



MARCO DE REFERENCIA DEL GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN PROCESOS AMBIENTALES

RESPONSABLE: Dr. José Luis Reyes Carrillo
Departamento de Biología
Actualización 30 de noviembre de 2011

MARCO DE REFERENCIA DEL GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN PROCESOS AMBIENTALES

30 de Noviembre de 2011

	Índice de contenido	página
Introducción		2
	Bibliografía	3
El agua		
	Antecedentes	4
	Tratamiento de aguas	6
	Marco conceptual	7
	Bibliografía	12
Suelo		
	Importancia	14
	Marco conceptual	15
	Alteración y degradación del suelo	15
	Origen de la contaminación	15
	Recuperación de suelos contaminados	16
	Bibliografía	17
Biorremediación de suelos		
	Antecedentes	19
	Marco Conceptual	20
	<i>Eisenia fetida</i>	20
	Remediación de lodos residuales	21
	Importancia del suelo	21
	Alteración y degradación del suelo	22
	Origen de la contaminación	22
	Recuperación de suelos contaminados	24
	Bibliografía	25
Ecología		
	Antecedentes	27
	Desertificación	28
	Recuperación	29
	Microalgas	30
	Bibliografía	31
Contaminación atmosférica		32
	Antecedentes	32
	Bibliografía	33
Gestoría en protección ambiental		
	Antecedentes	34
	Bibliografía	35

Manifestación del Impacto Ambiental (MIA)		
	Antecedentes	36
	Bibliografía	39
Líneas de investigación en procesos ambientales		40

Introducción

El agua es un insumo muy importante para la industria y es difícil imaginar alguna industria en donde no utilicen ningún tipo de agua. El agua es requerida con un carácter de materia prima y como un producto de ingrediente neutro. En otros casos, el agua es usada como un material de materia prima indirecta, para el lavado, hervido, congelando o como una parte de los procesos de manufacturación (Roongtanakiat *et al.*, 2007). La pureza del agua se pierde por la adición de sustancias ajenas o por la extracción subterránea profunda, y considerando los minerales tóxicos y de este modo, mantener adecuadamente los niveles de arsénico en agua y en suelo es una muy importante tarea para el medio ambiente (Duquesnoy *et al.*, 2009).

La amenaza de los metales pesados coloca a humanos y animales con una salud que es agravada por la persistencia de estos a largo plazo en el medio ambiente (Yoon *et al.*, 2006). La contaminación de suelos con metales pesados es un grave problema ambiental como la generación de sitios peligrosos para los seres humanos (Milner y Kochian, 2008). Faltan estos efectos de ser mayormente investigados con mayor especialidad como en los medio ambientes del Mediterráneo donde las técnicas de fitorremediación tienen a ser poco empleadas, y de estas están siendo apenas conocidas a cerca de los grandes usos potenciales de la flora autóctona para este propósito (Pastor *et al.*, 2007). La fitoremediación y biosorción son dos técnicas de tratamiento que están siendo muy usadas para mitigar o resolver estos problemas (Sampanpanish *et al.*, 2007). La técnica es aplicable para áreas extensas contaminadas, siendo relativamente económico y puede ser sostenido sobre un periodo de tiempo largo (Nwachukwu y Pulford, 2009). Cuando el contenido de metales pesados en el suelo alcanzan niveles que rebasan los límites máximos permitidos causan efectos inmediatos como inhibición del crecimiento normal y el desarrollo de las plantas, y un disturbio funcional en otros componentes del ambiente así como la disminución de las poblaciones microbianas del suelo, el término que se usa o se emplea es “polución de suelos” (Prieto-Méndez *et al.*, 2009).

Aguas mineras, fertilizantes, fabricación de papel y elementos tóxicos de las emisiones atmosféricas, tienden a contribuir a las continuas deposiciones que resultan en la acumulación de tóxicos en el medio ambiente (Gratao-Lupino *et al.*, 2005). Las fuentes primarias de esta contaminación son los depósitos de

combustibles fósiles, la minería y fundición de minerales metálicos, aguas sépticas municipales, fertilizantes, pesticidas y aguas salubres (Memon *et al.*, 2001).

Bibliografía

- Duquesnoy I., P. Goupil., I. Nadaud., G. Branlard., A. Piquet-Pissaloux. y G. Ledoigt. 2009. Identification of *Agrostis tenuis* leaf proteins in response to As(V) and As(III) induced stress using a proteomics approach. *Plant Science*. N° 176. 206–213.
- Gratao Lupino P., M. Narasimha Vara Prasad., P. F. Cardoso., J. P. Lea y R. Azevedo Antunes. 2005. Phytoremediation: green technology for the clean up of toxic metals en the environment. *Braz. J. Plant Physiol*. Vol. 17. N° 1. 53-64.
- Memon A. R., D. Aktoprakligil., A. Özdemir., y A. Vertii. 2001. Heavy Metal Accumulation and Detoxification Mechanisms in Plants. *Turk J. Bot.* N° 25. 111-121.
- Milner M. J. y L. V. Kochian, 2008. Invited Review. Investigating Heavy-metal Hyperaccumulation using *Thlaspi caerulescens* as a Model System. *Annals of Botany* N° 102. pp3–13.
- Nwachukwu O. I. y I. D. Pulford. 2009. Soil metal immobilization and rye grass uptake of lead, copper and zinc as affected by application of organic materials as soil amendments in a short-term greenhouse trial. *Soil Use and Management*. N° 25 pp. 159–167.
- Pastor J., M. A. Aparicio., A. Maroto-Gutiérrez. y J. A. Hernández. 2007. Effects of two chelating agents (EDTA and DTPA) on the autochthonous vegetation of a soil polluted with Cu, Zn and Cd. *Sci Total Environ*. N° 378 pp. 114-118.
- Prieto-Méndez J., C. A. González Ramírez., A. D. Román Gutiérrez., y F. Prieto-García F. 2009. Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. Review. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. N° 10 pp. 29–44.
- Roongtanakiat N., S. Tangruangkiat y R. Mesta. 2007. Utilization of Vetiver Grass (*Vetiveria zizanioides*) for Removal of Heavy Metals from Industrial Wastewaters. *Science Asia*. N° 33. 397-403.
- Sampanpanish P., S. Khaodhiar, W. Pongsapich y E. Khand. 2007. Alternative for Chromium Removal : Phytoremediation and Biosorption with Weed Plant Species in Thailand. *Science Asia*. N° 33. 353-362.
- Yoon J., X.Cao., Q. Zhou., y Q. L. Ma. 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Sci. Total Environ*. N° 368 pp. 456-464.

El agua

Antecedentes

Según la Comisión Nacional del Agua (CNA, 2005) el 70% de la precipitación se pierde por evapotranspiración, dejando una disponibilidad natural de agua de 475 km³ al año (escurrimiento superficial e infiltración). Esto representa un promedio de 4,505 m³/hab/año. Una disponibilidad natural inferior a los 2,000 m³/hab/año se considera un indicador de escasez de agua. Por tanto, la disponibilidad promedio mexicana está bastante por encima de ese valor, y es superior a la de países como España, Alemania o Francia aunque muy por debajo de la chilena, 63 064 m³/hab/año (UNESCO, 2003).

