradación del suelo son evaluados desde una escala microscópica, al mayor nivel de detalle, hasta una escala general al nivel continental; con una amplia gama entre ambas incluyendo como unidad; un agregado, parcela experimental, lote de terreno, unidad de suelo, cuenca hidrográfica, región y país. Los mecanismos y procesos involucrados pueden ser diferentes a diferentes escalas. Datos de diferentes escalas o unidades experimentales pueden ser obtenidos por diferentes métodos, expresados en diferentes unidades de medición siendo por lo tanto difícilmente comparables. La extrapolación de resultados entre escalas requiere del desarrollo y estandarización de procedimientos para pasar de una a otra escala utilizando técnicas modernas, v.g. sistemas de información geográfica.

Los métodos para la evaluación de procesos de degradación de suelos deben ser sencillos, precisos, objetivos y rutinarios. Estos métodos deben ser estandarizados, y reflejar las consecuencias sociales, económicas y ecológicas de los diferentes procesos involucrados. Se destaca además la necesidad de establecer experimentos de campo a largo plazo en suelos que puedan servir como referencia para las principales eco-regiones. Para la extrapolación de datos del nivel del paisaje

del suelo a las escalas regionales y globales se insiste en la necesidad de desarrollar procedimientos que permitan la manipulación de las diferentes escalas. Para la evaluación de la severidad de la degradación del suelo se recurre a referencias generalmente basadas en apreciaciones subjetivas sin datos reales que sirvan de base para el establecimiento de límites críticos y valores umbrales de las propiedades del suelo, por lo cual éste se identifica como un importante tópico de investigación en este campo de la ciencia del suelo.

2. METODOS PARA LA IDENTIFICACIÓN Y EVALUACIÓN DE LA DEGRADACIÓN DEL SUELO

Existe una amplia gama de métodos que permiten la evaluación cualitativa o cuantitativa de los procesos de degradación del suelo (Cuadro 3.1). Distinción que es difícil de establecer nítidamente pues, en oportunidades, para la estimación de la degradación mediante un método cualitativo es necesaria la aplicación de métodos cuantitativos. También se da el caso de que la aplicación de ciertos métodos con un alcance de evaluación cualitativa de los procesos de degradación, permite la expresión en términos cuantitativos (Stephens *et al.*, 1985; Morgan y Napela, 1982).

Cuadro 3.1 Métodos de evaluación de la degradación del suelo (Almorox *et al.*, 1994).

Métodos	Aplicación
Cualitativos	Evaluación de formas de degradación Evaluación del grado de degradación
Cuantitativos	Evaluación directa (medición) Evaluación indirecta (modelos)

Almorox *et al.* (1994) presentan una síntesis muy completa de los distintos métodos que se utilizan, particularmente, para la estimación de la erosión hídrica. En cuanto a las metodologías de evaluación cualitativa, distinguen, en general las siguientes etapas:

- Separación de los factores o parámetros indicadores del proceso de degradación (v.g. Cuadro 3.2).
- Clasificación y asignación de baremos a los parámetros seleccionados (v.g. Cuadro 3.2).
- Proceso de superposición cartográfica.
- Reclasificación del resultado
- Expresión cartográfica de las gradaciones

Cuadro 3.2 Valorización de algunos parámetros utilizados en la elaboración del mapa de susceptibilidad a la erosión en Andalucía, España (Moreira, 1991, citado por Almorox *et al.*, 1994).

Pendiente	Baremo
<i>Tipo de pendiente (%)</i>	
Llana (<2)	2
Suave (2-7)	4
Moderada (7-15)	8
Pronunciada (15-30)	16
Escarpada (30-45)	24
Muy escarpada (>45)	32
<i>Longitud de pendiente</i>	
Para todos los casos	4
<i>Forma de la pendiente</i>	
Para todos los casos	2
Vegetación y uso del suelo	
	Baremo
Bosque denso	1
Matorral denso	1
Bosque degradado con matorral	2
Cultivos en regadío	2
Arbolado espaciado (< 50% de cobertura)	4
Pastos	4
Matorrales y pasto	4
Cultivos anuales	6
Cultivos extensivos	8
Eriales con algo de vegetación	14
Eriales con <10% de vegetación	16
Prácticas de conservación	
	Baremo
Regadío tradicional sin canalizaciones	-2
Regadío avanzado con canalizaciones	-6
Vegetación repoblada	-4
Resto de unidades	0

De acuerdo con la metodología propuesta por FAO-PNUMA-UNESCO (1980) los métodos para la degradación de suelos pueden ser agrupados en varias categorías generales: observaciones y mediciones directas, técnicas de teledetección, métodos paramétricos y modelos matemáticos.

2.1 Observaciones y mediciones directas

La observación de indicios y manifestaciones de los procesos de degradación en el campo constituye un método o criterio visual sencillo para la identificación de procesos de degradación que han ocurrido o que están actuando dentro de un área en particular. La acción de ciertos procesos de degradación puede ser poco evidente, o sólo visible a largo plazo; pero existen algunas evidencias o indicios que deben ser reconocidos a fin de actuar de manera inmediata para controlar la degradación. El Cuadro 3.3 presenta, para cada uno de los seis tipos generales de degradación (erosión hídrica y eólica, salinidad y alcalinidad y degradaciones física, química y biológica) considerados en la metodología FAO-PNUMA-UNESCO (1980), importantes y sencillos criterios visuales. Estos pueden ser de gran ayuda, para una primera aproximación, en la identificación de los procesos de degradación de los suelos.

Cuadro 3.3 Métodos o criterios visuales sencillos para la identificación de los procesos de degradación de los suelos (FAO-PNUMA-UNESCO, 1980).

Erosión hídrica: los indicios se observan mejor durante las tormentas o poco después de ellas	
1. Los surcos o pequeños canales formados por el agua, especialmente cerca de la parte alta de los declives, en las cunetas o en los terrenos cultivados. 2. Las aguas fangosas y las corrientes de lodo que discurren durante las tormentas y después de éstas. 3. Las cárcavas de todas clases que normalmente indican un problema de erosión. 4. Los pedestales de erosión que son columnas de suelo que quedan debajo de las piedras, cuando la erosión se ha llevado el suelo circundante. Este fenómeno ocurre con la máxima frecuencia en los campos de cultivo. 5. Los pavimentos de erosión, que están constituidos por la grava y las piedras que quedan sobre la superficie del terreno luego que al suelo fino ha sido arrastrado por las aguas. Se los puede observar en muchos campos arados y en los pastizales. 6. Los montoncitos de tierra residual con manojos de hierba adheridos. En los terrenos en declive, acumulación de sedimentos en la base de los tallos de los árboles, las piedras y las cercas.	8. Las raíces de árboles y arbustos que quedan al descubierto. Los cambios de color de la corteza de los troncos y tallos. Los anillos sin chamuscar en los tallos de los arbustos indican por lo común que la erosión se produjo después de una quema. 9. Las franjas de color claro en los lados de las rocas. Análogamente, las líneas de líquenes donde la erosión se lleva el suelo de alrededor de las rocas, de tal manera que el líquen aparece como una línea divisoria debajo de la cual habría ocurrido remoción del suelo por erosión. 10. Los depósitos de sedimentos en las laderas de declive suave. 11. La roca madre se queda al descubierto. 12. Las rocas y arenas secas, recientemente desprendidas y depositadas al pie de los declives de gran pendiente. Además de la fuerza de gravedad, contribuyen a este fenómeno el viento y el agua de escorrentía. 13. Los calveros o manchas de terreno sin vegetación en pastizales y praderas, que muy probablemente se deben al pastoreo excesivo. En ellos puede que haya erosión o es probable que ésta se produzca.

Cuadro 3.3 (Continuación)

Erosión hídrica	
14. Capa arable desigual y manchas, en superficie del suelo de color claro y oscuro.	17 La hojarasca superficial que se acumula o que es arrastrada por las aguas. La erosión laminar tiende a llevarse la hojarasca reciente.
15. Los depósitos de grava, arena y limo en los cursos de agua. Estos depósitos pueden proceder de sedimentos formados el año anterior aguas arriba en el mismo cauce.	18. Las huellas de las pisadas hechas por los animales al pastar.
16. Las raíces que quedan al aire en los causes de los cursos de agua	19 Los cambios en las especies vegetales.
	20 El depósito de sedimentos en los reservorios de agua.
Erosión Eólica	
1. Las tormentas y los remolinos de polvo	6. La formación de montículos o de dunas.
2. La presencia de arena dispersa o de capas ligeras de arena, generalmente blanca, sobre la superficie del terreno.	7. La acumulación de arena contra tallos de plantas herbáceas, troncos de árboles, setos, cercas, taludes de carreteras, etc.
3. Los surcos paralelos con nódulos de suelo arcilloso.	8. El desarrollo asimétrico de las plantas.
4. Las concentraciones superficiales de piedras, o pavimentos de desierto.	9. Las estrías, los alvéolos o los rastros de corrosión en algunas rocas, especialmente arenisca.
5. Las crestas de oleaje, que son pequeños rizaduras en suelos arenosos.	10. Las raíces al descubierto.
Salinidad y alcalinidad	
1. Las eflorescencias e incrustaciones salinas sobre la superficie del suelo, en los bordes de los surcos de riego, o en las orillas de los ríos.	7. La presencia de horizontes B estructurales de columnas bien desarrolladas, en los suelos alcalinos.
2. Las eflorescencias, húmedas y oscuras: $MgCl_2$ y $CaCl_2$; de finas masas cristalinas: $NaCl$, Na_2SO_4 , $CaCO_3$, $CaSO_4$; de costras sólidas generalmente con yeso; de costras blancas y de color claro: $NaCl$, Na_2SO_4 , $MgSO_4$, $NaNO_3$; de color oscuro: suelos sódicos, materia orgánica dispersa.	8. Los suelos de las partes bajas son más bien salinos, mientras que los de altura moderada son más bien alcalinos.
3. Los calveros o el desarrollo enfermizo de las plantas.	9. La presencia de algunas plantas que son buenos indicadores de salinidad.
4. Los agregados de partículas de suelo carentes de estabilidad en el agua.	10. El aspecto morfológico de los cultivos de tolerancia moderada puede servir de guía de la intensidad de la salinidad; por ejemplo, la irregularidad en el vigor de las plantas (achaparradas y con color verde azulado oscuro).
5. La adherencia, generalmente alta, de la arcilla.	11. La tolerancia de los cultivos sirve de criterio para juzgar de la salinidad; por ejemplo, las cítricas y el aguacate son extremadamente sensibles a la alcalinidad mientras que el trébol, la avena y el arroz son moderadamente tolerantes.
6. Los suelos alcalinos pobres en sales tienen partículas desfloculadas de estructura inestable en el agua. Son plásticos y pegajosos cuando están húmedos y duros y compactados cuando secos.	12. El suelo pobre en humus bajo cubierta vegetal natural.

Cuadro 3.3 (Continuación)

Degradación química	
1. La aparición de plantas resistentes a la acidificación, hasta pH bajo, en barbechos o después de cultivo, o entre hileras de cultivo según la región ecológica, estas plantas pueden ser juncos, helechos, cola de caballo, acederilla, licopodio, plantas ericáceas, etc. 2. La arcilla dispersa en los charcos después de llover; el suelo se puede mostrar apelmazado y pegajoso.	3. La falta de respuesta a los fertilizantes. 4. La aparición de síntomas de toxicidad en las hojas; por exceso de hierro, cobre, manganeso, boro, cinc; o de síntomas de deficiencia de potasio, azufre y fósforo. 5. El aumento de las enfermedades de las plantas. 6. La disminución de los rendimientos de los cultivos.
Degradación física	
1. El apelmazamiento y encostramiento de la superficie del suelo después de las tormentas. 2. La degradación de los semilleros y la mala germinación de las semillas. 3. El aumento de la escorrentía y la disminución de la disponibilidad del agua en el suelo. 4. La degradación estructural; la estructura escamosa o laminar de la superficie del terreno, o la estructura masiva más o menos compacta y endurecida en la estación seca. 5. La degradación estructural; la estructura escamosa o laminar de la superficie del terreno, o la estructura masiva más o menos compacta y endurecida en la estación seca.	6. La limitación en el desarrollo de las raíces que se puede manifestar a través de la presencia de raíces de profundidad limitada, o que se quedan detenidas ante horizontes compactados, o bifurcadas por coerciones, principalmente las raíces principales. 7. El hidromorfismo de los horizontes superficiales: el estancamiento del agua después de las tormentas. 8. La disminución del rendimiento, primeramente en manchas aisladas del terreno y después en toda su superficie.
Degradación biológica	
1. La disminución de la materia orgánica cuando la biomasa o los residuos de los cultivos no bastan para reemplazar la degradación del humus. El color del suelo se vuelve más claro. 2. El apelmazamiento, el encostramiento y la escorrentía mayores; la disminución de la agregación de las partículas de suelo en la superficie.	3. La disminución de la cantidad de lombrices de tierra, hormigas y roedores. 4. La disminución de la respuesta a los fertilizantes. 5. La mayoría de los criterios que sirven para identificar la degradación física.

Las mediciones directas de campo y laboratorio resultan más apropiadas cuando se trabaja a detalle, en escalas grandes, para evaluar los cambios de las propiedades del suelo a través del tiempo, conocer su evolución, y también sirven como guía para verificar los resultados obtenidos a través de la interpretación de los datos de la teledetección o los producidos mediante simulación por modelos matemáticos.

Así por ejemplo, la erosión hídrica se determina por medida directa (flujo de agua y sedimentos, perfilados microtopográficos, agujas de erosión) en el terreno, a partir de ensayos (parcelas experimentales, simuladores de lluvia) o por medida de parámetros asociados a los sedimentos o al suelo (^{137}Cs , materia orgánica, fósforo), entre otros (Almorox *et al.*, 1994).

En general, las observaciones y mediciones directas constituyen los métodos más confiables, pero el tiempo y esfuerzos requeridos para la evaluación de áreas extensas utilizando estas técnicas, normalmente está casi siempre, más allá del alcance de los recursos disponibles.

2.2 Técnicas de teledetección

El término teledetección hace referencia al uso de toda una gama de material que va desde fotografías aéreas en blanco y negro hasta imágenes multiespectrales tomadas desde satélites. Tales como las imágenes de radar, térmicas, etc., las cuales son conocidas como técnicas de sensores remotos.

Las técnicas de los sensores remotos se basan en el registro de la radiación emitida por objetos localizados en la superficie terrestre, que inicialmente fueron obtenidas desde globos, y posteriormente desde aviones. Esta tecnología, la cual en sus comienzos solo usaba la radiación visible, se extendió a las regiones de los rayos infrarrojos y microondas del espectro electromagnético, a raíz de la Segunda Guerra Mundial. Sin embargo, el término "Sensores Remotos (SR)" fue usado por primera vez a comienzos de los años sesenta, cuando fue evidente que otro término diferente a "fotografías aéreas" era necesario para describir el tipo de imágenes adquirido mediante el registro de radiación fuera del rango visible del espectro (Lillesand y Kiefer, 1994).

El uso de fotografías aéreas ha sido, y continúa siendo una importante herramienta en el estudio y mapeo de los recursos ambientales. Particularmente, en cuanto a su aplicación en la degradación de suelos, se puede citar como ejemplos el uso de fotografías multiespectrales estereoscópicas para medir y mapear la evolución de cárcavas y canales erosionados (Welch *et al.*, 1984), en la estimación de pérdidas de suelo (Stephens *et al.*, 1985; Morgan y Napela, 1982) y movimientos de tierra en masa (Siyan 1993). También imágenes de satélite y fotografías aéreas son usadas para establecer clases de cobertura vegetal para ser usados en modelos de erosión.