Uno de los retos más importantes a los que se enfrentará el mundo en los próximos 15 años es que el número de las grandes ciudades (mayores de un millón de habitantes) pasará de 43 a 72, con una extensión geográfica y poblacional considerable y en medio de un periodo de urbanización acelerada. La infraestructura de servicios de agua y saneamiento ya ha resultado insuficiente y bastante vulnerable. Sin duda alguna, el costo de la degradación ambiental, en particular del agua, se paga de alguna forma. Esta deuda se solventa con el deterioro de la calidad de vida, las enfermedades de la población, jornadas de trabajo no cumplidas, el encarecimiento de la producción y muchos otros efectos indirectos (Antón, 1997). La Tierra, con sus diversas y abundantes formas de vida, que incluyen a más de 6.000 millones de seres humanos, se enfrenta en este comienzo del siglo veintiuno con una grave crisis del agua. Todas las señales parecen indicar que la crisis se está empeorando y que continuará haciéndolo, a no ser que se emprenda una acción correctiva (Cosgrove y Rijsberman, 2000).

Aunque el agua es el elemento más frecuente en la tierra, únicamente 2,53% del total es agua dulce y el resto es agua salada. Aproximadamente las dos terceras partes del agua dulce se encuentran inmobilizadas en glaciares y al abrigo de nieves perpetuas. A la cantidad natural de agua dulce existente en lagos, ríos y acuíferos se agregan los 8.000 kilómetros cúbicos (km³) almacenados en embalses (Costanza *et al.*, 1997).

Los recursos hídricos son renovables, excepto ciertas aguas subterráneas, con enormes diferencias de disponibilidad y amplias variaciones de precipitación estacional y anual en diferentes partes del mundo. La precipitación constituye la principal fuente de agua para todos los usos humanos y ecosistemas. El ser humano extrae un 8% del total anual de agua dulce renovable y se apropia del 26% de la evapotranspiración anual y del 54% de las aguas de escorrentía accesibles. El control que la humanidad ejerce sobre las aguas de escorrentía es ahora global y el hombre desempeña actualmente un papel importante en el ciclo hidrológico. Los recursos de agua dulce se ven reducidos por la contaminación. Unos 2 millones de toneladas de desechos son arrojados diariamente en aguas receptoras, incluyendo residuos industriales y químicos, vertidos humanos y desechos agrícolas (fertilizantes, pesticidas y residuos de pesticidas). Aunque los

datos confiables sobre la extensión y gravedad de la contaminación son incompletos, se estima que la producción global de aguas residuales es de aproximadamente 1.500 km³ (CRED, 2001). El agua residual, es aquella que ha sufrido una alteración en sus características físicas, químicas o biológicas por la introducción de contaminantes como residuos sólidos, biológicos, químicos, municipales, industriales, agrícolas, etc., afectando así los ecosistemas acuáticos y su entorno (Novotny y Sánchez, 2003).

Asumiendo que un litro de aguas residuales contamina 8 litros de agua dulce, la carga mundial de contaminación puede ascender actualmente a 12.000 km³. Como siempre, las poblaciones más pobres resultan las más afectadas, con un 50% de la población de los países en desarrollo expuesta a fuentes de agua contaminadas (Costanza *et al.*, 1997).

Tal como lo determinan la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América EPA (2003), Butler y Payne (1995), el control de las descargas de los sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas en el sitio de origen se convierte en un reto importante para las diferentes autoridades ambientales, pues su uso masivo y su dispersión a lo largo y ancho del planeta imposibilitan el control y evaluación de cada sistema instalado. Así mismo las técnicas de caracterización, tal como se encuentran establecidas en la actualidad (muestreo puntual y muestreo compuesto), no permiten obtener muestras representativas de las aguas residuales y de las aguas tratadas para este tipo de sistemas, dificultando aún más su control (Wills *et al.*, 2010).

El adecuado tratamiento de aguas residuales industriales y su posterior reutilización para múltiples usos contribuye a un consumo sostenible del agua y a la regeneración ambiental del dominio público hidráulico y marítimo y de sus ecosistemas. Sin olvidar que el agua de calidad es una materia prima crítica para la industria (Rodríguez *et al.*, 2006). Recientes pautas de calidad en la potabilización y depuración de las aguas exigen la aplicación de normas cada vez más rigurosas para el reuso de los efluentes en la agricultura y la industria, entre otros. El crecimiento de la población genera una mayor presión, pues ésta demanda volúmenes mayores de recursos hídricos para su consumo doméstico e industrial que, una vez devueltos al medio sin un tratamiento adecuado, deterioran las fuentes de agua y empobrecen irremediablemente la calidad de vida (Maas, y Hoffman, 1977).

La gravedad de la situación de las aguas residuales se demuestra en que el 90% de los desagües de América Latina son vertidos sin ningún tratamiento a los ríos y mares, o son usados en el riego de áreas agrícolas, generando serios problemas de salud pública y contaminación ambiental (Antón, 1997). Las técnicas de tratamiento de aguas residuales utilizadas en México tienen muchos limitantes al compararse con las utilizadas en el primer mundo. Las plantas tratadoras de aguas residuales que operan en México apenas si cumplen con un 30 % de eficiencia comparada con un 75 % que alcanzan plantas utilizadas en Europa y EU (GWP, 2000).

La conductividad eléctrica de un medio, se define como la capacidad que tienen el medio (que por lo general contiene las sales inorgánicas en solución o electrolitos) para conducir la corriente eléctrica. El agua pura, prácticamente no conduce la corriente, sin embargo el agua con sales disueltas conduce la corriente eléctrica. Los iones cargados positiva y negativamente son los que conducen la corriente, y la cantidad conducida dependerá del número de iones presentes y de su movilidad. En la mayoría de las soluciones acuosas, entre mayor sea la cantidad de sales disueltas, mayor será la conductividad (Rogers y Hall, 2002).

Tratamiento de aguas

La derivación o extracción abusiva de caudales en ríos o acuíferos subterráneos, la desecación de humedales, la contaminación sistemática y masiva de las masas de aguas continentales y las múltiples actuaciones humanas sobre esos ecosistemas, desde una actitud tan prepotente como ignorante, nos coloca hoy ante una de las crisis de insostenibilidad con consecuencias más graves, tanto ecológicas, como económicas y sociales (Arrojo, 2003).

En muchos lugares, la cantidad de agua potable se está reduciendo peligrosamente. Donde la tierra ha sido pavimentada y se han talado los árboles, la lluvia que antes se absorbía en la tierra y se almacenaba en acuíferos, ahora es arrastrada hasta el mar y se vuelve agua salada. Mucha del agua que queda está demasiado contaminada para el consumo humano. Para garantizar el acceso a suficiente agua potable, es importante saber cómo conservar, proteger, almacenar y purificar el agua. Pero el conocimiento no es suficiente. La comunidad debe motivarse para cambiar lo que no funciona y hacer estos cambios sustentables a través de la organización y la acción comunitarias (Conant, 2005). En México lo que es considerado como tecnología de punta es obsoleta para los países industrializados, esta es una de las razones principales por las que en México el agua residual es de muy baja calidad. Uno de los grandes abismos que hay en la legislación ambiental en materia de aguas es el parámetro referente a la conductividad eléctrica, las normas mexicanas concernientes a la calidad de agua residuales 001, 002 y 003 omiten este parámetro considerándolo no importante para el buen funcionamiento del ecosistema.

El agua tratada es utilizada en México para regar las zonas de cultivo, tomando en cuenta que la conductividad eléctrica no es un parámetro normado y por consiguiente mucha del agua tratada tiene una conductividad alta y esta se refleja en la cantidad de sales que tenga disueltas es evidente que las plantas de cultivo sufran las consecuencias de una salinidad elevada, que se traduce en una disminución de rendimiento. El comité consultivo de normalización tiene como objetivo proponer, diseñar y aprobar la normatividad ambiental para el aprovechamiento sustentable su conservación y restauración de los recursos naturales. Para la prevención y control de la contaminación del agua, se crearon las Normas Oficiales Mexicanas que establecen los límites máximos permisibles de contaminantes en la descarga de agua residual SEMARNAT, 2007a).

La Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, fue aprobada el 30 de octubre de 1996, establece los límites máximos permisibles de contaminantes en la descarga de agua residual vertida a agua y bienes nacionales con el objeto de proteger su calidad y posibilitar su uso, es de observancia obligatoria para los responsables de dicha descarga. Esta Norma Oficial Mexicana no se aplica a la descarga de agua proveniente de drenaje pluvial independiente (SEMARNAT, 2007b).

Marco conceptual

Es sorprendente que se requiera 100 veces más cantidad de para cultivar nuestros alimentos que para proporcionarnos agua potable. En todo el mundo la irrigación ocupa dos terceras partes de toda agua dulce usada por los humanos. Las tierras irrigadas producen 40 % de los alimentos que consumimos, por lo tanto, la irrigación es vital para nuestra subsistencia (Brooks, 2004).

Las estimaciones recientes sugieren que el cambio climático será responsable de alrededor del 20% del incremento de la escasez global de agua. La precipitación aumentará probablemente desde las latitudes 30°N y 30°S, pero muchas regiones tropicales y subtropicales recibirán posiblemente una cantidad de lluvia inferior y más irregular. Con una tendencia perceptible hacia condiciones meteorológicas extremas más frecuentes, es probable que las inundaciones, sequías, avalanchas de lodo, tifones y ciclones aumenten. Es posible que disminuyan los caudales de los ríos en períodos de flujo escaso y la calidad del agua empeorará, sin duda, debido al aumento de las cargas contaminantes y de la temperatura del agua. El caudal de alrededor del 60% de los mayores ríos del mundo ha quedado interrumpido por alguna estructura hidráulica. Sobre el total de seres vivos que habitan en las aguas interiores en todo el mundo, un 24% de los mamíferos y un 12% de los pájaros se encuentran amenazados, al igual que un tercio del 10% de las especies de peces estudiadas en detalle hasta ahora. La biodiversidad de las aguas interiores acusa una merma general debido principalmente a alteraciones del hábitat, lo cual se puede considerar como una prueba de la degradación del ecosistema (WEC, 2001).

La buena gestión del agua en las ciudades es una tarea compleja que requiere, por un lado, la gestión integrada de los suministros de agua tanto para necesidades domésticas como industriales, el control de la contaminación y el tratamiento de las aguas residuales, así como la gestión del caudal pluviométrico (incluyendo el agua de tormentas), la prevención de inundaciones y el uso sostenible de los recursos hídricos (WHO/UNICEF, 2001).

La principal fuente de suministro de alimentos del mundo es la agricultura, que incluye cultivos, ganado, piscicultura y silvicultura. Con una agricultura no controlada se logra alimentar a unos 500 millones de personas; por eso, para alimentar la población mundial actual de 6 mil millones de personas es necesario recurrir a la agricultura sistemática. Por otro lado, la agricultura es, a nivel local, el epicentro de diversos sistemas económicos rurales. Para producir las 2.800

calorías por persona y por día que requiere una nutrición adecuada, se necesita un promedio de 1.000 metros cúbicos de agua (UNESCO-WWAP, 2003).

La mayor parte de la agricultura depende de la lluvia, pero las tierras de regadío representan alrededor de una quinta parte de la zona cultivable total de los países en desarrollo. El riego consume alrededor de un 15% del agua de uso agrícola, ascendiendo a unos 2.000-2.500 kilómetros cúbicos (km³) al año. En los países en desarrollo, la tierra de regadío produjo en 1998 dos quintos del total de las cosechas y tres quintos de los cereales. Los países desarrollados cuentan con alrededor del 25% de las zonas irrigadas del mundo. El riego consume actualmente el 70% del insumo total de agua. Esta cantidad aumentará en un 14% en los próximos treinta años, ya que la zona de regadío se ampliará en un 20%. Hacia 2030, el 60% del total de las tierras potencialmente regables se encontrarán en explotación (Wolf *et al.*, 2001).

Aunque las aguas residuales deberían recibir tratamiento para ser utilizadas como agua de riego, en países de bajos ingresos se usan frecuentemente en forma directa, sin tratar, con los riesgos que ello comporta en términos de exposición de trabajadores y consumidores a parásitos bacterianos, amebicos, virales y nematodos, así como a contaminantes orgánicos, químicos y de metales pesados. Las cosechas cultivadas con aguas residuales sin tratar no pueden exportarse y su acceso a los mercados locales está restringido, al menos parcialmente. Es probable que el uso de aguas residuales tratadas en zonas urbanas aumente en el futuro para regar árboles, parques y campos de golf (UNESCO-WWAP, 2003).

La industria puede constituir una amenaza crónica debido al vertido constante de efluentes, o bien una amenaza crítica si, por un fallo accidental, se genera una contaminación intensa en un período corto. El daño que la actividad industrial puede producir en los recursos hídricos no se limita a los recursos "locales" de agua dulce. La concentración creciente de población y de industrias en las zonas costeras ocasiona un empobrecimiento tanto de los hábitats como de la población que de ellos depende. Por otro lado, la emisión hacia la atmósfera e contaminantes orgánicos persistentes, por ejemplo, puede contaminar aguas muy alejadas de los centros industriales (CRED, 2002).

El agua es muy reactiva con las sales de calcio y magnesio. Constituyendo los minerales responsables de la dureza del agua. A medida que el agua dura circula por un recipiente (tubería, caldera, etc.) los iones disueltos son atraídos a la superficie del recipiente formándose cristales (incrustaciones) que tienen efectos negativos como por ejemplo el de impedir la circulación o el de ser aislantes térmicos, favoreciendo este proceso la temperatura alta del agua. A nivel industrial, la dureza del agua constituye un problema muy agudo, que limita el funcionamiento de muchos equipos. El mayor constituyente de las incrustaciones usuales es el carbonato de calcio: CaCO₃, que cristaliza en la forma de calcita (policristalino). Estas incrustaciones se denominan usualmente "caliche" o "sarro"

y se caracterizan por la dureza de ligamiento al recipiente afectado (Rogers y Hall, 2002).

La Ley de Aguas Nacionales (LAN) regula la explotación, uso o aprovechamiento de las aguas nacionales, su distribución y su control, así como la preservación de su cantidad y calidad. Existe también un sistema obligatorio de permisos de descargas para aquellos que las canalizan hacia los cuerpos de aguas nacionales. En los permisos de descarga de aguas residuales se establecen las condiciones bajo las cuales el permisionario puede disponer de las aguas residuales resultantes. El número de títulos inscritos en el REPDA al 31 de diciembre de 1995 ascendió a 29,567, de los cuales el 64.5 % son para uso agrícola, pecuario y acuacultura; 5.0 % para sistemas de agua potable y alcantarillado; 17.5 % para uso industrial, comercial y de servicios; y el 13.0 % para otros usos. La CNA se consolida como autoridad única en materia de agua y fortalece sus funciones normativas a nivel federal y regional (Leff, 2000.).