Nizeyimana y Petersen (1998) señalan que los SR pueden ser divididos en dos tipos básicos: los basados en imágenes (o de satélites) y los no-basados en imágenes. Los SR no-basados en imágenes se refieren a la medición e interpretación

del espectro de reflectancia registrado usando radiómetros y espectralradiómetros multibanda en laboratorio y en campo. Los SR basados en imágenes o de reflectancia de objetos, usan sensores de imágenes que son transportados a bordo de satélites.

La información generada por los instrumentos de los SR son el resultado de la combinación de valores de reflectancia de los diferentes constituyentes del suelo. El hecho de que la degradación del suelo no es definida en términos de rangos cuantificables de las propiedades del mismo hace difícil la diferenciación de los valores de reflectancia entre los suelos no disturbados y los degradados. La evaluación de la degradación es hecha mediante la comparación de los espectros de la reflectancia o de los datos del análisis digital de imágenes de suelos degradados y de aquellos no disturbados (Nizeyimana y Petersen, 1998). El Cuadro 3.4 destaca algunas ventajas y desventajas de las diferentes técnicas de SR en la evaluación de la degradación del suelo.

Cuadro 3.4 Méritos y limitaciones de las técnicas de sensores remotos aplicadas en las evaluaciones de degradación del suelo (Nizeyimana y Petersen, 1998).

Aplicación	Méritos	Limitaciones
1. Métodos de laboratorio	Provee mediciones exactas de valores de reflectancia	Provee datos puntuales sobre un rango de longitudes de onda en lugar de información de degradación del suelo en un área extendida.
2. Métodos de campo	Fácilmente relacionado a las condiciones <i>in situ</i>	Provee datos de limitada cobertura y mediciones algo afectadas por las condiciones de la superficie del suelo (humedad, rugosidad), ángulo de incidencia de los rayos solares, etc.
3. Métodos basados en aeronaves/ satélites.	Proveen cobertura de la degradación del suelo en extensas áreas; cobertura en diferentes tiempos.	Mediciones de radiación afectadas por condiciones atmosféricas y de la superficie del suelo; costos de las imágenes dependen de la extensión del área, y de la resolución espectral y espacial de los instrumentos.
a. Interpretación de imágenes digitales	Buenos resultados cuando los datos son bien analizados e interpretados.	Análisis de imágenes puede ser costoso y necesitar de gran cantidad de tiempo. Se requiere de técnicos con experiencia, y verificaciones de campo o conocimiento previo del área para garantizar buenos resultados.
b. Interpretación de imágenes de falso color.	Fácil de usar y de interpretación rápida.	Verificaciones intensivas en campo son necesarias para buenos resultados, ya que la interpretación es basada en diferencias en tono y características físicas de los objetos; se requiere de interpretes experimentados.
c. Interpretación de radiancias.	Relativamente fácil, económico, cuantitativo y rápido.	Resultados a menudo poco fiables.

La evolución de las técnicas de SR aplicadas a la degradación del suelo ha sido lenta a través de los años, si se compara con otros métodos usados con el mismo fin. La principal razón tiene que ver con el hecho de que las expresiones espectrales de las propiedades del suelo indicativas de la degradación del mismo pueden, bajo ciertas circunstancias, ser enmascaradas por otros elementos en la superficie del suelo, tales como aquellos que caracterizan la cobertura vegetal y las prácticas de manejo y la labranza. Por otra parte, también ocurre que la interpretación de la información obtenida de la superficie del suelo es generalmente basada en pequeñas diferencias en tono, textura y reflectancia espectral de las propiedades del suelo, prácticamente difíciles de detectar con la resolución de la mayoría de los sensores de uso actual. En estos casos las condiciones indicativas de la degradación solamente pueden ser detectadas por satélites o diferenciadas en imágenes, después de que ellas han alcanzado dimensiones considerables. Por añadidura, los materiales en la superficie del suelo se expresan de una manera complicada, haciendo difícil la interpretación de aquellas propiedades del suelo que son indicadoras de la degradación.

Aunque los SR no pueden reemplazar la evaluación de la degradación del suelo en campo, ellos proveen una valiosa e indispensable información suplementaria a los científicos en el campo de la ciencia del suelo. En la medida en que se desarrollen sensores de más alta resolución (espectral y espacial) que los actualmente disponibles, también se incrementaran las aplicaciones de SR de satélite en la evaluación de la degradación de los suelos (Nizeyimana y Petersen, 1998).

2.3 Modelos de simulación

Los modelos son representaciones simplificadas de la realidad. La modelización es fundamental para el análisis, comprensión y para el planteamiento de actuaciones en los sistemas naturales con el fin de regularlos (Almorox *et al.*, 1994).

Los modelos matemáticos han sido usados extensivamente desde fines de los años sesenta. Durante este mismo período las computadoras se han vuelto progresivamente instrumentos de uso común empleando modelos matemáticos, los cuales son representaciones matemáticas de fenómenos físicos, químicos, biológicos, sociales, económicos y/o procesos relacionados (De Coursey, 1985).

Las expresiones necesarias para realizar una buena evaluación de un fenómeno o problema en particular pueden ser complejas. En la mayoría de los casos tales fenómenos o procesos planteados en un modelo son colecciones de conceptos relativamente simples, reunidos de forma que pueden ser usados para estudiar problemas complejos (De Coursey, 1985).

Un modelo de simulación será tanto mejor cuanto más se adapte a la realidad utilizando el conocimiento de los procesos concretos y las leyes físicas. Los modelos que describen procesos, considerados como métodos cuantitativos de evaluación indirecta, dentro de la gama de métodos para la evaluación de la degradación del suelo, pueden ser divididos en dos clases: empíricos y causales (De Coursey, 1985).

Los modelos empíricos son generalmente modelos causa y efecto en los cuales una expresión matemática transforma un grupo de variables de “entrada” en una “salida” de resultados sin tratar de describir el proceso bajo estudio. Los modelos de regresión y muchos modelos estadísticos en series de tiempo son buenos ejemplos de este tipo de modelos. El método empírico ha permitido el desarrollo de diversas formulaciones paramétricas ejemplo de lo cual es la ampliamente utilizada Ecuación Universal de Pérdida de Suelo “USLE” (Wischmeier y Smith, 1978) y todas las modificaciones y revisiones que se le han hecho a dicho modelo como lo son la MUSLE (Williams, 1975; Williams y Berndt, 1977), la USLE (Flacke *et al.*, 1990) y la RUSLE (Renard *et al.*, 1993). Otro ejemplo de modelo paramétrico es el de la metodología FAO-PNUMA-UNESCO (1980) para la evaluación de la degradación de los suelos.

Los modelos basados en procesos físicos o modelos causales tienen el propósito de describir procesos físicos, químicos y biológicos al mayor detalle posible sin requerir excesivos o no disponibles datos de entrada. Los modelos físicos han registrado un fuerte impulso a partir de los años ochenta, considerando los grandes programas que se han venido desarrollando en EE.UU. con el *Water Erosion Prediction Project* (WEPP, Lafen *et al.*, 1991) y en Europa con el *European Soil Erosion Model*, (EUROSEM, Morgan *et al.*, 1992; Quinon y Morgan, 1996).

Los modelos empíricos son generalmente más sencillos, requieren menos datos que los causales, y resultan por lo tanto menos costosos, pero tienen las desventajas de su dificultad para ser mejorados, no pueden ser extendidos más allá del rango de datos usados en su desarrollo, pueden ser fácilmente aplicados en forma incorrecta y pueden, además, conducir por caminos errados a la interpretación de la causa y efecto del proceso bajo estudio.

Los modelos causales pueden ser usados para predecir respuestas que no son necesariamente observadas, evaluar el efecto de cambio ambiental, coordinar y estructurar investigación e incluso desarrollar y mejorar modelos empíricos, siendo sus principales desventajas el requerir mayores volúmenes de datos y extensiva investigación para su evaluación.

Al momento de seleccionar un modelo es importante tener en cuenta los datos disponibles y los objetivos planteados, pero también la selección debe responder a la necesidad del usuario. La utilización de uno u otro tipo de modelo dependerá por tanto de la finalidad perseguida (Cuadro 3.5).

Dado que actualmente existen numerosos modelos aplicables al estudio de problemas causados por la degradación y contaminación que deterioran el medio ambiente, planificadores, investigadores u otros profesionales que hacen uso de ellos, deben estar al tanto de las mayores limitaciones para el desarrollo y uso de los mismos.

En caso de modelos extensivos que agrupan varias disciplinas tales como hidrología, suelos, química, biología, y que estudian fenómenos tales como la sedimentación y erosión, es imposible para una sola persona y muchas veces para el personal de una estación experimental desarrollar modelos de este tipo. Adicionalmente, presentan la dificultad de que el modelo una vez desarrollado debe

ser codificado para su uso en computación y entonces evaluado. Brooks (1982) señala que en el desarrollo del producto final comúnmente se emplea tanto como 10 veces el tiempo invertido en el desarrollo inicial del modelo, siendo las etapas de validación, evaluación y verificación las que toman la mayor parte de ese tiempo.

Cuadro 3.5 Tipo de modelo a utilizar en función de los objetivos.

Objetivo	Tipo de modelo requerido
• Estudiar los mecanismos de la degradación y estimar sus efectos.	Físico
• Detectar los lugares con degradación más intensa para su corrección.	Paramétrico cualitativo
• Definir la degradación potencial.	Paramétrico cuantitativo
• Evaluar la superficie afectada por el proceso de degradación.	Paramétrico cualitativo
• Delimitar causas y la intensidad de la degradación.	Paramétrico cualitativo
• Ordenar y seleccionar los cultivos más adecuados.	Paramétrico cualitativo
• Seleccionar las medidas de conservación de suelos.	Paramétrico cualitativo, cuantitativo
• Elegir las zonas de retirada de cultivos, forestación, u otro cambio de uso.	Paramétrico cualitativo, cuantitativo
• Proteger el recurso agua.	Físico Paramétrico

Uno de los mayores problemas planteados que limitan el uso de los modelos matemáticos es la tremenda cantidad de datos requeridos y el número de parámetros que deben ser considerados ya que no existen modelos de uno o dos parámetros que resuelvan los complejos problemas usualmente planteados. Otra dificultad es que muchos modelos son provistos de valores deficientes para algunos parámetros, cuando el usuario no tiene la información necesaria. Ello puede conducir a errores significativos en la respuesta simulada por el modelo.

Cuando se trata de la investigación de la degradación de los suelos, entre las numerosas ventajas del uso de modelos se tienen las siguientes:

- Los modelos son eficientes, muchos años pueden ser simulados rápidamente y a relativamente bajo costo, todo ello para numerosas localidades y estrategias de manejo. Frente a ellos los experimentos de campo requieren, comúnmente, de más tiempo y dinero, y sus resultados suelen ser más difíciles de interpretar que aquellos arrojados por los modelos.
- Los modelos son útiles en la determinación de efectos a largo plazo. Cientos de años pueden ser simulados prácticamente usando información climática generada por los mismos.
- Un limitado número de estrategias modernas de manejo pueden ser consideradas. Los experimentos de campo pueden solamente considerar unas pocas estrategias de manejo (usualmente aquellas que son de común conocimiento cuando el experimento es diseñado).
- El desarrollo de modelos viene a ser un ejercicio de aprendizaje que incrementa el conocimiento acerca de los procesos involucrados en el fenómeno bajo estudio.

En cuanto al uso de modelos de simulación para caracterizar la degradación del suelo, Bouma (1998), destaca, en síntesis, los siguientes puntos que deben ser considerados:

- Enfocar un problema de la degradación del suelo de particular interés.
- Seleccionar, en consulta con usuarios y expertos, las series de suelo en particular, donde el problema de degradación se manifiesta más agudamente.
- Colectar datos e información disponibles y seleccionar aquellos relacionados con el manejo, que más claramente ilustren la carencia de conocimiento.
- Seleccionar la metodología de investigación. Cuando se trata del uso de modelos de simulación, la disponibilidad de información básica debe ser uno de los criterios de selección.
- Obtener información básica del suelo de los sitios que han sido cuidadosamente seleccionados y que tienen una historia conocida en términos de manejo del suelo. Definir una gama de tipos de manejo en la serie de suelo considerada, y observar la estructura del suelo en sus diferentes variaciones.
- Hacer algunas medidas exploratorias y definir diferencias funcionales entre los tipos de estructura.
- Correr el modelo para los tipos de calidades de la tierra que son considerados ser indicadores de la degradación. Usar datos climáticos de 30 o más años para expresar la variabilidad estocástica en el tiempo. Especial atención debe ser puesta a los efectos de las prácticas de manejo actuales y antecedentes. Sin embargo, las condiciones potenciales también deben ser exploradas, lo cual conlleva a posibles sugerencias con relación a innovación en el manejo.
- Presentar la gama de tipos de estructura y formas asociadas de manejo en toda su amplitud como un paquete de características para la serie de suelo en consideración, a partir de las cuales se toman decisiones. Adicionalmente,

todos los datos básicos y el modelo deben permanecer disponibles y accesibles para investigar variables adicionales del manejo, si ello fuese necesario.

Bouma (1998) también señala que el estudio, y particularmente el seguimiento y la modelización, de la degradación del suelo son más eficientes cuando se realiza y organiza para series de suelo específicas. Ello permite crear bases de datos para estas series de suelo con rangos característicos de las propiedades edáficas como función de diferentes tipos de manejo, de los cuales los usuarios puedan hacer selecciones. La degradación involucra procesos físicos, químicos y biológicos interactuantes, y su definición no puede ser única ya que es una función del uso de la tierra.

3. FUENTES DE DATOS PARA LA EVALUACION DE LA DEGRADACION DE LOS SUELOS

La mayoría de las evaluaciones a escalas de parcelas en campo, de cuencas, regionales y globales son basadas en ecuaciones y modelos predictivos que relacionan las tasas de degradación con variables climáticas, topográficas, del suelo y del uso y manejo de la tierra. Cuando se trata de pequeñas superficies de tierra, la información detallada de suelos, topografía, clima y manejo, necesaria para la evaluación, puede ser recolectada en el sitio. Sin embargo, cuando se trata de la evaluación de grandes superficies de tierra, la disponibilidad de recursos resulta en una limitante, haciéndose necesario recurrir a las fuentes de información existentes.

3.1 Información climática, topográfica y del uso y manejo de la tierra.

Los datos climáticos pueden ser obtenidos de las estaciones meteorológicas locales, o en su defecto pueden lograrse por interpolación de las estaciones más cercanas. Otra alternativa son los generadores climáticos, tales como WGEN o CLIMGN (Richardson y Wright, 1984; Richardson *et al.*, 1987; citados por West y Bosch, 1998). Generalmente, se dispone de mapas topográficos o, de otra manera, estos pueden ser preparados a través de técnicas de sensores remotos. Los datos de uso y manejo de la tierra si no se encuentran disponibles pueden ser derivados mediante la interpretación de fotografías aéreas e imágenes de satélite. Sin embargo la información referente al tipo de manejo (incluyendo mecanización, rotaciones de cultivo, uso de agroquímicos, etc.), que puede tener un apreciable impacto en las tasas de degradación, se obtiene de los agricultores y expertos locales. West y Bosch (1998) señalan que, a menudo, en las evaluaciones regionales se usa un manejo estándar o el peor caso de manejo para identificar los suelos y paisajes más frágiles y sujetos a la degradación.