A principios de 1989, el tratamiento de aguas residuales presentaba un gran rezago ya que tan sólo se contaba con 256 plantas de tratamiento con una capacidad conjunta de 14.3 m³/s, el 12 por ciento del total de aguas residuales. Mientras que, para 1994, había más de 666 plantas construidas con una capacidad instalada de tratamiento de 42.8 m³/s, de las cuales 461 se encontraban operando para un gasto de 32.1 m³/s, y las 205 restantes se encontraban sin operar por un gasto de 10.7m³/s. Actualmente, se tiene una capacidad instalada para tratar descargas de 48.2 m³/s, de los 170 m³/s que se producen. Se tienen 680 plantas de las cuales 211 están fuera de operación quedando la capacidad reducida a 41.7 m³/s a nivel nacional. Existen 818 plantas de tratamiento de aguas residuales de origen municipal que cuentan con una capacidad instalada total de 43 m³/s, misma que representa el 24.7% del total de aguas residuales de este origen (Siebe y Cifuentes, 1993.).

La norma mexicana NMX-AA-093-2000 hace referencia al método de prueba a seguir para determinar la conductividad eléctrica en una muestra de agua. Siendo esta norma la única que menciona la importancia de determinar este parámetro ya que será un indicador del contenido de sales que el agua puede contener.

El agua con exceso en contenido de sales o bien con una alta conductividad eléctrica no es recomendable para el uso industrial, por la incrustación de las sales en los aparatos, ni como agua de riego, porque el exceso de sales disminuye el rendimiento de los cultivos sin obviar la toxicidad que representa, y mucho menos para el consumo humano. En las normas mexicanas referentes a descargas de agua residuales: NOM -001- NOM I-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, NOM-002- NOM -1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal y NOM -003-ECOL-1997, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas

residuales tratadas que se reúsen en servicios al público, no se hace mención de un límite permisible de conductividad eléctrica.

La cantidad de aguas residuales urbanas tratadas que se generan es de 7.3 km³/año y solo se recolectan en el alcantarillado 5.5 km³/año. Se cuenta con una infraestructura para tratar 1.4 km³/año; sin embargo, solo se tratan adecuadamente 0.53 km³/año (7.79%), por lo que se descargan al medio ambiente sin tratar 6.8 km³/año, se remueve el 8% de la DBO municipal. A principios de 1989 se contaba con una capacidad del 12% del total de aguas residuales. Actualmente, para el tratamiento de aguas residuales de origen municipal se cuenta con una capacidad instalada que representa el 24.7% del total de aguas residuales de este origen (Martínez-Austria, 1994).

Se denomina agua residual industrial al conjunto de líquidos residuales provenientes de los diferentes procesos y usos industriales. La industria genera en México alrededor de 160 m³/s de aguas residuales. Sin embargo, únicamente se trata cerca del 13%. Además, el enfoque del tratamiento está dirigido a la eliminación de la materia orgánica sin considerar el abatimiento de la toxicidad. Este aspecto es relevante en ciertos efluentes, como los generados por la industria química orgánica (química, petroquímica, farmacéutica, textil, de los plásticos, de la fabricación de fibras sintéticas, etc.), pues representa cerca del 40% de las aguas residuales industriales. Independientemente de la evidente necesidad del tratamiento de las aguas residuales con fines ecológicos, para México es de vital importancia tratar las aguas residuales industriales con fines de reúso (Buitrón *et al.*, 2006).

La conductividad de una solución es igual a la suma de las conductividades de cada tipo de ión presente. Para una sola sal disuelta, la conductividad equivalente se puede expresar como: $L = l^+ + l^-$ donde l^+ es la conductividad equivalente del catión y l^- la del anión. Así pues, teóricamente sería muy sencillo predecir la CE de una solución conociendo su composición iónica, ya que l^+ y l^- son constantes que dependen del tipo de ión en cuestión. Para mezclas, L debería ser igual a la suma de todas las conductividades equivalentes de cationes y aniones, pero la conductividad equivalente de sales o iones disminuye con el aumento de concentración (Eaton y Clesen, 1999).

Este fenómeno está directamente relacionado con las fuerzas inter-iónicas presentes en la solución. Un catión siempre tendrá más aniones en su vecindad que los que le corresponderían por pura distribución de probabilidades; esta atmósfera iónica tiende a frenar la movilidad del ión. Además se comprueba que el descenso de conductividad equivalente con la concentración es mucho más acusado cuando la carga de los iones es mayor. Por esta razón, aguas de riego salobres, donde el componente aniónico principal son los sulfatos unidos a calcio y/o magnesio (todos ellos iones divalentes), presentan CE mucho más bajas de lo esperado a tenor de la cantidad de sales totales disueltas (Bolaños, 1997).

La salinidad produce unos efectos diferentes sobre las distintas especies vegetales. Como norma general, provoca una disminución del tamaño de la planta

que adopta formas achaparradas, una disminución en la producción de frutos y semillas e incluso la muerte de esta, cuando se supera su límite de tolerancia. Plantas propias de zonas áridas como el esparto (*Stipa tenacissima* (L.) Kunth.), desaparecen cuando la conductividad eléctrica del extracto de saturación supera valores de dos. La presencia de yeso no inhibe su desarrollo pero atenúa su crecimiento (Masini, 1980).

Maas y Hoffman propusieron (1977) una ecuación para el cálculo del deterioro de la producción en función de la planta y de la conductividad eléctrica del suelo. En ella se estima el porcentaje de producción obtenido, frente al máximo obtenible con las mismas condiciones climáticas y de fertilidad, en suelos cuya salinidad no exceda del umbral máximo con el que la planta no muestra síntomas de merma en su rendimiento.

Para distinguir suelos salinos de no salinos, se han sugerido varios límites arbitrarios de salinidad. Se acepta que las plantas empiezan a ser afectadas de manera adversa cuando el contenido en sales excede del 1%. La clasificación americana de suelos, Soil Taxonomy, adopta el valor de 2 dS/m como límite para el carácter salino a nivel de gran grupo y subgrupo, pues considera que a partir de ese valor las propiedades morfológicas y fisicoquímicas del perfil (y por tanto la génesis) quedan fuertemente influenciadas por el carácter salino. Mientras que el laboratorio de salinidad de los EE.UU. ha establecido el límite de 4 dS/m para que la salinidad comience a ser tóxica para las plantas (Wooster *et al.*, 1969).

Plantas como la soya aparentemente tolerante, bajan su rendimiento hasta el 50 % con una conductividad eléctrica de 7.5 dS/m, mientras que el tomate aparentemente más sensible, sufre una bajada de rendimiento semejante. La presencia de sales, salvo el caso excepcional del sulfato aluminico, provoca una saturación del complejo de cambio y genera un pH tendente a la neutralidad, incluso fuertemente alcalino en el caso de la presencia de sodio (Eaton y Clesen, 1999).

Por último cabe destacar la toxicidad del sodio en aquellos suelos que lo posean en cantidad, así como la de los cloruros. Sobre el suelo, la presencia de sales puede provocar una floculación de los coloides, salvo en presencia de sodio con la que sucede el efecto contrario. Este aspecto ya lo consideramos al referirnos a la tipología de los suelos salinos (Bolaños, 1997).

El boro, cuyo contenido aumenta con la salinidad es un elemento esencial para las plantas, si bien su papel en ellas no se ha conocido hasta fechas muy recientes y aun existen lagunas en este conocimiento. Como promedio, en plantas que crecen en medios no deficientes en boro, su contenido en las hojas oscila entre 20 y 100 µg/g de materia seca. Cuando los niveles superan los 200 µg/g genera toxicidad en muchas de ellas. El contenido en boro del suelo suele ser suficiente para el desarrollo de las plantas y las aguas de riego pueden contener cantidades de boro que resulten tóxicas para la vegetación, aunque depende

también de la naturaleza del suelo el que resulte asimilable o no (Hasegawa, 2000).