3.2 Información de suelos

La fuente de información de suelos más común para las evaluaciones de degradación son los estudios agrológicos o levantamientos de suelos. Estos estudios contienen una gran variedad de datos acerca de las propiedades de suelos y paisajes. Muchos de estos datos, sin embargo, están registrados en las descripciones de los pedones que son información mayormente cualitativa, más aún cuando se trata de estudios con un propósito general.

Comúnmente, poca información de la que es necesaria, como los datos para alimentar modelos de simulación, se encuentra disponible a través de los levantamientos de suelos, que debido a limitaciones de tiempo y recursos, reducen el número de propiedades medidas en la caracterización rutinaria del suelo. Ante esta situación dos métodos han sido comúnmente usados para derivar datos no disponibles que son necesarios para alimentar ecuaciones paramétricas y modelos de simulación (West y Bosch, 1998): (i) la extrapolación de mediciones correspondientes a una serie de suelos de una localidad a otras áreas, donde la misma serie se manifiesta; (ii) el desarrollo de relaciones entre propiedades del suelo, para las cuales se carece de datos necesarios para la descripción de procesos dinámicos físicos y químicos que ocurren en el suelo, y otras propiedades más comúnmente disponibles tales como textura, carbono orgánico y densidad aparente, lo cual se conoce como funciones de pedotransferencia (Bouma, 1998).

La erosionabilidad del suelo para su uso en la USLE (Wischmeier y Smith, 1978) y otros modelos de erosión como el WEPP (Lane y Nearing, 1989; Nearing *et al.*, 1989) ha sido estimada a partir de propiedades del suelo (textura, estructura, carbono orgánico y clase de permeabilidad) que son usualmente disponibles a través de los levantamientos del suelo. También se han desarrollado funciones de pedotransferencia para predecir, por ejemplo, conductividades hidráulicas, capacidad de intercambio catiónico, capacidad de sorción de P (Bouma y van Lanen, 1987; Bell y van Keulen, 1995). Tal tipo de funciones de pedotransferencia han sido usadas con éxito en varios modelos de simulación, pero se debe tener en cuenta que las funciones de pedotransferencia deben ser usadas dentro de los límites de los datos de los cuales fueron desarrolladas (Wagenet *et al.*, 1991)..

Otro factor que debe ser considerado con relación a la información de suelos para su uso en las evaluaciones de degradación es la variabilidad en suelos y propiedades a través del paisaje. Uno de los propósitos de los levantamientos de suelos es reducir esta variabilidad agrupando los suelos que tienen propiedades similares. Sin embargo, a menudo, ocurre una considerable variabilidad en propiedades dentro de una unidad cartográfica o en algunos casos dentro de un pedón (McCormack y Wilding, 1969; Wilding y Drees, 1983; Ovalles, 1996).

La geoestadística es útil en el estudio de la variabilidad del suelo, sin embargo, no puede ser usada para predecir la variabilidad y distribución de las propiedades del suelo sin un extensivo muestreo. Por lo cual, la cantidad de trabajo requerido para caracterizar adecuadamente, aun una pequeña cuenca hidrográfica, estará probablemente más allá del tiempo y los recursos disponibles. Esto, aparte del hecho

de que los análisis de la estadística normal y la geoestadística no son adecuados para datos cualitativos (Bregt *et al.*, 1992).

West y Bosch (1998) consideran que hasta que no se disponga de métodos más adecuados para evaluar y predecir la variabilidad de los suelos a través del paisaje se mantendrá la interrogante de ¿Cuáles datos son más representativos de una región: datos colectados de unas pocas y dispersas observaciones o datos derivados de un levantamiento de suelos?. Los mismos autores señalan que el mejor método para abordar dicha interrogante es mediante el uso de una combinación de levantamientos de suelos y análisis estadísticos. Las evaluaciones estadísticas de la variabilidad deben estar dentro, en lugar que a través, de las unidades cartográficas para aprovechar la ventaja de la agrupación de los suelos y paisajes definidos en el levantamiento de suelos (West y Bosch, 1998).

4. EVALUACION A DIFERENTES ESCALAS Y EXTRAPOLACION DE INFORMACION DE LA DEGRADACION DE SUELOS

Debido a lo costoso de la evaluación de la degradación de suelos *in situ*, la información generada por los estudios que describen los procesos y la resistencia del suelo a la degradación deben ser extrapolados a través de extensas áreas, a menudo con limitada información de suelos, clima, topografía y manejo. La manera en que esta extrapolación es hecha, las escalas y la fuente de los datos utilizados pueden tener un gran impacto en los resultados de la evaluación.

La extrapolación más directa en evaluaciones de degradación de suelos es la que se realiza derivando valores de parámetros y descripciones de procesos de parcelas experimentales en el campo o de experimentos de laboratorio a lotes mayores de terreno y a microcuencas (Evans, 1995). Sin embargo, a menos que las condiciones experimentales sean cuidadosamente diseñadas para duplicar las condiciones ambientales esperadas en el campo, la extrapolación de estas tasas y procesos a áreas más extensas pueden resultar en sobre o subestimación de las tasas y cantidades en que se expresa la degradación.

Sobreponiéndose a estas limitaciones, minimizando errores mediante un cuidadoso control de las condiciones experimentales, muchos parámetros derivados de experimentos en laboratorio y pequeñas parcelas en el campo, han sido usados con éxito en modelos para la predicción de degradación de suelos a nivel de microcuencas (Lock *et al.*, 1989; Evans *et al.*, 1994). De manera que, actualmente, los experimentos de laboratorio y en pequeñas parcelas en el campo son la manera más expedita para describir procesos importantes a varios tipos de degradación, y para derivar valores de parámetros para ser usados en ecuaciones paramétricas o modelos de simulación.

Cuando se trata de evaluaciones de degradación de suelos a escala pequeña, se puede contar con la información de los levantamientos de suelo. Sin embargo, en muchas áreas del mundo, generalmente no se dispone de este tipo de estudios a nivel detallado. Es así, que las evaluaciones de degradación, en esos casos a menudo se

hacen en la base de estudios de suelo de reconocimiento, a escala pequeña. En muchos casos, las unidades cartográficas, en estos estudios de reconocimiento, no están basados en unidades de suelo como tales sino más bien unidades que conjugan información general de suelos y topografía en una región (Valenzuela y De Brouwer, 1989; Shields y Coote, 1990). Dada la limitada cantidad de información de estas unidades cartográficas, la evaluación de la degradación, en estos casos, debe ser basada en las clasificaciones del suelo y en la limitada cantidad de datos cuantitativos que puede estar disponible.

Aun en el caso que del levantamiento de suelo solo pueda obtenerse la clasificación del mismo, pueden usarse ecuaciones paramétricas para evaluar la resistencia relativa del suelo a la degradación con base en propiedades inferidas a partir de los horizontes diagnóstico (FAO-PNUMA-UNESCO, 1980). Esta técnica ha sido utilizada para producir evaluaciones de degradación de suelos en áreas seleccionadas del mundo a escalas de 1:1.000.000 y 1:5.000.000 (FAO-PNUMA-UNESCO, 1980; Oldeman *et al.*, 1990). Estas evaluaciones no son cuantitativas, pero los índices y las clasificaciones relativas de susceptibilidad a la degradación de diferentes zonas son útiles para identificar áreas propensas a la degradación y proveer información para agencias nacionales de planificación de recursos y para funcionarios encargados de la elaboración de políticas. Este tipo de evaluaciones de escala pequeña a partir de información cualitativa puede también ser útil para diferenciar áreas susceptibles de aquellas con menores riesgos de degradación, de modo que los recursos disponibles puedan ser usados para una evaluación más detallada de regiones propensas a la degradación.

Si la susceptibilidad de un suelo a un tipo específico de degradación ha sido directamente relacionada a propiedades comunes en un levantamiento de suelos, entonces la evaluación de la degradación puede ser hecha directamente de la información de suelos. La asunción en este tipo de evaluaciones directas es que la resistencia relativa o susceptibilidad a la degradación de un particular grupo de características de suelo, tal como definido por la unidad taxonómica, será igual en áreas separadas geográficamente. West y Bosch (1998) dan por ejemplo suelos susceptibles al desarrollo de condiciones de consolidación en Australia, los cuales corresponden a un limitado número de *taxa* en el Sistema de Clasificación de Suelos Australiano. Así, el potencial de un área para desarrollar suelos consolidados puede ser directamente evaluado de la información del levantamiento de suelos. Debido a que el contenido de materia orgánica es relacionado al manejo y no puede ser fácilmente estimado a partir del levantamiento de suelos, la evaluación de degradación solamente identificará áreas donde la condición de consolidación puede desarrollarse si la materia orgánica en el suelo es reducida a causa del manejo.

Evaluaciones detalladas de lotes de tierra de una región muestreadas con base en un patrón estadístico, también han sido usadas para la evaluación de la degradación de suelos a través de extensas regiones. Tal aproximación ha sido usada por el Departamento de Agricultura de EE.UU. para inventarios de recursos naturales. En estos inventarios un gran número de bloques de tierra, de 15 hectáreas cada uno, son seleccionados al azar, y datos detallados de suelo, topografía y manejo son

recolectados y usados para estimar tasas y cantidades de erosión hídrica y eólica mediante métodos paramétricos. A partir de estas muestras, mediante técnicas estadísticas, se estiman las tasas y cantidades totales de erosión del suelo para condados, estados y para el país como un todo (West y Bosch, 1998).

A nivel mundial se hacen esfuerzos para lograr un mejor entendimiento, predicción y descripción de la distribución de las propiedades del suelo a través del paisaje, mediante el uso de modelos suelo-paisaje, clasificación continua, geoestadística, métodos fractales y morfología matemática. La interfase de estos métodos para predecir la distribución del suelo con modelos de simulación que describen y predicen la degradación del suelo a través de Sistemas de Información Geográfica realzará la habilidad adquirida para extrapolar de manera precisa el conocimiento de la degradación de los suelos, sobre extensas áreas, en una variedad de escalas (West y Bosch, 1998).

5. APLICACIÓN DE LOS SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA EN LOS ESTUDIOS DE DEGRADACIÓN DE SUELOS

5.1 Definición y funciones de los Sistemas de Información Geográfica

Muchas definiciones de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) han sido propuestas en la literatura dependiendo de las disciplinas de aplicación. Un tema común de todas las definiciones considera a los SIG como un conjunto de herramientas que permite reunir, introducir, almacenar, analizar, recuperar, transformar y cartografiar datos espaciales sobre el mundo real para un conjunto particular de objetivos (Burrough, 1988), una aproximación a lo cual se representa en la Figura 3.1.

Un SIG tiene capacidad para realizar operaciones espaciales integradas con una base de datos. Las funciones de este tipo de programas (Figura 3.2) pueden resumirse tal como sigue (Almorox *et al.*, 1994):

- *Introducción de información.* Permite convertir la información geográfica del formato analógico habitual en el mundo real, a un formato digital requerido por el ordenador. Incluye procedimientos de eliminación de errores.
- *Salida, representación gráfica o cartográfica de la información.* Muestra al usuario la información incorporada a la base de datos del SIG y los resultados de las operaciones analíticas realizadas con ellos. Permite obtener mapas, gráficos y tablas numéricas en diferentes soportes como papel, pantalla u otros dispositivos.

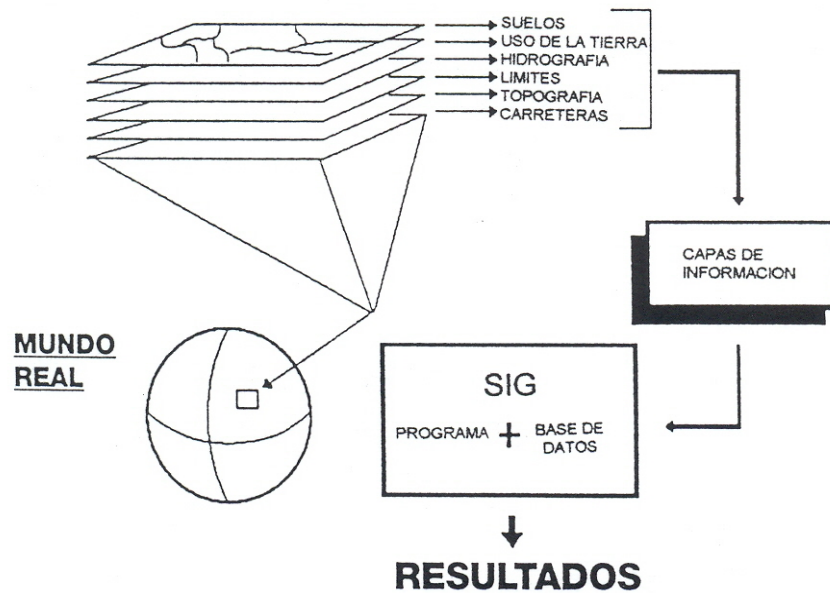


Figura 3.1 El mundo real representado por un conjunto de capas de información (Almorox et al., 1994).

- *Gestión de la información espacial.* Permite extraer, manipular y actualizar la información de la base de datos y reorganizar los elementos integrados en ella.
- *Funciones analíticas.* Constituyen el elemento más característico de un SIG. El procesamiento de los datos integrados, la simulación y la modelización, suministran nueva información que facilita la toma de decisiones.

Además de servir, como técnica de análisis, para la identificación de relaciones espaciales entre elementos geográficos, un SIG puede ser utilizado para crear mapas a diferentes escalas, en diferentes proyecciones y con diferentes colores. Así mismo, partiendo de la información almacenada, un SIG permite deducir nueva información sobre algún atributo, como por ejemplo, calcular el área ocupada por una unidad de suelos.

Existen varios tipos de modelos de datos de los objetos geográficos. En mapas o planos formados por puntos, líneas y polígonos se utilizan fundamentalmente dos aproximaciones: el modelo vectorial y el modelo reticulado, también denominado *raster*. Los mapas tridimensionales o de volúmenes tienen sus propios modelos de datos, clasificados según utilicen como elementos básicos puntos, líneas o funciones matemáticas.

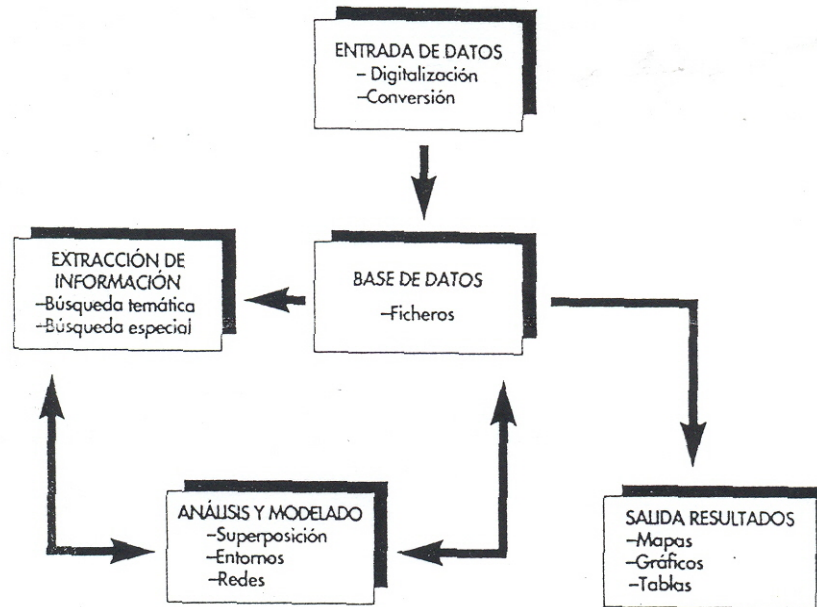


Figura 3.2 Funciones de los Sistemas de Información Geográfica (Almorox et al., 1994).