La toxicidad decrece en los márgenes de pH en que puede ser fijado y en los suelos ricos en compuestos capaces de hacerlo. En los suelos ácidos, cuando son encalados fuertemente, también puede ser precipitado por el calcio añadido. En el suelo valores inferiores a 0.7 mg/l en el extracto de saturación, no generan problema alguno de toxicidad para ningún tipo de planta, por el contrario, si se superan valores de 4 mg/l, la toxicidad se genera para cualquier tipo de planta, incluso las más resistentes como los cereales (Shabala *et al.*, 1998).

Los efectos del estrés salino en el maíz han sido ampliamente investigados. En primer lugar, se ha observado que afecta a las relaciones hídricas, lo cual genera un estrés osmótico en las plantas. Recientemente se ha observado que la presencia de sal no solamente disminuye el agua disponible en el suelo, sino que también afecta a la permeabilidad de la corteza de la raíz, mediante alteraciones en los canales hídricos de las membranas celulares. En lo que se refiere al balance iónico de la planta, se observó que la concentración de Na⁺ en los tejidos del maíz aumenta a medida que aumenta la concentración de NaCl en el suelo, mientras que las concentraciones de Ca⁺² y de K⁺ disminuyen. La variación en el crecimiento o rendimiento con respecto a un control es el indicador más fiable del nivel de sensibilidad al estrés salino (Wooster *et al.*, 1969).

En la Laguna la rehabilitación del distrito de riego, iniciada en 1960, mejoró notablemente el aprovechamiento del recurso hídrico superficial; pero, al concluir la presa Francisco Zarco (1968) y terminar, aproximadamente en el año de 1972, el revestimiento de 550 km de canales principales y 3,400 km de canales secundarios generaron que la recarga ejercida por el río Nazas disminuyera notablemente (IMTA, 2000).

Bibliografía

- Antón, D. 1997. Ciudades Sedientas. CIID-Nordan-UNESCO. Montevideo.
- Arrojo P. 2003. El medio ambiente y la conflictividad en el campo del agua. Dpto. de Análisis Económico. Universidad de Zaragoza. p 1.
- Bolaños, C. 1997. Ciencias 8, Hacia el siglo XXI. Editorial Universidad de Costa Rica.
- Brooks B., D. 2004. Agua. Manejo a nivel local. Editorial Alfaomega Colombiana S. A. Bogotá, Colombia. Pp. 1-70.
- Buitrón M. Germán, G. Moreno Rodríguez y J.A. Moreno Pérez. 2006. Tratamiento de aguas residuales industriales. p 177.
- Butler D. y Payne J. 1995. Septic tanks: problems and practice. Building and Environment, vol. 30, No. 3, pp. 419-425.
- CNA .2005. 3. El recurso hídrico en México. En Estadísticas del agua en México 2005 - Síntesis. [En línea]. Comisión Nacional del Agua (México). Consulta el 26/06/2006. URL:

http://www.cna.gob.mx/eCNA/Espaniol/Estadisticas/Central/Cap_3_EAM2005.pdf

- Conant J. 2005. Agua para vivir ¿Cómo proteger el agua comunitaria?. Fundación Hesperian. p 4 y 5.
- Cosgrove, W., y Rijsberman, F. R. 2000. World Water Vision: Making Water Everybody's Business. Londres. World Water Council, Earthscan Publications Ltd.
- Costanza, R., D'arge, R., De Groot, R. Stephen Farberk, Monica Grasso, Bruce Hannon, Karin Limburg, Shahid Naeem, Robert V. O'Neill, Jose Paruelo, Robert G. Raskin, Paul Suttonkk y Marjan van den Belt. 1997. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. Nature. Vol. 387, pp. 253-60.
- CRED (Centre for Research on the Epidemiology of Disasters). 2002. The OFDA/CRED International Disaster Database. Bruselas. Universidad Católica de Lovaina.
- Eaton, A., y Clesen, L. 1999. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater ; 20th Edition.
- EPA. 2003. Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories EPA 822-R-04-005. p 7.
- GWP (Global Water Partnership). 2000. Toward Water Security: A Framework for Action to Achieve the Vision for Water in the 21st Century. Estocolmo.
- Hasegawa, P. M., Bressan, R. A., Zhu, J. K., y Bohnert, H. J. 2000. Plant cellular and molecular responses to high salinity. Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol. 51:463-499.
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). 2000. Sistema de Recarga Artificial en el Acuífero Principal de la Comarca Lagunera. p 20.
- Leff, E. 2000. Pensar la complejidad ambiental. Siglo XXI. PNUMA, Centro de Investigaciones Interdisciplinarias. México: 7-53.
- Maas, E. W., y Hoffman, G. H. 1977. Crop salt tolerance- Current assessment. J. Irrig. and Drain. Div., ASCE. 103: 115-134.
- Martínez-Austria, P. 1994. Efficient use of irrigation water. Efficient Water Use. ed. por Unesco. Montevideo, Uruguay. pp.93-118
- Novotny, V; Sanchez, J. 2003. Evaluación y monitoreo microbiológico y fisicoquímico de una planta de tratamiento de agua residual por rizofiltración, en una empresa productora de discos compactos. Bogotá D.C. trabajo de grado. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias. Carrera de Microbiología industrial. Bogotá D.C. Colombia. p 15.
- Rodríguez F. A. A, P. L. García, R. R. García, M. D. Valiño, S. V. Fernández y J. M. S. García. 2006. Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales. Madrid, España. p 6, 10.
- Rogers, P. y Hall, A. W. 2002. Effective Water Governance. GWP TEC Background Paper, Global Water Partnership.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2007 (b). (En línea). NORMA Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Disponible en:

- <http://www.semarnat.bog.mx/leyesy normas/Normas%20Oficiales%20Mexicanas%20vigentes/NOM-001-ECOL.pdf>
- Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2007a. (En línea). Leyes y Normas. Disponible en: <http://www.semarnat.gob.mx/leyesy normas/Pages/inicio.aspx>.
- Shabala, S. N., Shabala, S. I., Martynenko, A. I., Babourina, O. y Newman, I. A. 1998. Salinity effect on bioelectric activity, growth, Na⁺ accumulation and chlorophyll fluorescence of maize leaves: a comparative survey and prospects for screening. *Aust. J. Plant Physiol.* 25:609-616.
- Siebe, C. y Cifuentes, E. 1993. Environmental impact of wastewater irrigation in Central Mexico, an overview. *J. of Environmental Health Research*, 3(4): p. 28.
- UNESCO-WATER FOR PEOPLE, WATER FOR LIFE. 2003. Executive Summary of the UN World Water Development Report Scientific and Cultural Organization (UNESCO). Paris, France.
- WEC (World Energy Council). 2001. Survey of Energy Resources (CD-ROM). 19th Edition. Londres.
- WHO/UNICEF (World Health Organization/ United Nations Children Fund). 2000. Global Water Supply and Sanitation Assessment 2000 Report. Nueva York.
- Wills B. A., S. Vélez, A.F. Arboleda, J. P. Garcés. 2010. Propuesta Metodológica para la Evaluación de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas en el Sitio de Origen. Colombia. p 94.
- Wolf, A., Yoffe, S., y Giordano, M. 2001. International Waters: Identifying Basins at Risk. Oregon State University, Corvallis. World Bank.
- Wooster, E., Lee, A. J. y Dietrich, G. 1969. Redefinition of Salinity, *Journal of Marine Research* 27:358-360.