Un modelo vectorial representa los objetos espaciales codificando sus fronteras. Las líneas que actúan como límites están constituidas por segmentos rectos y se establecen mediante las coordenadas de los puntos o vértices de los mismos. En un modelo de datos *raster* no se codifican las fronteras de los objetos, sino que se registra el interior de los mismos, quedando sus límites implícitamente representados. En este tipo de codificación, al mapa analógico fuente se le superpone una rejilla o malla de unidades regulares, de igual forma y tamaño, y en cada unidad de la rejilla se registra el valor que el mapa analógico adopta. Las posiciones de los objetos no se establecen con total exactitud y precisión, sino que se aproximan a una posición entera próxima (Almorox et al., 1994).

Varios paquetes de *software* para SIG han sido desarrollados durante los últimos años, pero el *Geographical Resource Analysis Support System* (GRASS) y el *Arc/info* han probado ser los más populares. Aunque la mayoría de estos paquetes de *software* contienen capacidades tanto vectoriales como *raster*, cada uno enfatiza uno u otro formato de la estructura de datos. (Petersen et al., 1998).

Son muchas las ventajas que pueden ser atribuidas a las aplicaciones de los SIG en las diferentes disciplinas, pero deben a la par considerarse algunas de sus

limitaciones. Así por ejemplo, la implementación de los SIG puede ser costosa. La adquisición y mantenimiento de *hardware* y *software* y el costo de convertir los mapas existentes y datos de atributos puede ser muy alto. Un alto nivel de experticia técnica es también requerido para llevar a cabo complejas labores de modelización y para sostener las bases de datos. El usuario también debe estar advertido de la propagación de errores en los SIG que resultan de la digitalización y manejo de escalas de manera imprecisa, y de la conversión de datos entre formatos vectorial y *raster* entre otros (Petersen *et al.*, 1998).

5.2 Aplicación de los Sistemas de Información Geográfica a la evaluación de la degradación de los suelos.

En términos generales, actualmente, el uso de SIG en la evaluación de la degradación de los suelos consiste en (Petersen *et al.*, 1998): (i) la generación de mapas temáticos de atributos que son indicadores de las áreas más afectadas o susceptibles a la degradación del suelo, (ii) la parametrización de modelos de erosión del suelo/calidad del agua, y (iii) el desarrollo de interfaces entre SIG, estos modelos y los sistemas de apoyo a la decisión espacial para mejorar la eficiencia y velocidad del modelo, y a menudo la exactitud de los resultados de la simulación. La Figura 3.3 presenta un diagrama de flujo que resume las fuentes de datos, entradas y resultados de análisis SIG, y diferentes pasos de la manipulación de datos, cuando se trata de la aplicación a la evaluación de la degradación de los suelos.

5.2.1 Fuentes de datos espaciales

Actualmente las fuentes de datos espaciales requeridos por los SIG en su aplicación a la evaluación de la degradación de suelos consiste de (Petersen *et al.*, 1998): (i) mapas de suelo digitalizados que proveen información acerca de la erosionabilidad, permeabilidad, propiedades de la retención de humedad, textura y estructura, etc., (ii) mapas topográficos y modelos de elevación digitales (MED) de los cuales se extraen propiedades geométricas (características de las pendientes, sombreado del relieve, patrones del flujo, etc) y características de la red de drenaje (densidad del drenaje, orden de los cursos de agua) de las cuencas hidrográficas y (iii) fotografías aéreas, mapas de cobertura/uso de la tierra o datos de sensores remotos de los cuales las clases de la coberturas del suelo pueden ser derivadas.

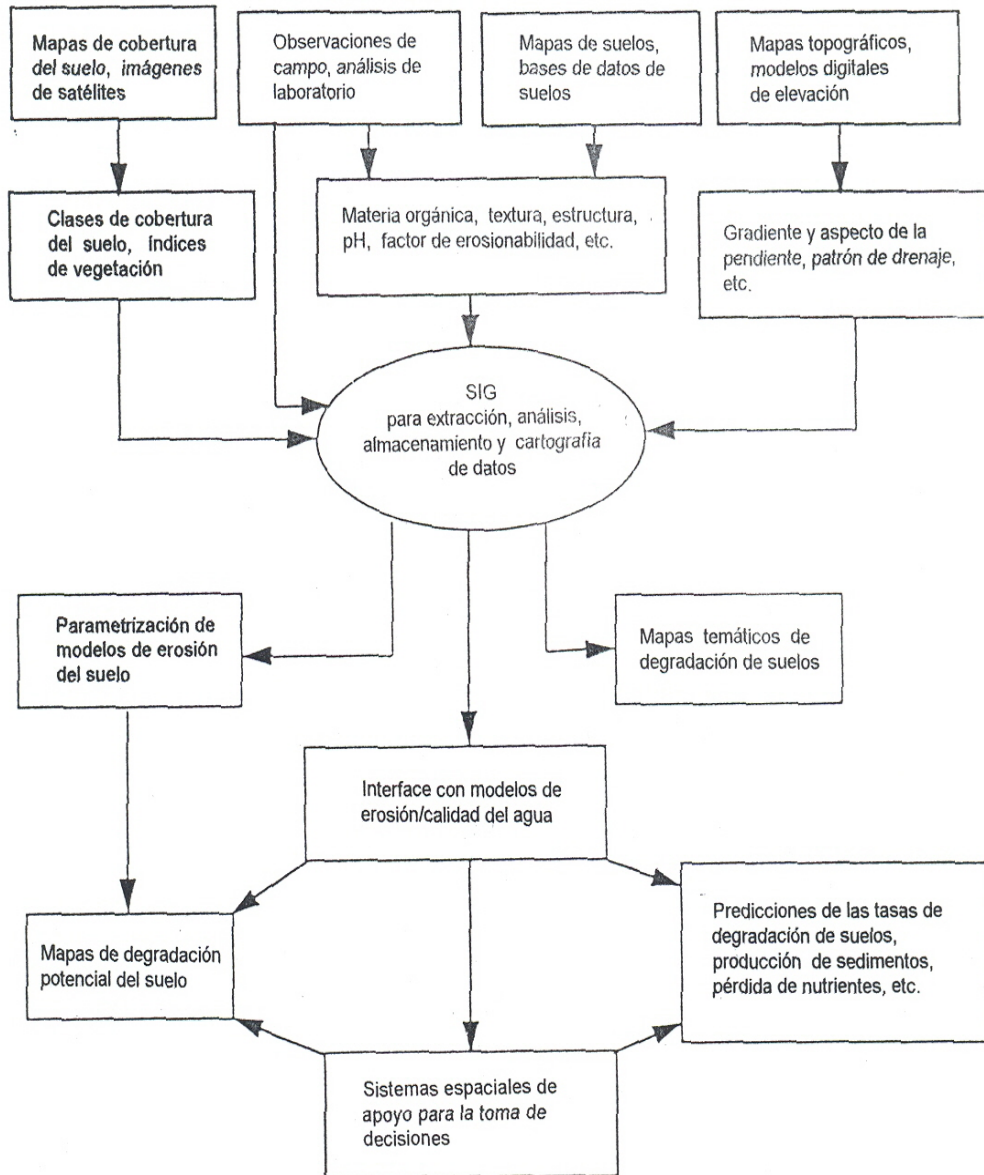


Figura 3.3 Diagrama de flujo indicando las fuentes de datos, entradas y salidas relativas a la aplicación de los SIG en la evaluación de la degradación de los suelos (Petersen et al., 1998).

Avances recientes en aplicaciones de SIG han promovido el desarrollo de tecnologías y bases de datos espaciales que realizarán el monitoreo y la evaluación de la degradación de suelos. Algunas de estas tecnologías son los Sistemas Globales de Posicionamiento *Global Positioning Systems*, (GPS) y los Cuadrángulos de Ortofotografía Digital *Digital Orthophoto Quadrangles* (DOQ). El CPS permite al usuario registrar rápidamente coordenadas geográficas de cualquier localidad en el campo, con precisiones en el rango de varios metros a un centímetro.

Aun cuando propiedades individuales del suelo proveen una información valiosa, ellas pueden no ser suficientes para explicar diferencias en la degradación de los suelos. Por ello, las evaluaciones con SIG a menudo involucran la integración de datos de diferentes tipos y fuentes. Esta aproximación consiste en la superposición de mapas para derivar clasificaciones de la degradación potencial de los suelos. Por ejemplo una capa digital interpretativa mostrando la distribución de las clases de riesgo de degradación del suelo puede ser creada combinando propiedades del suelo (textura, estructura, contenido de C orgánico, etc.), vegetación (cobertura/uso de la tierra) y pendiente (Petersen *et al.*, 1998).

5.2.2 Integración de modelos de simulación y Sistemas de Información Geográfica

La integración de SIG a modelos de erosión/calidad del agua se ha vuelto muy popular desde comienzo de los años noventa. El éxito de la integración depende tanto del SIG como del tipo de modelo. Así, la parametrización de los modelos empíricos para su integración al SIG se facilita ya que los coeficientes y exponentes pueden ser fácilmente aplicados a cualquier capa del SIG. Los modelos de basamento físico necesitan capas de datos detallados, lo cual dificulta el enlace en la mayoría de los casos. En cualquier caso, el procedimiento apunta hacia la elaboración o la modificación de modelos, de manera que ellos funcionen en el ambiente del SIG, o bien al desarrollo de técnicas de SIG que parcialmente parametren los modelos existentes. Este segundo tipo de procedimiento es el más comúnmente usado, ejemplos de lo cual son la integración del modelo *Agricultural Nonpoint Source*, AGNPS" (Young *et al.*, 1994) con el Arc/Info (Tim y Jolly, 1994), y del modelo *Areal Nonpoint Source Watersheed Environment Response Simulation ANSWERS*"y el GRASS (De Roo *et al.*, 1989; Srinivasan y Engel, 1991).

5.2.3 Sistemas espaciales de apoyo para la toma de decisiones

Los Sistemas Espaciales de Apoyo para la Toma de Decisiones (*Spacial Decision Support System*,SDSS) son sistemas computarizados interactivos, que se presentan como aplicaciones de los SIG para los usuarios, particularmente los encargados de la toma de decisiones, que les permiten aprovechar las ventajas de

las capacidades de los paquetes SIG para la resolución de problemas, sin tener que ser expertos conocedores de sus operaciones y funciones.

Por otra parte, se tienen otras aplicaciones de los SIG como los Sistemas Expertos, (*Expert Systems*, ES) los cuales a diferencia de los SDSS dan al usuario soluciones potenciales. Ellos no solo proveen capacidad de análisis de datos e información para la toma de decisiones, sino también conocimiento experto y reglas de razonamiento para manipular y evaluar la información para usos específicos.

Actualmente, están siendo desarrollados SDSS para una amplia gama de aplicaciones de SIG, en las ciencias ambientales. La mayoría de los que se relacionan con evaluaciones de degradación de suelos han sido aplicados utilizando la USLE; para ver ejemplos se pueden consultar las siguientes referencias: James y Hewitt (1992), Heidtke y Auer (1992), Liao y Tim (1994).

5.2.4 Algunas bases digitales de datos desarrolladas que permiten la aplicación de los SIG a la evaluación de la degradación de los suelos

Los conjuntos de datos regionales y globales son típicamente desarrollados por la extrapolación de datos, basados en información de parcelas experimentales y cuencas hidrográficas, a unidades cartográficas que cubren mayores superficies, o bien mediante la provisión de enlaces entre datos espaciales con tablas que contienen registros de interpretación. En general, estos conjuntos de datos globales son diseñados para ayudar a los gobiernos y agencias internacionales involucradas con la agricultura, para entender en forma global, los problemas ambientales tal como lo es la degradación de los suelos. Un buen número de bases de datos de suelos han sido desarrollados por agencias nacionales e internacionales en muchas partes del mundo a escalas regionales y globales (Petersen *et al.*, 1998).

Una base digitalizada de datos de suelos ha sido desarrollada a escala 1:5.000.000 para todo el planeta, mediante digitalización del mapa mundial de suelos FAO-UNESCO (FAO, 1994; citado por Oldeman y van Lynden, 1998). Los datos espaciales están representados en cobertura Arc/Info, consistiendo de 4.930 diferentes unidades cartográficas. El conjunto de datos, sin embargo, solo provee información de pendientes y textura del suelo, propiedades que son necesarias en la mayoría de las evaluaciones de degradación de suelos.

El desarrollo de una base digital de datos más detallada, el *World Soils and Terrain*, SOTER, tuvo su inicio bajo los auspicios de la FAO, la *Internacional Soil Science Society*, (ISSSS) y el *Internacional Soil Reference and Information Center* (ISRIC, 1993). El SOTER fue diseñado a la escala 1:1.000.000 y se acomoda a la mayoría de los sistemas de clasificación de suelos. Debido a las necesidades actuales para la evaluación de la degradación del suelo inducida por la actividad humana, a través del proyecto *Global Assessment of Soil Degradation*, (GLASOD), se produjo un mapa que usa los atributos de suelos y terrenos del SOTER a una escala 1:10.000.000. La base digital de datos de GLASOD está siendo desarrollada mediante

la digitalización de unidades cartográficas y el registro de datos de atributos en un SIG.

El mapa GLASOD fue generado con una base de datos incompleta debido a que se espera que el SOTER sea completado dentro de 15 a 20 años. Por lo tanto, el mapa GLASOD, en su versión actual, no provee suficientes detalles. Sin embargo, la información provista se encuentra disponible a las entidades gubernamentales y agencias de planificación para el establecimiento de programas prioritarios (Petersen *et al.*, 1998).

6. LA EVALUACION GLOBAL DE LA DEGRADACION DE SUELOS

El reconocimiento de la necesidad de una evaluación global de la degradación de los suelos se inicia en la década de los sesenta. El hecho de la no existencia de mapas a escala continental, regional o nacional en Africa, que permitiera mostrar donde la erosión había reducido la productividad del suelo, en el largo plazo, fue destacado por la Asociación Mundial para la Conservación del Suelo y el Agua. Fundamentalmente, estos mapas facilitarían a los planificadores y a las agencias donantes tomar las más razonables decisiones en cuanto a la distribución de los recursos escasos.

La *United Nations Environment Program* (UNEP) solicitó a un panel de expertos *ad hoc* reunido en Nairobi, en mayo de 1987, considerar la posibilidad de producir, con la base de la escasa información disponible, una evaluación global de la degradación del suelo. Dicha evaluación debería ser científicamente creíble y producida en el menor tiempo posible. Basado en las recomendaciones de esa reunión, la UNEP formuló un proyecto intitulado: *Global Assessment of Soil Degradation* el cual llevaría a la publicación de un mapa mundial (*World Map on the Status of Human-Induced Soil Degradation*) a una escala de 1:10.000.000 en un tiempo de 28 meses. El *International Soil Reference and Information Center* (ISRIC), Wageningen, tuvo a su cargo la administración y coordinación del proyecto. Dicho centro internacional fue asistido en la ejecución de actividades por científicos del *International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences*, (ITC). El objetivo inmediato del proyecto *Global Assessment of the Status of Human-Induced Soil Degradation*, (GLASOD) fue: "Fortalecer la percepción de quienes toman decisiones y elaboran políticas acerca de los peligros que resultan de un inapropiado manejo y uso de la tierra y el suelo para el bienestar global, y facilitar el establecimiento de prioridades para programas de acción".

Así, correlatores regionales -institutos o científicos individualmente- fueron designados para dar su opinión de expertos con relación al estado de la degradación del suelo inducida por la actividad humana, tarea que fue realizada en consulta con científicos nacionales de la ciencia del suelo y el ambiente. El mundo fue dividido en 21 regiones y más de 250 científicos fueron consultados. Un esquema fue preparado para la evaluación de la degradación de los suelos, para asegurar un cierto grado de uniformidad en el reporte.

Un mapa topográfico base estándar fue preparado para la evaluación, a dos veces la escala del mapa final, teniendo como base el *Topographic World Map*, publicado por el *Institut Geographique Nacional*. Solamente fueron indicados límites continentales y de los países, principales características hidrológicas y ciudades más importantes. Se les exigió a los correlatores delinear unidades fisiográficas en estos mapas base usando mapas geológicos, topográficos, de suelos, clima y vegetación que fuesen disponibles.

El siguiente paso fue evaluar, para cada unidad fisiográfica, la ocurrencia de los distintos tipos de degradación de los suelos (Cuadro 3.6), su extensión relativa (Cuadro 3.7) dentro de las unidades delimitadas, el grado de degradación, que caracteriza el estado de la misma (Cuadro 3.8) y el tipo de intervención humana causante del deterioro del suelo (Cuadro 3.9)

Cuadro 3.6 Lista de tipos de degradación de suelos incluidas en el mapa GLASOD (Oldeman y van Lynden, 1998).

Símbolo	Tipo de degradación de suelo
Wt	Erosión hídrica: pérdida de suelo superficial
Wd	Erosión hídrica: deformación del terreno
Et	Erosión eólica: pérdida del suelo superficial
Ed	Erosión eólica: deformación del terreno
Eo	Erosión eólica: tormentas de arena y polvo
Cn	Degradación química: pérdida de nutrientes y/o materia orgánica
Cp	Degradación química: polución
Cs	Degradación química: salinización
Ca	Degradación química: acidificación
Pc	Degradación física: compactación, sellado y encostramiento
Pw	Degradación física: anegamiento
Ps	Degradación física: subsidencia de materia orgánica

Cuadro 3.7 Extensión relativa de ocurrencia para cada tipo de degradación de acuerdo a la metodología GLASOD (Oldeman y van Lynden, 1998).

Clases	Extensión relativa
Infrecuente	hasta 5% de la unidad cartográfica es afectada
Común	6 a 10% de la unidad cartográfica es afectada
Frecuente	11 a 25% de la unidad cartográfica es afectada
Muy frecuente	26 a 50% de la unidad cartográfica es afectada
Dominante	más del 50% de la unidad cartográfica es afectada

Cuadro 3.8 Características descriptivas usadas para evaluar el estado de la degradación de los suelos con la metodología GLASOD (Oldeman y van Lynden, 1998).

Características	Grado de la degradación del suelo			
	Ligera	Moderada	Severa	Extrema
Conveniencia de uso agrícola	Adecuada	Todavía adecuada	Marginal	No-adeuada
Productividad agrícola	Algo reducida	Enormemente reducida	Casi nula	Nula
Restauración potencial	Por modificación del sistema de manejo	Alteraciones estructurales son necesarias	Importante requerimiento ingenieril	Fuera de las posibilidades de restauración
Función Biótica	Ampliamente intacto	Parcialmente destruido	Ampliamente destruido	Destrucción en pleno

Cuadro 3.9 Cinco tipos de intervención de la degradación actual de los suelos de acuerdo a la metodología GLASOD (Oldeman y van Lynden, 1998).

- Desforestación y remoción de la vegetación natural
- Manejo inadecuado de las tierras cultivadas
- Sobrepastoreo
- Sobreexplotación de la vegetación natural para el uso doméstico
- Actividades (bio) industriales

Obs: debe señalarse claramente que la degradación de la vegetación no es considerada en la metodología GLASOD. Esto implica que, por ejemplo, el sobrepastoreo, en este contexto, es solamente indicado si el mismo conlleva a la erosión o a la compactación del suelo. De manera similar la desforestación es solamente mencionada donde ésta conlleva a la erosión o a la disminución de la materia orgánica.

Los 21 segmentos regionales fueron entonces compilados en un solo mapa del mundo. La reducción en escala del mapa final resultó en una inevitable generalización. Aunque doce diferentes tipos de degradación de suelos fueron identificados en total, se decidió seleccionar solamente cuatro colores para representar los principales tipos de degradación de suelos (erosión hídrica en verde azulado, erosión eólica en marrón amarillento, degradación química en rojo y degradación física en rosado). La gravedad de la degradación ("severidad") fue agrupada en cuatro clases (Cuadro 3.10) basado en una combinación del grado y la relativa extensión del tipo de degradación dentro de las unidades cartográficas. Esto fue destacado mediante cuatro diferentes sombreados del color básico.

Cuadro 3.10 Severidad de la degradación del suelo en la metodología GLASOD (Oldeman y van Lynden, 1998).

Grado de la degradación del suelo	Frecuencia de la degradación del suelo				
	Infrecuente	Común	Frecuente	Muy frecuente	Dominante
Ligera	Leve	Leve	Media	Media	Alta
Moderada	Leve	Media	Alta	Alta	Muy alta
Fuerte	Media	Alta	Alta	Muy alta	Muy alta
Severa	Media	Alta	Muy alta	Muy alta	Muy alta

Un borrador del mapa mundial de degradación de los suelos fue entonces enviado a los correlatores regionales para verificación y aprobación antes de que el mapa final fuese impreso. El *World Map on the Status of Human-Induced Soil Degradation* fue exhibido por primera vez en el Congreso Internacional de la Ciencia del Suelo, realizado en Kyoto, Japón en 1990. El Cuadro 3.11 muestra alguna información de relevancia basada en resultados de GLASOD.

Cuadro 3.11 Estimado (GLASOD) de la degradación del suelo en el mundo, inducida por la actividad humana. Valores expresados en millones de hectáreas (Oldeman y van Lynden, 1998).

Degradación del suelo	Estimados globales	Trópicos ¹	Tierra áridas ²	Tierras no-áridas
Mundial	1964	1651	1137	829
Erosión hídrica	1094	920	478	615
Erosión eólica	584	472	513	36
Degradación química	472	213	111	130
Degradación física	83	46	35	48
Ligera	749	671	488	261
Moderada	910	689	509	401
Severa y extrema	305	290	139	166

¹ En este contexto, los trópicos incluyen África, Asia, América del Sur y Central y Australia

² La zona de tierras áridas se define como una región climática con relación precipitaciones- evaporación anual de 0,65 o menos (UNEP, 1992, citada por Oldeman y van Lynden, 1998).

Oldeman y van Lynden (1998), referencia de la cual ha sido extraído este resumen de la metodología GLASOD, señalan que el objetivo planteado por la misma ha sido alcanzado. Así también, destacan que el estudio GLASOD es uno de los más citados actualmente cuando se trata de la degradación global del suelo. Los mismos autores citan a Thomasson (1992) quien, luego de una revisión de GLASOD, indicó que “este es un proyecto valiente y ambicioso, con el propósito de presentar un

aspecto vital de nuestros conocimientos en ciencia del suelo a escala global y en un formato comprensible por políticos, administradores y el público informado en general”, aun cuando señala algunas anomalías, “sin duda debido a la dificultad de aplicar estándares comunes a la calidad y cantidad de información, vastamente diferente, emanada de países ricos y pobres”. Como una crítica importante se señala el uso del mapa base con proyección Mercator. Es importante considerar que la información derivada de GLASOD es basada en el juicio de expertos y por consiguiente es subjetiva. El siguiente paso sería preparar bases de datos digitales nacionales de suelo y terreno a escala 1:1.000.000 como punto de partida para lograr un estimado más objetivo de la situación y riesgo de la degradación de los suelos inducida por la actividad humana.

6.1 Cambios en la productividad por efecto de la degradación del suelo evaluados a escala global

Como una primera aproximación simplificada para la evaluación de la magnitud de los impactos de la degradación en la productividad, varias clases son propuestas para indicar cambios en productividad, tomando en cuenta la ausencia o presencia y magnitud de niveles/insumos de manejo (Cuadro 3.12). Los insumos pueden incluir: introducción de variedades mejoradas, fertilizantes, biocidas, mecanización, varias medidas de conservación de suelos y otros cambios importantes en el sistema agrícola.

Cuadro 3.12 Impacto de la degradación con relación a la productividad y niveles de manejo (Oldeman y van Lynden, 1998).

Productividad	Nivel de insumos/mejoras en el campo		
	A. Mayor	B. Menor	C. Tradicional
Incremento alto	Impactos no significativos	Impactos no significativos	Impactos no significativos
Incremento bajo	Leve	Impactos no significativos	Impactos no significativos
No incremento	Moderado	Leve	Impactos no significativos
Disminución baja	Fuerte	Moderado	Leve
Disminución alta	Extremo	Fuerte	Moderado
Improductivo	Extremo	Extremo	Fuerte-extremo

Los cambios en productividad son expresados en términos relativos v.g. la productividad(promedio)actual como un porcentaje de la productividad promedio en la condición no-degradada (o no-mejorada donde sea aplicable) y en relación a los

insumos. Por ejemplo, si previamente se obtuvo un rendimiento promedio de 2 Mg/ha de arroz, mientras que en el presente solo se obtiene 1,5 Mg/ha, a pesar de la alta cantidad de insumos aplicada (y todos los otros factores en igualdad de condiciones), ello sería una indicación de fuerte degradación de suelo.

Varias áreas que muestran la ocurrencia de degradación de suelo aparecen no ser muy afectadas, en términos de disminución de la productividad: el impacto es negligible. Este podría ser el caso de suelos profundos y fértiles, donde la erosión del suelo no afecta necesariamente la productividad en proporción a la intensidad del proceso de erosión. En otras palabras, la aplicación eventual de insumos o mejoras en el manejo producen los efectos deseados (Oldeman y van Lynden, 1998).

7. CUANTIFICACION DE LAS CONDICIONES DEL SUELO Y SU PRODUCTIVIDAD

En 1992, el *Natural Resources Conservation Service* (NRCS) de EE.UU. presentó un modelo para la evaluación de la calidad edáfica a partir de datos de laboratorio e información de descripción del perfil del suelo. El *modelo Soil Rating for Plant Growth* (SRPG) fue desarrollado por Scheyer et al. (1992) para calificar suelos de Nebraska, EE.UU. en su habilidad para producir maíz (*Zea mays* L). En el desarrollo del modelo, los científicos ajustaron la clasificación de las propiedades edáficas de manera que los suelos conocidos por tener una alta productividad, asociada a la producción de maíz, fueran asociados con altos valores de SRPG. El modelo SRPG incluye siete categorías del suelo consideradas críticas para el desarrollo de las plantas (en este caso, maíz):

$$\text{SRPG} = S \times P \times W \times T \times R \times C \times L \quad (3.1)$$

donde

- S son las propiedades del suelo superficial
- P son las características del perfil del suelo
- W son las características del agua del suelo
- T es la toxicidad en el suelo
- R es la reacción del suelo
- C son los factores climáticos del suelo, y
- L son las características del paisaje.

Cada categoría contiene varias propiedades (Cuadro 3.13), cada una de las cuales es calificada de baja a alta con 100 puntos como máximo.

Cuadro 3.13 Categorías, propiedades del suelo y sistema de calificación usado en el modelo SRPG (Olson *et al.*, 1998, basados en Scheyer *et al.*, 1994).

Categoría	Propiedad	CALIFICACION		
		Baja	Media	Alta
Suelo superficial	Materia orgánica	< 2% Valor 75	2-5% Valor 85	> 5% Valor 100
	Densidad aparente	> promedio para la clase textural Valor 75	promedio para la clase textural Valor 100	< o promedio para la clase textural Valor 100
	Contenido de arcilla	<15 % o > 40 % Valor 75	27-40 % Valor 90	15-27 % Valor 100
	Capacidad de almacenamiento de agua disponible	0,01 a 0,1 cm/cm Valor 75	0,11 a 0,15 cm/cm Valor 85	> 0,15 cm/cm Valor 100
	pH	< 6,1 o > 7,8 Valor 75		6,1-7,8 Valor 100
	Relación de Adsorción de Sodio (RAS)	> 4 Valor 75		≤ 4 Valor 100
	Carbonatos	> 2 % Valor 75		< 2 % Valor 100
	Yeso	> 2 % Valor 75		< 2 % Valor 100

Categoría	Propiedad	CALIFICACION		
		Baja	Media	Alta
Suelo superficial	Capacidad de intercambio catiónico.	< 16 cmol/kg Valor 75		> 16 cmol/kg Valor 100
	Contracción-expansión	más que moderada Valor 75		Baja a moderada Valor 100
Perfil del suelo	Profundidad a capa limitante ¹ .	< 50 cm Valor 25-40	50-150 cm Valor 50-85	> 150 cm Valor 65-100
	Capacidad de agua disponible en zona de enraizamiento.	< 6 cm de agua disponible en los 60 cm superiores Valor 80	6-9 cm de agua disponible en los 60 cm superiores Valor 80	> 9 cm de agua disponible en los 60 cm superiores Valor 100
Agua del suelo	Nivel freático durante la estación de desarrollo.	< 45 cm Valor 75	< 45 cm y régimen xérico árido o ústico Valor 90	> 75 cm Valor 100
	Permeabilidad	> 5 cm/h Valor 75	0,25 a 1,5 cm/h Valor 90	1,5 a 5 cm/h Valor 100
	Capacidad de almacenamiento de agua disponible	< 0,1 cm/cm en la capa más limitante por debajo de la superficie Valor 75	0,1-0,15 cm/cm en la capa más limitante por debajo de la superficie Valor 90	> 0,16 cm/cm en la capa más limitante por debajo de la superficie Valor 100
Toxicidad en el suelo	Relación de Adsorción de Sodio (RAS)	> 30 Valor 50	4-30 Valor 75-85	< 4 Valor 100

Cuadro 3.13 (Continuación)

Categoría	Propiedad	CALIFICACION		
		Baja	Media	Alta
Toxicidad en el suelo	Conductividad eléctrica (CE)	> 16 dS/m Valor 50	8-16 dS/m Valor 75	< 8 dS/m Valor 100
	Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)	< 7 cmol/kg Valor 75	7-16 cmol/kg Valor 85	> 16 cmol/kg Valor 100
Reacción del suelo	pH	< 4,4 Valor 50	4,5 - 5,5 o > 7,9 Valor 90	5,6 - 7,8 Valor 100
Clima del suelo	Régimen de humedad ² del suelo.	Árido a xérico Valor 30 a 60	xérico a ústico Valor 60 a 80	ústico a údico Valor 80 a 100
	Régimen de temperatura del suelo.	Pergélico, crítico, frígido Valor 70		Otros Valor 100
Paisaje y pendientes	Pendiente	> 15 % Valor 40 a 60	8 a 14 % Valor 80	< 8 % Valor 90 a 100
	Erosión	Canales, cárcavas Clase 5 erosión Valor 50	Clase 2, 3 o 4 de erosión inundable Valor 60 a 80	Clase 1 de erosión o no erosionado Valor 90 a 100

1. Capas limitantes incluyen pH < 3, 5, manto rocoso o cambio en capacidad de almacenamiento de agua disponible mayor que 2 clases entre horizontes subsuperficiales adyacentes.
2. Campos irrigados califican con valor de 100 por régimen de humedad. Ajustes adicionales a los valores de las calificaciones son interacciones humedad-temperatura.

El cálculo del SRPG se hace en tres pasos:

1. Determinación de una calificación para cada propiedad del suelo dentro de cada categoría, basada en directrices desarrolladas para el modelo (Cuadro 3.13).
2. Cálculo de una calificación para cada categoría (v.g. propiedades del suelo superficial), promediando las calificaciones de las propiedades y entonces dividiendo el promedio entre 100.
3. Obtención de una calificación global del SRPG para la productividad del suelo, multiplicando las calificaciones de las siete categorías consideradas, y entonces multiplicando dicho producto por 100.