SUELO

Importancia

El hombre, debido a sus necesidades de alimento y materias primas de origen vegetal, ha utilizado el recurso suelo durante mucho más tiempo que cualquier otro recurso natural. Esta capa superficial de la corteza terrestre, esencial para la producción de alimentos, comprende un sistema dinámico en donde innumerables procesos físicos, químicos y biológicos se llevan a cabo simultáneamente. El suelo, además de proporcionar la mayor parte de los elementos esenciales para la nutrición, sirve como almacén de agua y aire, y brinda soporte mecánico para el desarrollo de las especies vegetales (Hooker *et al.*, 1995).

En condiciones naturales, cada ecosistema mantiene un equilibrio, que capacita al suelo, para soportar el crecimiento vegetal hasta donde pueda nutrirlo y nada más. Esta capacidad se mantiene, en un nivel prácticamente constante, debido a la reincorporación gradual de diversos residuos orgánicos, bajo la acción combinada de macro y microorganismos que habitan los suelos; pero si acaso disminuyera la provisión de cualquiera de los elementos críticos, la fauna y la flora

del suelo se ajustarían a un cambio cíclico lento, de modo que no se produzca el agotamiento total del suelo (Altieri, M. A. 1993).

Sin embargo, hoy en día, las prácticas agrícolas que se emplean para impulsar el desarrollo de los cultivos, provocan grandes y graves alteraciones de las propiedades y/o características del suelo, así como pérdidas del contenido de materia orgánica, repercutiendo en los índices de producción de los terrenos agrícolas (Vandermeer, 1995; Piccolo, 1996; Huang *et al.*, 1996). De hecho, el hombre, en su afán de satisfacer sus necesidades de alimento y de materias primas, actúa sobre los ecosistemas destruyendo y/o alterando los recursos naturales y dentro de ellos al suelo, de una manera demasiado rápida, y en consecuencia, se afecta considerablemente tanto al propio ser humano como a su entorno (Kessler *et al.*, 1997). Igualmente las actividades industriales, sobretodo las que depositan sus residuos en las zonas aledañas a sus instalaciones o los descargan a los ríos, han provocado la degradación y contaminación de los suelos y de los mantos acuíferos en perjuicio de la humanidad.

Marco Conceptual

Alteración y degradación del suelo

La degradación del suelo, como resultado de la actividad humana, está ampliamente relacionada con la reducción de la calidad de esta capa superficial (Cassman, 1999). La capacidad productiva de los terrenos cultivables ha disminuido porque se han degradado los suelos. Este proceso, junto con la ocurrencia de las fluctuaciones climáticas, ha provocado la desertización y la degradación del medio ambiente sin precedente, e.g., se ha estimado que, a nivel mundial, más de 2,000 millones de ha de la superficie terrestre han sido afectadas por la degradación del suelo provocada por prácticas agrícolas inadecuadas.

De manera complementaria se puede señalar que, la disponibilidad y la productividad del recurso suelo para la actividad agropecuaria se ha visto afectado por diferentes factores incluyendo la competencia por el uso del suelo, el desarrollo tecnológico, y los cambios en las condiciones económicas y del medio ambiente (Smit, B. *et al.*, 1989). También se ha visto afectado por el crecimiento de la mancha urbana y su desarrollo urbano e industrial (Biswas *et al.*, 1975); la contaminación ambiental (Bawden, 1991; Kessler, *et al.*, 1997), por el uso excesivo de agroquímicos y la descarga de residuos industriales, a los suelos y a los mantos acuíferos de los cuales se extrae el agua que se emplea para regar los suelos agrícolas (Chen, 1992.). La contaminación de los suelos puede ocurrir cuando éstos son irrigados con descargas de aguas residuales que provienen tanto de los corredores industriales como de las aguas negras de las zonas urbanas (Chen, 1994.).

Origen de la contaminación

Los riesgos de la salud y del medio ambiente, derivados de la contaminación, se han vuelto más evidentes a lo largo del mundo en las últimas décadas. Aire, el agua, y el suelo contaminados pueden incluir numerosas sustancias orgánicas e inorgánicas, tales como las aguas negras, diferentes emisiones gaseosas, fertilizantes, pesticidas, compuestos químicos, metales pesados, y radio nucleótidos (sustancias radioactivas). Los materiales contaminantes pueden provocar que el suelo y el agua del subsuelo no puedan ser utilizadas. Además, los animales y los insectos pueden llegar a estar en contacto con un contaminante, y en consecuencia se provoca la introducción de una sustancia tóxica a la cadena trófica.

El agua y los suelos contaminados con metales pesados plantea un grave problema para el ambiente y para la salud humana que todavía esta necesitando de una solución efectiva y económica. En el medio ambiente, los metales contaminantes más importantes son los elementos no radioactivos As, Cd, Cu, Hg, Pb y Zn y los elementos radioactivos Sr, Cs y U (considerados como metales tóxicos) (Raskin, I. I *et al.* 1997). Los metales pesados pueden contaminar los cuerpos de agua y los suelos a partir de diferentes materiales, entre las que destacan fertilizantes, pesticidas, mejoradores orgánicos e inorgánicos, desperdicios y lodos residuales (Paoletti, 1999; Helling *et al.*, 2000). La contaminación de los suelos por metales pesados, aparte de la ocurrencia natural, también es provocada por la actividad industrial (Helling *et al.*, 2000).

En el caso de los suelos contaminados, éstos se caracterizan habitualmente por la presencia de mezclas de compuestos químicos complejos más que por la presencia de un compuesto químico simple. Así mismo, los suelos pueden contener compuestos que no se esperarían y que no pueden ser detectados en los análisis químicos. La transformación de la sustancia nociva original puede adicionalmente complicar la situación. Para determinar el impacto ambiental asociado con la contaminación compleja, se debe adoptar una aproximación basada en la toxicidad más que una aproximación basada en la química para la evaluación del riesgo (Haimi, 2000).

Debido al impacto que representa la contaminación sobre el medio ambiente, la evaluación de los efectos de los contaminantes de los suelos ha llegado a ser una prioridad para los países miembros de la OECD (Saint-Denis *et al.*, 2001). Sin embargo, en el caso de los suelos ha habido poca consideración de los factores que regulan la disponibilidad de los metales. Aunque la biodisponibilidad de los metales pesados es un aspecto importante y frecuentemente mencionado, las bases científicas para su uso adecuado en la evaluación de los riesgos ecológicos en sitios contaminados es frágil. Dentro de este contexto resulta necesario desarrollar métodos que contengan descripciones cualitativas y cuantitativas de las diferencias en la biodisponibilidad; 1) entre suelos contaminados y no contaminados (antecedentes naturales); 2) entre los suelos típicamente empleados para pruebas de laboratorio y de campo; y 3) entre suelos contaminados (Peijnenburg *et al.*, 1999).

Recuperación de suelos contaminados

Debido al incremento del conocimiento y el interés público, las regulaciones ambientales han sido elaboradas no sólo para prevenir la contaminación, sino también para remediar áreas donde la contaminación ambiental ha ocurrido. Recientemente, la recuperación de sitios contaminados ha llegado a ser una alta prioridad. Diversas técnicas han sido desarrolladas y evaluadas en diferentes países para este propósito, incluyendo métodos químicos, de ingeniería, térmicos o biológicos (Chen *et al.*, 1997; Ducrocq *et al.*, 1999), con los cuales se intenta eliminar, aislar o estabilizar los elementos, materiales, compuestos y/o productos contaminantes .