Se debe observar que dentro de cada categoría, las calificaciones para diferentes propiedades del suelo son promediadas para representar lo adecuado que puede ser el suelo para el desarrollo del cultivo, con respecto a esa condición en particular. Sin embargo, para el valor global SPRG, los valores de la calificación de las categorías se multiplican. La multiplicación de los valores de las categorías le dan un mayor peso a los valores bajos, reflejando así el impacto de uno o más factores limitantes en la productividad potencial del suelo. Por ejemplo, un suelo puede tener un valor de 0,4 al nivel de categoría que califica el agua del suelo debido a una baja tasa de infiltración, y a la vez tener una calificación de 1,0 para cada una de las seis restantes categorías. El producto de la multiplicación de los valores de las siete categorías es 0,4 mientras que el promedio es 0,91. El valor de 0,4 refleja más exactamente la severa limitación impuesta sobre la productividad debido a la pobre tasa de infiltración y por lo tanto subóptimas relaciones del agua del suelo.

El término condición del suelo, tal como considerado en este punto de discusión se refiere a la relativa degradación del suelo (v.g. erosión, salinización, compactación) con respecto a su estado original.

Olson *et al.* (1998) señalan que el modelo SRPG se presenta como una herramienta prometedora para la evaluación regional de la productividad del suelo y para identificar posibles cambios en las propiedades del suelo que alertaría al detectar tendencias hacia la degradación del suelo.

8. EVALUACION DE LA RELACION EROSION - PRODUCTIVIDAD DEL SUELO

De acuerdo con las estimaciones globales de la degradación del suelo incluida por la actividad humana (Oldeman, 1994), expresados en valores en el Cuadro 3.11, son la erosión hídrica (1.094×10^6 ha) y la erosión eólica (548×10^6 ha), las formas de degradación más graves y generalizadas en el mundo. Tomando en cuenta este hecho, Lal (1998) presenta una discusión acerca de los métodos de evaluación de los impactos *in situ* o agronómicos de la erosión del suelo, de la cual se presenta una síntesis en este punto. Lal (1998) destaca que un importante aspecto metodológico es la selección de técnicas para regular otras variables involucradas v.g. fertilidad del suelo, variedades de cultivos y sistemas agrícolas, preparación del suelo, la siembra,

manejo de residuos, manejo y conservación del agua y otras prácticas agronómicas de manejo del suelo y del cultivo. Ello, tomando en consideración, que algunas de estas prácticas pueden, de manera efectiva, enmascarar el impacto agronómico de la erosión del suelo. Es muy importante tener en cuenta que los experimentos de campo deben ser conducidos durante varias estaciones de cultivo, para entender las interacciones erosión/clima o degradación/clima. Los efectos de la degradación del suelo deben también ser evaluados para diferentes niveles de insumo (fertilización, manejo de residuos, manejo del agua, pesticidas) y sistemas de cultivo.

8.1 Métodos para la evaluación de la respuesta agronómica a la degradación del suelo

Existen numerosos métodos para evaluar la respuesta agronómica a la erosión del suelo (Figura 3.4), y la selección de un método apropiado depende del objetivo y de los recursos disponibles. Lal (1998a) señala dos amplias categorías de métodos: (i) mediciones experimentales, y (ii) predicciones. Los métodos experimentales de medición incluyen experimentos en invernadero o en laboratorio y técnicas *in situ* o de parcelas experimentales en campo.

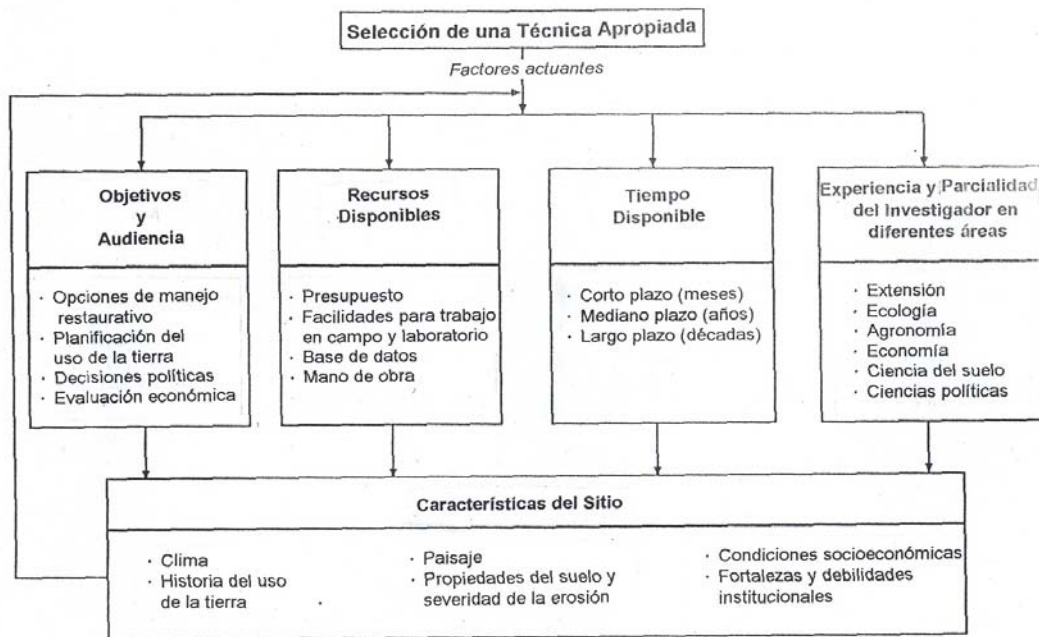


Figura 3.4 Métodos comunes para la evaluación de los efectos agronómicos de la erosión del suelo (Lal, 1998a).

8.1.1 Experimentos en invernadero o laboratorio

Estos experimentos son diseñados para obtener una rápida respuesta de las plantas, medida en términos de emergencia de plántulas y crecimiento inicial en el suelo superficial versus condiciones del subsuelo para diferentes tratamientos de fertilidad y suplencia de agua. Estos resultados son de naturaleza preliminar y relativa, y son a menudo utilizados para diseñar experimentos más elaborados y a largo plazo, que se realizan en campo. Los experimentos en macetas o en bandejas pueden ser útiles, sin embargo, para identificar limitaciones específicas en el subsuelo v.g. pobre estructura, deficiencia de nutrientes o toxicidades. En contraste, este tipo de experimentos puede también exacerbar algunos problemas tales como deterioro estructural debido al humedecimiento superficial, anaerobiosis temporal, toxicidad de nutrientes. Los resultados de tratamiento d recuperación y mejoramiento de suelos son también difíciles de extrapolar a las condiciones de campo.

8.1.2 Experimentos en campo

Se establecen dos amplias categorías de experimentos en campo: aquellos que consideran la erosión del suelo simulada o remoción de la superficie del suelo versus los basados en erosión natural.

a) Superficie del suelo afectada por remociones y adiciones

El espesor del suelo superficial es alterado mediante la remoción o adición de material de acuerdo a los objetivos de estudio, y siguiendo un diseño estadístico particular. La repuesta del cultivo, con relación a las diferentes profundidades del suelo superficial, es considerada como el efecto de la erosión, equivalente a la diferencia en profundidad del suelo superficial entre tratamientos. Aunque es una técnica rápida para obtener diferentes niveles de erosión, este método genera resultados de solo relativa significación. La erosión natural del suelo es un proceso selectivo que involucra una remoción preferencial de humus y arcilla coloidal. La remoción gruesa de la superficie del suelo a profundidades variables constituye una simulación deficiente del proceso natural, aun para suelos ligeramente erosionados con propiedades y características de pendiente uniforme. Algunos investigadores han observado diferencias drásticas en respuesta de cultivos ante niveles aparentemente similares de erosión del suelo natural y simulada (Lal, 1985; citado por Lal, 1998a).

b) Estudio de la erosión antrópica en campo

Para aplicar este tipo de evaluación en campo deben ubicarse lotes de tierra con suelo virgen o no erosionado (Testigo), del cual se debe conocer la historia de uso en un largo plazo. En áreas vecinas se deberán identificar parcelas con este suelo pero afectadas por diferentes grados de erosión. Ello se hace a través del estudio de

las propiedades del suelo en el campo (v.g. espesor del horizonte A, profundidad a horizontes B_t o a horizontes calcáreos, profundidad a capas que restringen el desarrollo de raíces). El objetivo es identificar fases de erosión del suelo seleccionadas (no-erosionado, ligeramente erosionado, moderadamente erosionado, severamente erosionado) y sitios depositacionales dentro de la misma serie de suelo, unidad de paisaje y características de pendiente. Es también importante, contar con un área del paisaje no cultivada, como punto de referencia, localizado en las cercanías del sitio. Esta técnica es basada en la asunción de que las diferencias en las propiedades del suelo entre las fases de erosión son debidas a la erosión pasada y no al manejo o a procesos geomorfológicos o pedológicos. Los resultados obtenidos pueden ser confundidos con tenues diferencias en serie de suelos, microrelieve y errores en la caracterización de diferentes fases. La magnitud o severidad de la erosión puede ser evaluada usando la técnica de ¹³⁷Cs (Ritchie et al., 1974; Longmore et al., 1983). Una limitación importante de esta técnica es que la diferencias en concentración de ¹³⁷Cs pueden ser causadas por el manejo y no por la erosión.

8.1.3 Predicción de los efectos de la erosión en el rendimiento de los cultivos

Diferentes modelos han sido desarrollados para predecir los efectos de la erosión en las propiedades del suelo y en la repuesta de los cultivos. El modelo más comúnmente usado es el Índice de productividad (IP) desarrollado por Pierce et al. (1983). Este modelo es basado en la asunción de que la reducción en el rendimiento potencial de los cultivos por la erosión es debido a cambios adversos en las características del perfil del suelo hasta 1 m de profundidad. Las propiedades del suelo consideradas incluyen: pH, capacidad de almacenamiento de agua disponible, densidad aparente, y contenido de carbono orgánico del suelo. Estudios auspiciados por el IFIAS (*International Federation of Institutes for Advanced Studies*) han evaluado la aplicabilidad del IP en suelos de cuatro diferentes localidades: Nigeria (Ultisoles y Alfisoles), Hawaii (Oxisoles), India (Vertisoles y Alfisoles) México (Aridisoles), en comparación con la parte central del Norte de EE.UU., zona para la cual fue diseñado originalmente el modelo (Rijsberman y Wolman, 1985). Se observó, entonces, que para diferentes condiciones, los componentes del IP requieren de modificaciones para tener la capacidad de evaluar características específicas de los suelos, así como la respuesta de los cultivos a estos factores (Cuadro 3.14). En el occidente de Venezuela se tienen experiencias satisfactorias en la validación del modelo IP (Delgado y López, 1995, 1998). Se ha trabajado en tierras de montaña (Inceptisoles) y en planicies (Alfisoles), con diferentes cultivos, utilizando tanto la técnica de remoción manual del suelo superficial así como erosión "antrópica-natural". Lal (1998a) plantea la urgente necesidad de una extensiva validación de este modelo bajo diversas características del perfil del suelo, profundidades de enraizamiento y condiciones climáticas. Como limitantes del modelo se señala que puede ser difícil la aplicación del IP con capas restrictivas al desarrollo de raíces, presentes, a poca profundidad, cerca de la superficie del suelo.

Cuadro 3.14 Factores del suelo incluidos en los cálculos de IP en diferentes localidades (Rijsberman y Wolman, 1985, Delgado y López, 1995, 1998).

Localidad	Capac.de almacen. de agua disp.	Densidad Aparente	pH	Conduct. eléctrica	Fragment Gruesos	Carbono orgánico	Resist. a la penetrac	Capacid. de aireación
EE.UU (centro-norte)	X	X	X					
Hawaii, EE.UU	X	X	X			X	X	
Nigeria	X	X	X		X	X		
India	X	X	X		X			
México	X	X	X	X				
Venezuela	X	X	X		X	X		X

Los modelos *Erosión-Productivity Impact Calculator*, (EPIC) (Williams et al., 1983, 1990), denominado *Environmental Policy Integrated Climate* en su versión actualizada, y el *Nitrogen-Tillage Residue Management* (NTRM) (Shaffer et. al., 1983, 1994) son demostración de los esfuerzos hechos en EE.UU en relación al estudio de las relaciones erosión-productividad del suelo. Lal (1998a) señala, en cuanto al EPIC, que dicho modelo es adecuado para la interacción entre el clima y las propiedades del suelo en el rendimiento de cultivos, pero que sin embargo, requiere una extensa base de datos y al estar basado en la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) se ve afectado por las limitaciones de la misma.

El modelo NTRM fue desarrollado para evaluar los efectos de factores del suelo clima y planta que limitan el rendimiento de los cultivos afectados por la erosión. Dicho modelo es especialmente útil para identificar alternativas de manejo para aliviar las restricciones causadas por la erosión al rendimiento de los cultivos. La confianza en los resultados del modelo depende de la exactitud y disponibilidad de los datos de entrada, de la validez de las asunciones y de la aplicación del modelo dentro de las condiciones en las cuales fue desarrollado (Lal, 1998a).

El modelo *Theoretical Erosion Productivity Model* (THEPROM) propuesto por Biot (1990) utiliza la capacidad de almacenamiento de agua disponible del suelo (CAAD) como un índice de productividad. La profundidad efectiva de enraizamiento y la capacidad de almacenamiento de agua disponible de una unidad de volumen de suelo son usadas para calcular la CAAD.

Existen otros métodos indirectos para medir los efectos de la erosión sobre la productividad del suelo. Elwell y Stocking (1982) propusieron el concepto Vida del Suelo (*Soil Life*), el cual es una medida de la duración de la vida productiva de un suelo, dadas específicas prácticas de manejo y tasa de erosión.

Lal. (1998a) cita un procedimiento, propuesto por Biot (1988), para calcular la sostenibilidad residual de las tierras agrícolas, denominado *Erosión Productivity Model* (EPROM). Dicho modelo se basa en el método de la FAO (1976) de evaluación de la tierra, considerando la degradación de la misma.

8.2 Factores que afectan la selección de una técnica apropiada para la evaluación del impacto de la degradación del suelo

Lal. (1998a) presenta una discusión acerca de la selección de una técnica apropiada para la evaluación del impacto de la degradación del suelo (Cuadro 3.15) y destaca que ésta depende de una amplia gama de factores (Figura 3.5). De gran importancia al respecto son:

- (i) Los objetivos que motorizan la evaluación y para quien (es) es la información a ser generada. La audiencia hacia la cual el uso final esta dirigido es de importante consideración.
- (ii) Los modelos de simulación pueden ser una opción viable, si el objetivo es la identificación de políticas apropiadas a nivel nacional. Sin embargo, la implementación de experimentación en el campo, al largo plazo, es necesaria para la selección de opciones de manejo adecuadas a fin de aliviar los problemas de desbalance de agua y nutrientes y disminución de la productividad, causados por la degradación del suelo. La selección de un método, o de un modelo de simulación, también depende de la disponibilidad de los recursos necesarios.
- (iii) La disponibilidad de lotes en el campo con las requeridas fases de erosión y los testigos no afectados por el cultivo del suelo es un prerrequisito básico para el uso de técnicas de campo o evaluaciones *in situ*.
- (iv) Facilidades de laboratorio son necesarias para la caracterización de las fases de erosión y para el establecimiento de relaciones causa-efecto.
- (v) La disponibilidad de datos confiables es un prerrequisito básico para el uso de modelos de simulación, y algunos modelos tienen el requerimiento de una extensa base de datos (v.g. EPIC, NTRM) la cual puede no estar disponible para los suelos, cultivos y sitios a ser evaluados.
- (vi) El qué tan pronto la información es requerida, es una variable siempre importante, y a menudo el factor primordial en la selección de la técnica a ser usada. Los experimentos en invernadero y los modelos de simulación proveen información rápida aunque de relativa importancia. La técnica de remoción del suelo superficial puede ser usada en un marco de tiempo medio de 2 a 5 años. Sin embargo, los experimentos de campo *in situ* son adecuados para estudios a largo plazo diseñados para fortalecer la base de datos, establecer relaciones causa-efecto, y extrapolar datos de las parcelas de campo a escalas regionales y nacionales.
- (vii) Prejuicios, inclinaciones y formación básica de los investigadores constituyen también factores importantes.

Cuadro 3.15 Ventajas y desventajas de diferentes técnicas para la evaluación de impactos agronómicos de la erosión del suelo (Lal, 1998a).

Técnica	Ventajas	Desventajas
1. Experimentos en invernadero	<ol style="list-style-type: none"> 1. Rapidez. 2. Bajos Costos. 3. Efectos comparativos de tratamiento de recuperación v.g. fertilización, riego. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Diferencias en estructuras y fertilidad del suelo son acentuadas. 2. Resultados de relativa significación. 3. Confusión debido al clima del invernadero y el efecto de los potes maceteros.
2. Erosión simulada	<ol style="list-style-type: none"> 1. Rapidez. 2. Diseño estadístico sencillo y apropiado. 3. Gama de espesores de profundidad del suelo 4. Efectos comparativos de manejo del suelo superficial v.g.; cobertura , niveles de fertilización. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Remoción del suelo superficial no es igual a la erosión natural. 2. Efectos confundidos por el proceso de remoción v.g. compactación del suelo por la maquinaria.
3. Experimentos en campo	<ol style="list-style-type: none"> 1. Condiciones naturales de campo 2. Pueden usarse operaciones agrícola-las regulares. 3. Efectos comparativos de aspectos de la pendiente pueden ser evaluados v.g. umbría vs solana. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Es difícil encontrar parcelas con la misma posición en el paisaje, características de pendiente y series de suelo. 2. El suelo no cultivado como testigo es un requerimiento necesario. 3. La microvariabilidad y la discontinuidad litológica puede confundir los resultados. 4. Las propiedades del suelo pueden ser alteradas por el manejo antecedente v.g. método de labranza. 5. La historia del uso de la tierra debe ser conocida.
4. Modelos de simulación	<ol style="list-style-type: none"> 1. Rapidez 2. Bajos costos 3. Un gran número de variables (suelo, clima, cultivo, opciones de manejo) pueden ser evaluadas. 4. Los resultados pueden ser extrapolados a diferentes regiones y sobre una amplia gama de escalas espaciales y temporales. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Es necesaria una extensa base de datos. 2. La validación es decisiva. 3. La base de datos usada puede ser confundida, por otras variables v.g. formación, manejo del suelo, posición en el paisaje. 4. La efectividad de cualquier modelo es basada en la validez de las asunciones, y en la exactitud y confiabilidad de los datos.

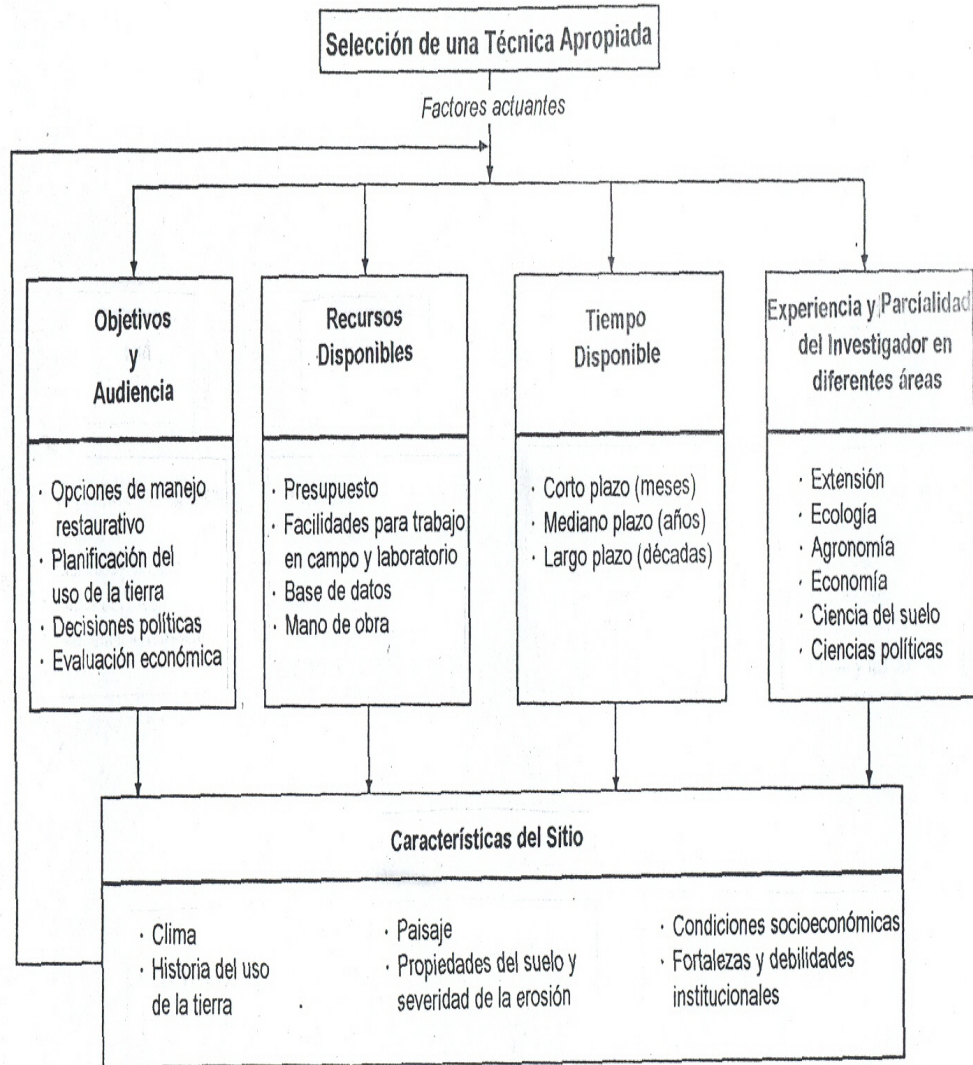


Figura 3.5 Factores que afectan la selección de una técnica apropiada para la evaluación de la degradación de suelos (Lala, 1998a).

8.3 Adquisición de datos, análisis e interpretación

Como puntos importantes a ser considerados en relación a la adquisición de datos, análisis e interpretación para la evaluación del impacto agronómico de la degradación del suelo, Lal (1998a) destaca los siguientes:

- Los factores del suelo, planta, agua y clima deben ser sometidos a un seguimiento (monitoreo) mediante métodos estandarizados, de manera que los resultados sean comparables.
- Los experimentos de campo deben ser diseñados con procedimientos estadísticos apropiados, adecuadas repeticiones y tamaño de parcelas.
- Cuando se trata de sitios, en el campo, con alta variabilidad, se pueden usar técnicas geoestadísticas para el análisis de datos.
- Las propiedades del suelo deben ser analizadas e interpretadas de acuerdo a métodos de clasificación estandarizados para el cálculo de un índice de calidad del suelo. Es importante el desarrollo de funciones de pedotransferencia que relacionen unas y otras propiedades del suelo con el rendimiento de cultivos.
- Experimentos a largo plazo, de 10 años o más, son necesarios para calcular la vida media del suelo: Tiempo requerido para que el rendimiento del cultivo disminuya en un 50 %. La vida media del suelo depende del tipo de suelo y del sistema de manejo. Los suelos con larga vida media son inherentemente fértiles, tienen un perfil profundo y uniforme, y responden al manejo (v.g. suelos derivados de cenizas volcánicas, loess o aluvión, suelos con alto contenido de materia orgánica (Molisoles) y sin capas que restrinjan el desarrollo de raíces). La adopción de sistemas agrícolas mejorados y de medidas de conservación efectivas, también incrementa la vida media del suelo.
- El diseño experimental y la adquisición de datos deben ser hechos con el objetivo de facilitar el manejo de escalas o la agregación de datos para extrapolar resultados a la escalas de cuencas hidrográficas, regionales o nacionales o globales.

9. PRIORIDADES ACTUALES DE LA INVESTIGACIÓN PARA UN MEJOR CONOCIMIENTO Y MANEJO DE LA DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS

Al tratar sobre las necesidades de acción en cuanto a la problemática de la degradación de los suelos, Lal (1998b) califica éste como un tema emocional, puesto que en la actualidad está basado en conceptos subjetivos y especulativos, en razón de lo cual, señala, es una urgente necesidad remplazar mitos y percepciones por hechos, enfoques subjetivos por parámetros cuantificables y retórica emocional por datos experimentales.

La degradación de suelos también necesita ampliar su campo para cubrir todos los mecanismos y procesos de degradación (industrial, urbana y agrícola), y el impacto de los procesos de degradación en la productividad y la calidad ambiental.

Los conceptos de degradación del suelo deben pasar a ser cuantificables, para conformar una ciencia exacta. Como medio de apoyo, orientado a la resolución de los citados problemas, es necesario desarrollar programas de investigación que consideren varios tópicos que son prioritarios (Lal, 1998b):

a) Conceptos básicos y definiciones

La definición de la degradación del suelo de manera objetiva es una urgente necesidad, así como también lo es la definición y estandarización de los conceptos de resiliencia, estabilidad y calidad del suelo. Estos conceptos y definiciones deben ser objetivos, cuantificables que conlleven a una evaluación mediante métodos simples y estandarizados.

b) Productividad y sostenibilidad

La degradación del suelo y su severidad no pueden ser evaluados de manera aislada sin establecer relaciones con la productividad bajo diferentes usos de la tierra y escenarios de manejo. Diferentes categorías de degradación de suelos (v.g. ligera, moderada, severa, y extremadamente severa) deben ser relacionadas a la magnitud de la pérdida de productividad. Se necesitan datos de experimentos a largo plazo para evaluar los aspectos de la productividad y sostenibilidad con relación a la severidad de los procesos de degradación del suelo.

c) Calidad ambiental

Los efectos de los procesos de degradación del suelo sobre la calidad del agua y del aire no son conocidos y es necesario que sean cuantificados. Alta prioridad requiere el estudio de la dinámica del carbono y las emisiones gaseosas con relación a la erosión del suelo. Los métodos de determinación del carbono orgánico del suelo y las fracciones del humus necesitan ser estandarizados. Los efectos de los procesos de degradación sobre la calidad del agua son también de gran importancia y necesitan ser estudiados con relación a la erosión, lavado, contaminación del suelo y a la polución industrial. Es necesario establecer valores donde el problema de la calidad del agua con relación a la degradación del suelo, asociado a las actividades agrícolas, urbana e industrial, es severo y no se conocen valores estándar que permitan su evaluación.

d) Calidad del suelo

Definiciones y conceptos de la calidad del suelo están evolucionando, y existe la necesidad de desarrollar y estandarizar métodos que permitan su evaluación. Similar que el caso de la calidad del agua, se deben establecer valores estándar de la calidad del suelo, con relación a productividad, sostenibilidad y efectos ambientales.

e) Límites críticos de propiedades y procesos del suelo

Los límites críticos de las propiedades y procesos del suelo deben ser establecidos, con relación a los efectos en la productividad, calidad ambiental e impacto socioeconómico. Es importante el conocimiento de dos tipos de valores críticos de las propiedades claves del suelo: (i) valores críticos a los cuales se activan los procesos de degradación (ii) valores críticos más allá de los cuales los suelos alcanzan un punto en que no es posible la recuperación. Estos límites y valores umbrales varían entre suelos y ecoregiones. No existe un claro conocimiento acerca de las propiedades clave que deben ser evaluadas y sus efectos en procesos interactivos. Ello constituye un importante tópico de investigación tomando en consideración primeramente los suelos principales y los procesos de degradación predominantes.

f) Estudio de procesos al nivel de cuencas hidrográficas

La mayoría de los procesos de degradación del suelo son estudiados al nivel de agregados o a la escala del pedón del suelo. Es importante desarrollar métodos de costo efectivo para evaluar la degradación de los suelos y su impacto en el paisaje a escalas al nivel del suelo, la tierra y la cuenca hidrográfica. La degradación del suelo afecta los procesos hidrológicos y el transporte de sedimentos y sustancias químicas contaminantes. Estos procesos de transporte requieren ser estudiados dentro del sistema de una cuenca hidrográfica. Es necesario dar respuesta a varias interrogantes: ¿Cómo los procesos de degradación encajan dentro de la estructura de una cuenca hidrográfica? ¿Qué otros procesos aparte de los asociados al suelo controlan la degradación a la escala de una cuenca hidrográfica?, ¿Cuáles son estos procesos y como interactúan con las propiedades del suelo, y cuales son los métodos adecuados para su evaluación?, ¿Cuáles son las propiedades y procesos del suelo que controlan el transporte de agua y sustancias contaminantes a través de la cuenca, y como pueden éstos ser cuantificados?

g) Restauración y biorremediación del suelo

Los métodos de restauración del suelo son específicos para el sitio y para el suelo, y difieren de acuerdo al proceso de degradación de que se trate. Consideraciones políticas y socioeconómicas son de gran importancia en el desarrollo de medidas apropiadas de restauración del suelo. El conocimiento de límites críticos de las propiedades del suelo es importante para el desarrollo y evaluación de la velocidad y efectividad de las medidas de restauración del suelo.

La biorremediación tiene un vasto potencial en la restauración de suelos afectados por actividades urbanas e industriales principalmente generadoras de polución y contaminación. El papel del carbono orgánico del suelo y su impacto en la biorremediación necesita ser estudiado especialmente con relación a la acumulación de pesticidas en los suelos v.g. la acumulación de compuestos de Cu en plantaciones

de café. Las relaciones entre la estructura del suelo y la biodegradación no son conocidas y necesitan ser estudiadas.

El desarrollo de medidas de restauración también requieren del conocimiento de la resiliencia del suelo y los factores que la afectan. Se desconoce cuales son los métodos de cuantificación y evaluación de la resiliencia del suelo a diferentes escalas, para diferentes suelos, diferentes usos y sistemas de manejo. Los conceptos de resiliencia del suelo están evolucionando y los métodos de la evaluación necesitan ser desarrollados y estandarizados.

h) Enfoque ecológico de la degradación del suelo

El suelo es un importante componente de los ecosistemas, por lo tanto deben desarrollarse métodos para estudiar su degradación y los procesos de restauración con las perspectivas de un ecosistema. Algunos ejemplos de la propiedades del suelo que afectan procesos de ciclaje de nutrientes, de transporte y de degradación en los ecosistemas son resumidos en el Cuadro 3.16. Se requiere la participación de un grupo multidisciplinario para desarrollar métodos apropiados para relacionar la degradación de los suelos a los procesos de los ecosistemas.

Cuadro 3.16 Ejemplos de propiedades del suelo que afectan procesos interactivos en los ecosistemas. (Lal, 1998b).

Propiedad	Procesos
Textura	Relaciones del agua, transporte de contaminante erosión del suelo.
CIC	Flujo de iones, calidad del agua
COS	Tasa de mineralización, transformaciones de nutrientes.
Fauna del suelo	Ciclaje de nutrientes, transporte de agua y sustancias químicas.
Estructura del suelo	Compactación, encostramiento, erosión.
Capacidad de infiltración	Escurrimiento, erosión, lixiviación.