Las técnicas de recuperación de suelos incluyen 1) métodos de estabilización química para reducir la solubilidad de los metales pesados por medio de la incorporación de algunos materiales no tóxicos al suelo, 2) la remoción de capas de suelos contaminadas y el reemplazamiento con suelos limpios, 3) cubrir el suelo original contaminado con suelo limpio, 4) lixiviación química del sitio con agentes ácidos, 5) métodos de dilución, mezclando los suelos contaminados con suelos limpios de la superficie y del subsuelo para reducir la concentración de los metales pesados, 6) fitoremediación con plantas tales como árboles de madera (Chen *et al.*, 2000). Dentro de las técnicas de recuperación, los tratamientos biológicos *in situ* son prometedores debido a que ellos no necesitan excavar el suelo y pueden ser aplicados a un costo razonable para áreas mucho muy contaminadas. Una ventaja adicional de los tratamientos biológicos es que éstos no generan desperdicios (Ducrocq *et al.*, 1999).

Bibliografía

- Altieri, M. A. 1993. Ethnoscience and biodiversity: key elements in the desing of sustainable pest management systems for small farmers in developing countries. *Agric. Ecosyst. Environ.* 46:257-72
- Bawden, R. J. 1991. Systems thinking and practice in agriculture. *J. Dairy Sci.* 74(7):2362-2373.
- Biswas, M. R. y Biswas, A. K. 1975. Environmental impacts of increasing the world's food production. *Agric. Environm.* 2:291-309.
- Cassman, K. G. 1999. Ecological intensification of cereal production systems: Yield potential, soil quality, and precision agriculture. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 96:5952-5959.
- Chen, Z. S. 1992. Metal contamination of flooded soils, rice plants, and surface waters in Asia. In "Biogeochemistry of trace metals" (D. C. Adriano, ed.), Vol. 1, pp. 85-108. Lewis Publishers, Boca Ratón, Florida.
- Chen, Z. S. 1994. Sampling design for studying the relationships between heavy metals in soils, sediments, and discharged wastewaters. In "Environmental sampling for trace analysis" (B. Markert, ed.), Vol. 1, pp. 365-368, Weinheim, Federal Republic of Germany.
- Chen, Z. S. y Lee, D. Y. 1997. Evaluation of remediation techniques on two cadmium-polluted soils in Taiwan. In "Remediation of Soils Contaminated

- with Metals” (I. K. I. a. D. C. Adriano, ed.), Vol. 1, pp. 209-223. Science Reviews, Chicago, IL.
- Chen, Z. S., Lee, G. J., and Liu, J. C. 2000. The effects of chemical remediation treatments on the extractability and speciation of cadmium and lead in contaminated soils. *Chemosphere*. 41:235-242.
- Ducrocq, V., Pandard, P., Hallier-Soulier, S., Thybaud, E. y Truffaut, N. 1999. The use of quantitative PCR, plant and earthworm bioassays, plating and chemical analysis to monitor 4-chlorobiphenyl biodegradation in soil microcosms. *Appl. Soil Ecol*. 12:15-27.
- Edwards, C. and J. Bate. 1992. The use of earthworms in environmental management. *Soil Bio. Biochem*. 24(12): 1683 - 1689.
- Ferruzzi, C. 1987. *Manual de Lombricultura*. Ediciones Mundi.Prensa - Castello 37. Madrid. 137 pp
- Fuentes, J. 1982. La crianza de la lombriz roja. Hojas divulgadoras Núm. 1/87 HD. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Galvis, A. 1991. Un auténtico reciclaje natural: La lombricultura. Caja Agraria. Departamento Risaralda, Pereira, Colombia, 4 pp.
- Haimi, J. 1990. Growth and reproduction of the compost-living earthworms *Eisenia andrei* and *Eisenia fetida*. *Rev. Écol. Biol. Sol*. 27(4): 415 - 421.
- Haimi, J. 2000. Decomposer animals and bioremediation of soils. *Environmental Pollution*. 107:233-238.
- Helling, B., Reinecke, S. A. y Reinecke, A. J. 2000. Effects of the fungicide copper oxychloride on the growth and reproduction of *Eisenia fetida* (Oligochaeta). *Ecotoxicol Environ Saf*. 46(1):108-16.
- Hooker, J. E. y K. E. Black. 1995. Arbuscular Mycorrhizal Fungi as Components of Sustainable Soil-Plant Systems. *Critical Reviews in Biotechnology*. 15(3/4): 201-212.
- Huang, J., Lacey, S T. y Ryan, P. J. 1996. Impact of forest harvesting on the hydraulic properties of surface soil. *Soil Sci*. 161(2):79-86.
- Kessler, J. J. y Moolhuijzen, M. 1994. Low External Input Sustainable Agriculture: expectations and realities. *Netherlands J. of Agricultural Science*. 42(3):181-194.
- León, S., G. Villalobos, J. Fraite, y N. González. 1992. Cultivo de lombrices (*Eisenia fetida*) utilizando compost y excretas animales. *Agronomía Costarricense*. 16(1): 23-28.
- Merlina, G. 1992. Elaboración y evaluación química y microbiológica de un vermicompost. Tesis de Grado. Facultad de Agronomía, Universidad Central de Venezuela.
- Paoletti, M. G. 1999. The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agric. Ecosyst. Environ*. 74:137-155.
- Peijnenburg, W. J., Posthuma, L., Zweers, P. G., Baerselman, R., de Groot, A. C., Van Veen, R. P. y Jager, T. 1999. Prediction of metal bioavailability in Dutch field soils for the oligochaete *Enchytraeus crypticus*. *Ecotoxicol Environ Saf*. 43(2):170-86.
- Pérez, L. 1993. Pautas para el manejo y utilización del humus de lombriz. En: IV Simposio de Especies Animales Subutilizadas. A. Cardozo (Ed).

Universidad Experimental Ezequiel Zamora-UNELLEZ, Barinas - Venezuela.

- Piccolo, A. 1996. Humus and soil conservation. Elsevier Science B. V. 225-264
- Raskin, I. I., Smith, R. D. y Salt, D. E. 1997. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Curr Opin Biotechnol.* 8(2):221-6.
- Saint-Denis, M., Narbonne, J. F., Arnaud, C. y Ribera, D. 2001. Biochemical responses of the earthworm *Eisenia fetida andrei* exposed to contaminated artificial soil: effects of lead acetate. *Soil Biol. Biochem.* 33:395-404.
- Salazar, E. y C. Rojas. 1992. Conferencias curso fundamental de lombricultura. Aspectos generales-Teoría. Asociación Colombiana de Lombricultores, Asolombriz.
- Smit, B. y Brklacich, M. 1989. Sustainable Development and the Analysis of Rural Systems. *Journal of Rural Studies.* 5(4): 405-414.
- Smit, B. y Yunlong, C. 1994. Sustainability in agriculture: a general review. *Agric. Ecosystems Environ.* 49:299-307.
- Vandermeer, J. 1995. The Ecological Basis of Alternative Agriculture. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 26:201-24.