CIC: capacidad de intercambio catiónico COS: carbono orgánico del suelo

i. Técnicas de manejo de escalas

La extrapolación de datos de los resultados de experimentación en laboratorio y en el campo a escala de cuencas hidrográficas y regionales requieren del uso de técnicas de manejo de escalas que necesitan ser desarrolladas y probadas para los procesos de degradación de suelos. Tales métodos necesitan ser desarrollados tanto para escalas espaciales como temporales. Los procedimientos de manejo de escalas son necesarios para evaluar la magnitud global de la erosión del suelo y sus efectos *in situ* y a distancia. Los SIG han experimentado un rápido progreso, con importantes aplicaciones en el estudio de recursos naturales. Sin embargo, Lal (1998b) señala que su aplicación a la degradación de suelos y temas ambientales necesita ser hecho a través del desarrollo de técnicas apropiadas.

j. Modelización

Los modelos de simulación no son un sustituto para los experimentos de campo, pero son herramientas muy útiles en la identificación de brechas de conocimientos y de enlaces faltantes. Los modelos pueden ser una herramienta especialmente útil en la integración de efectos de todos los procesos de degradación (v.g. físicos, químicos, biológicos) con la productividad y la calidad ambiental. Los modelos de simulación son también muy útiles en la agregación de observaciones hechas a escalas detalladas, y a escalas espaciales y temporales más amplias. Sin embargo, los modelos apropiados deben tomar en consideración suelos, cultivos y características ambientales específicas de las ecorregiones sensitivas v.g. los trópicos. Métodos para enlazar modelos de simulación con SIG para evaluar procesos de degradación a la escala de cuencas hidrográficas son una necesidad sentida.

Lal (1998b) destaca también la importancia de la cooperación entre grupos de diferentes disciplinas e instituciones para canalizar el enorme problema de la degradación que amenaza la fundación de la vida en La Tierra: el suelo.

REFERENCIAS CITADAS

Almorox, J., R. De Antonio, A. Saa, M.C. Diaz y J.M. Gascó. 1994. *Métodos de Estimación de la Erosión Hídrica*. Editorial Agrícola Española, S.A., Madrid, España.

Bell, M.A. y H. van Keulen. 1995. Soil pedotransfer functions for four Mexican soils. *Soil Science Society of America Journal*, 59: 865-871.

Biot, Y. 1990. THEPROM- An erosion productivity model. pp. 465-480. In: J. Boardman et al. (eds.) *Soil Erosion on Agricultural Land*. J. Wiley & Sons, Chichester, U.K.

Bouma, J. 1998. Long- term characterization: monitoring and modeling. pp. 337-358. In: R. Lal et al. (eds.) *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Advances in Soil Science. CRC Press. Boca Raton, Florida, USA.

Bouma, J. y J.A.J. van Lanen. 1987. Transfer functions and threshold values : From soil characteristics to land qualities. pp. 106-110. In : K.J. Beek et al. (eds.) *Quantified Land Evaluation Procedures*. ITC Publ. 6. Enschede, Netherlands.

Bregt, A.K., J.J. Stoorvogel, J. Bouma y A. Stein. 1992. Mapping ordinal data in soil survey: A Costa Rica example. *Soil Science Society of America Journal*, 56: 525-531.

Brooks, F.P. 1982. *The Mythical Man-Month, Essays of Software Engineering*. Addison-Wesley Publ. Co., Reading, Massachusetts, USA.

Burrough, P. 1988. *Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment*. Monographs on Soil and Resources Survey No. 12. Oxford Science Publ., Oxford, UK.

De Coursey, D.G. 1985 . Mathematical models for non-point water pollution control. *Journal of Soil and Water Conservation*, 40: 408-413.

Delgado, F. y R. López. 1995. Validación de un modelo erosión-productividad en suelos de los Andes venezolanos. *Venesuelos*, 3 : 17-24.

Delgado, F. y R. López. 1998. Evaluation of soil degradation impact on the productivity of Venezuelan soils. *Advances in GeoEcology*, 31 : 133-142.

De Roo, A.P.J., L. Hazelhoff y P.A. Burrough. 1989. Soil erosion modeling using "ANSWERS" and Geographic Information Systems. *Earth Surface Processes and Landforms*, 14 : 517-532.

Evans, K.G., R.J. Loch, D.M. Silburn, T.O. Aspinall y L.C. Bell. 1994. Evaluation of the CREAMS model. IV. Derivation of interrill erodibility parameters from laboratory rainfall simulator data and prediction of soil loss under a field rainulator using the derived parameters. *Australian Journal of Soil Research*, 32 : 867-878.

Evans, R. 1995. Some methods of directly assessing water erosion of cultivated land-a comparison of measurements made on plots and in fields. *Progress in Physical Geography*, 19 : 115-119.

Elwell, H.A. y M.A. Stocking. 1982. Developing a simple yet practical method of soil loss estimation. *Tropical Agriculture*, 59 : 43-48.

FAO. 1976. A. *Framework for Land Evaluation*. Soils Bulletin No. 32. FAO, Rome, Italy.

FAO. 1994. *The Digital Soil Map of the World. Vers. 3.0* Food and Agriculture Organization of the United Nations, Land and Water Development Div., Rome, Italy.

FAO-PNUMA-UNESCO. 1980. *Metodología Provisional para Evaluación de la Degradación de los Suelos*. FAO, Roma, Italia.

Flacke, W., K. Auerswald y L. Neufang. 1990. Combining a modified universal soil loss equation with a digital terrain model for computing high resolution maps of soil loss resulting from rain wash. *Catena*, 17: 383-397.

Heidtke, T.M. y M.T. Auer. 1993. Application of GIS-based nonpoint source nutrient loading model for the assessment of land development scenarios and water quality in Owasco Lake, New York. *Water Science and Technology*, 28 : 595-604.

ISRIC. 1993. *Global and National Soils and Terrain Data Base (SOTER)*. Procedures Manual. World Soil Resources Report No. 74. FAO, Rome , Italy.

James, D.E. y M.J. Hewitt. 1992. Building a Resource Decision System for the Blackfoot River Drainage. *Geographical Information Systems*, 3: 37-49.

Laflen, J.M., W.J. Elliot, J.R. Simanton, C.S. Holzhey y K.D. Kohl. 1991. WEPP: Soil erodibility experiments for rangeland, and cropland soils. *Journal of Soil and Water Conservation*, 46: 39-44.

Lal, R. 1998a. Agronomic impact of soil degradation. pp. 459-473. In : R. Lal et al. (eds.) *Methods for Assessment of soil Degradation*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

Lal, R. 1998b. Research and development priorities. pp. 547-554. In : R. Lal et al. (eds.). *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Advances in Soil Science. CRC, Press, Boca Raton. Florida, USA.

Lane, L.J. y M.A. Nearing (eds.). 1989. *USDA Water Erosion Prediction Project : Hillslope Profile Model Documentation*. NSERL Report No. 2. National Soil Erosion Laboratory. USDA-ARS, West Lafayette, Indiana, USA.

Liao, H.S. y S. Tim. 1994. Interactive modeling of soil erosion within a GIS environment. Proc. *Integration Information and Technology: It Makes Sense*. Vol. 1, URISA'94. URISA. Milwaukee, Wisconsin, USA.

Lillesand, T.M. y R.W. Kiefer. 1994. *Remote Sensing and Image Interpretation*. 2nd. Edition, J. Wiley & Sons, New York, USA.

Lock, R.K., D.M. Silburn y D.M. Freebairn. 1989. Evaluation of the CREMS model. II. Use of rainulator data to derive soil erodibility parameters and prediction of field soil losses using derived parameters. *Australian Journal of Soil Research*, 27: 563-576.

Longmore, M.E., B.M. O'leary, C.W. Rose y A.L. Chandica. 1983. Mapping soil erosion and accumulation with fallout isotope ^{137}Cs *Australian Journal of Soil Research*, 21: 373-385.

McCormack, D.E. y L.P. Wilding. 1969. Variation of soil properties within mapping units of soil with contrasting substrata in northwestern Ohio. *Soil Science Society of America Proceedings*, 33 : 587-593.

Morgan, K.M. y R. Napela. 1982. Application of aerial photographic and computer analysis to the USLE for area wide erosion studies. *Journal of Soil and Water Conservation*, 37: 347-350.

Morgan, R.P.C., J.N. Quinton y R.J. Rickson. 1992. *EUROSEM Documentation Manual. Version 1*. Cranfield. Silsoe College, Bedford, UK.

Nearing, M.A., G.R. Foster, L.J. Lane y S.C. Finckner. 1989. A process-based soil erosion model for USDA-Water Erosion Prediction Project Technology. *Transactions of the ASAE*, 32: 1587-1593.

Nizeyimana, E. Y G.W. Petersen. 1998. Remote sensing application to soil degradation assessments. pp. 393-405. In: R. Lal et al. (eds.) *Methods for Assessment of soil Degradation*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

Oldeman, L.R., R.I.A. Hakkeling y W.G. Sombroek. 1990. *World Map of the Status of Human – Induced Soil Degradation : An Explanatory Note*. ISRIC, Wageningen, Netherlands.

Oldeman, L.R., y G.W.J. van Lynden. 1998. Revisiting the Glasod Methodology. pp. 423-440. In :R. Lal et al. (eds.) *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Advances in Soil Science. CRC Press Boca Raton, Florida, USA.

Olson, G.L., B.F. McQuaid, K.N. Easterlind y J.M. Scheyer. 1998. Quantifying soil condition and productivity in Nebraska. pp. 357-369. In: J.W. Doran, A.J. Jones (eds.) *Methods for Assessing Soil Quality*. Special Publications No 49. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA.

Ovalles, F.A. 1996. Variabilidad de propiedades físicas de suelos. pp. 75-80. En: R. López y F. Delgado (eds.) *Suelos con Limitaciones Físicas*. Sociedad Venezolana de la Ciencia del Suelo, CIDIAT. Mérida, Venezuela.

Petersen, G.W., E. Niseyimana y B.M. Evans. 1998. Applications of Geographic Information Systems in soil degradation assessment. pp. 377-391. In R: Lal et al. (eds.) *Methods for Assessment Soil Degradation*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

Pierce, F.J., W.E. Larson, R.H. Dowdy y W.A.P. Graham. 1983. Productivity of soils, assessing longterm changes due to erosion. *Journal of Soil and Water Conservation*, 38: 39-44.

Quinton, J.N. y R.P.C. Morgan. 1996. Description of the European Soil Erosion Model (EUROSEM) and an example of its validation. pp. 239-258. In : Pla et al. (eds.) *Soil Erosion Processes on Steep Lands. Evaluation and Modelling*. Int. Society Soil Science- Soc. Venez. Ciencia Suelo. CIDIAT. Mérida, Venezuela.

Renard, K.G., G.R. Foster, G.A. Weesies, D.K. McCool y D.C. Yoder. 1993. *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. Agric. Handbook No. 703. USADA, Washington, D.C., USA.

Rijsberman, F.R. y M.G. Wolman. 1985. Effect of erosion on soil productivity : An international comparison. *Journal of Soil and Water Conservation*., 40 : 349-354.

Ritchie, J.C., P.H. Hawks y J.R. McHenry. 1974. Estimating soil erosion from the redistribution of fallout ¹³⁷Cs *Soil Science Society of America Proceedings*, 38: 137-139.

Scheyer, J.M., R.D. Nielsen y H.R. Sinclair. 1992. *Soil user for plant growth*. p 113. *Agronomy Abstracts*. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA.

Shaffer, M.J., S.C. Gupta, J.A.E. Molina, D.R. Linden y W.E. Larson. 1983. Simulation of nitrogen, tillage and residue management effects on soil fertility. In: W.K. Larenroth et al. (eds.) *Analysis of Ecological Systems : State-of-the-Art in Ecological Modelling*. Elsevier, Amsterdam, Netherlands.

Shaffer, M.J., T.E. Schumacher y C.L. Ego. 1994. Long-term effects of erosion and climate interactions on corn yield. *Journal of Soil and Water Conservation*, 49: 272-275.

Shields, J.A. y D.R. Coote. 1990. Development, documentation and testing of the soil an terrain (SOTER) database and its use in global assessment of soil degradation (GLASOD). *Trans. 14 th. International Congress of Soil Science*. Vol. V. p. V 120-V 125.

Siyam, Y.M. 1993. Photogrametric procedures for identifying and monitoring potencial landslides. *ITC Journal*, 1993-1: 64-67.

Srinivasan, R. y B.E. Engel. 1991. *GIS: A Tool for Visualization and Analysis*. ASAE Pap. 91-7574. ASAE, St. Joseph, Michigan, USA.

Stephens, P.R., J.K. McMillian, J.L. Daigle y J. Chilar. 1985. Estimating Universal Soil Loss Equation factor values with aerial photography. *Journal of Soil and Water Conservation*, 40: 292-296.

Tim, U.S. y R. Jolly. 1994. Evaluating agricultural nonpoint source pollution using integrated geographic information systems and hydrology/water quality models. *Journal of Environmental Quality*, 23: 25-35.

Valenzuela, C.R. y H. De Brouwer. 1989. Future land use modeling in the integrated land and watershed management information system. pp. 117-124. In: J. Bouma y A.K. Bregt (eds.) *Land Qualities in Space and time*. Pudoc, Wageningen, Netherlands.

Wagenet, R.J., J. Bouma y R.B. Grossman. 1991. Minimun data sets for use of soil survey information in soil interpretation models. pp. 161-182. In: Mausbach, y L.P. Wilding (eds.) *Spatial Variabilities of Soil and Landforms*. Special Publ. 28. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, USA.

Welch, R., I.R. Jordan y A.W. Thomas. 1984. A photogrametric technique for measuring soil erosion. *Journal of Soil and Water Conservation*, 39: 191-194.

West, L.T. y D.D. Bosch. 1998. Scaling and extrapolation of soil degradation assessment. pp. 359-376. In: R. Lal et al. (eds.) *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Advances in soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

Wilding, L.P. y L.R. Dress. 1983. Spatial variability and pedology. pp. 83-116. In: L.P. Wilding et al. (eds.) *Pedogenesis and Soil Taxonomy. I. Concepts and Interactions*. Elsevier, New York, USA.

Williams, J.R. 1975. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. pp. 244-252. In: *Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yields and Sources*. Proceedings of the Sediment-Tield Workshop. ARS-S-40. Agricultural Research Service. USDA, Washington, D.C., USA.

Williams, J.R. y H.D. Berndt. 1977. Sediment yield prediction based on watershed hydrology. *Transactions of the ASAE*, 20 (6): 1100-1104.

Williams, J.R. K.G. Renard y P.T. Dyke. 1983. EPIC , a new method for assessing erosion's effect on soil productivity. *Journal of Soil and Water Conservation*, 38: 381-383.

Williams, J.R., C.A. Jones y P.T. Dike. 1990 The EPIC model. pp. 3-20. In: A.N. Sharpley, J.R. Williams (eds.) *EPIC-Erosion/Productivity Impact Calculator : 1 Model Documentation*. Tech. Bull. No. 1768. USDA, Washington, D.C., USA.

Wichmeier, W.H. y D.D. Smith. 1978. *Predicting Rainfall Erosion Losses- A Guide to conservation Planning. Agric. Handbook No. 537. USDA, Washington, D.C., USA.*

Young, R.A., C.A. Onstad, D.B. Bosch y W.P. Anderson. 1994. *AGNPS, Agricultural Non-Point Source Pollution Model. A Watershed Analysis Tool*. Conservation Research Report. 35. USDA-SCS. Washington, D. C., USA.