Biorremediación de suelos

Antecedentes

El suelo es uno de los recursos naturales más importantes para la humanidad, ya que a través de él se generan alimentos y materias primas esenciales para el hombre. Sin embargo, el uso inadecuado de los suelos provoca la pérdida de sus propiedades, alcanzando niveles de degradación importantes, lo cual impide, en la mayoría de los casos, que éstos puedan ser utilizados para cualquier actividad. En general, y en gran medida, el mayor daño sobre las características de los suelos ha sido provocado por actividades que realiza el hombre, entre las cuales destacan la agropecuaria, el crecimiento de la mancha urbana, la minera, y las industriales. En el caso de las actividades industriales es muy común que se descarguen a los ríos o en las zonas aledañas a la industria una gran cantidad de residuos, los cuales contaminan tanto el suelo como los mantos acuíferos. La contaminación es un problema ambiental muy importante, este problema ha estado atrayendo una considerable atención pública a través de las últimas décadas. Desafortunadamente, los enormes costos asociados con la remoción de los contaminantes de los suelos por medio de los métodos fisicoquímicos tradicionales han impulsado el que diversas compañías ignoren el problema.

Los riesgos de la salud y del medio ambiente, derivados de la contaminación, se han vuelto más evidentes en las últimas décadas. El aire, el agua, y el suelo contaminados pueden incluir numerosas sustancias orgánicas e inorgánicas, las cuales pueden provocar que el suelo y el agua del subsuelo no puedan ser utilizados para ninguna actividad. Por otra parte, cualquiera de los organismos que existen en la naturaleza puede ponerse en contacto o consumir

un material contaminante, provocando con ello la introducción de una sustancia, posiblemente tóxica a la cadena trófica.

Hoy en día, las técnicas implementadas para llevar a cabo de recuperación de suelos incluyen diversos métodos, entre los cuales destacan: los de estabilización química que reducen la solubilidad de los metales pesados al incorporar materiales no tóxicos al suelo; de remoción de capas contaminadas y sustitución con suelos limpios; para cubrir el suelo contaminado con suelo limpio; de lixiviación; de dilución; de bio y fitorremediación.

Marco Conceptual

Algunos de los residuos contienen ciertas características físicas, químicas y biológicas que afectan los ecosistemas. Sin embargo, parte de estos materiales, contienen elementos químicos de importancia para el desarrollo vegetal, y pueden ser tratados físicamente, químicamente o biológicamente y los residuos reutilizados en otras actividades (Moreno-Reséndez *et al.*, 2008).

La fitorremediación no es un remedio para todos los suelos contaminados, antes de que esta tecnología pueda volverse técnicamente eficiente y económicamente viable, hay algunas limitaciones que necesitan ser superadas como por ejemplo, sus mecanismos tanto moleculares, bioquímicos y fisiológicos los cuales son pocos conocidos e insuficientemente entendidos, sin embargo, a pesar de esto un gran número de plantas hiperacumuladoras todavía pueden descubrirse e identificarse (Freitas *et al.*, 2004). La aplicación de abonos en suelos puede causar que suban la concentración de metales pesados en la comida que se cosecha, pudiendo ser exacerbada la exposición de metales pesados en el alimento vacuno en términos de largo plazo (Li *et al.*, 2005).

Eisenia fetida

La lombriz Roja (*Eisenia fetida*) es un anélido, que se adapta a un amplio rango de temperaturas, siendo su óptima 22 °C y sus niveles críticos oscilan entre 0 y 42 °C, en la medida que se aleja del óptimo se reduce la ingestión de alimento y su función reproductora (Galvis, 1991). Se señala que la máxima actividad sexual se logra cuando la temperatura del medio donde habita oscila alrededor de los 20 °C ya que el calor excesivo es perjudicial para la lombriz (Fuentes, 1982). Cada lombriz posee órganos sexuales femeninos y masculinos situados en la parte anterior del cuerpo, pero es incapaz de fecundarse a sí misma; la fecundación es recíproca, de tal forma que cada una de ellas recibe la esperma de la otra y lo retiene en su aparato genital femenino hasta el momento de la fecundación (Ferruzzi, 1987; Fuentes, 1982); sin embargo existen otros señalamientos que indican que los espermatozoides recibidos son almacenados en la espermatoteca de la otra y es allí donde ocurre la fecundación (Salazar, *et al.*, 1992).

Esta copulación tiene un período de duración de dos horas y sólo se realiza durante las horas nocturnas (Merlina, 1992), aunque también se ha observado que

pueden copular en horas diurnas. Posteriormente cada lombriz roja expulsa una cápsula o huevo la cual eclosiona aproximadamente a los 17 días conteniendo un promedio de 12 lombrices (Galvis,1991).

La especie *Eisenia foetida* (Sav.), a partir de estudios electroforéticos fue dividida en dos especies, éstas son *Eisenia andrei* y *Eisenia fetida* (Haimi, 1990).

En un sustrato con baja calidad nutricional, las lombrices se lo comerán igual, pero morirán progresivamente, por la carencia de azúcares, vitaminas y proteínas en su alimentación (Haimi, 1990), sí se le suministra menor cantidad de proteínas, la lombriz va alimentarse más, para cubrir su requerimientos básicos, y por ende va aumentar la producción de humus, sin embargo, esta práctica no debe hacerse costumbre para evitar que la lombriz se debilite y se corra el riesgo de que muera (Fuentes, 1982). No obstante bajo condiciones cálidas se ha demostrado que la *Eisenia* spp logra tener parámetros de desarrollo que permiten establecer la lumbricultura (León *et al.*, 1992; Merlina, 1992; Pérez, 1993).

Remediación de lodos residuales

La lumbricultura es una práctica que presenta grandes perspectiva para los sistemas de producción agropecuaria, por que permite reciclar los estiércoles, convirtiéndolos en un material (humus de lombriz), que le brinda al suelo propiedades físico químicas adecuadas para la producción de pastos y cultivos.

Importancia del suelo

El hombre, debido a sus necesidades de alimento y materias primas de origen vegetal, ha utilizado el recurso suelo durante mucho más tiempo que cualquier otro recurso natural. Esta capa superficial de la corteza terrestre, esencial para la producción de alimentos, comprende un sistema dinámico en donde innumerables procesos físicos, químicos y biológicos se llevan a cabo simultáneamente. El suelo, además de proporcionar la mayor parte de los elementos esenciales para la nutrición, sirve como almacén de agua y aire, y brinda soporte mecánico para el desarrollo de las especies vegetales (*Hooker et al.*, 1995).

En condiciones naturales, cada ecosistema mantiene un equilibrio, que capacita al suelo, para soportar el crecimiento vegetal hasta donde pueda nutrirlo y nada más. Esta capacidad se mantiene, en un nivel prácticamente constante, debido a la reincorporación gradual de diversos residuos orgánicos, bajo la acción combinada de macro y microorganismos que habitan los suelos; pero si acaso disminuyera la provisión de cualquiera de los elementos críticos, la fauna y la flora del suelo se ajustarían a un cambio cíclico lento, de modo que no se produzca el agotamiento total del suelo (Altieri, 1993).

Sin embargo, hoy en día, las prácticas agrícolas que se emplean para impulsar el desarrollo de los cultivos, provocan grandes y graves alteraciones de las propiedades y/o características del suelo, así como pérdidas del contenido de

materia orgánica, repercutiendo en los índices de producción de los terrenos agrícolas (Vandermeer, 1995; Piccolo, 1996; Huang *et al.*, 1996). De hecho, el hombre, en su afán de satisfacer sus necesidades de alimento y de materias primas, actúa sobre los ecosistemas destruyendo y/o alterando los recursos naturales y dentro de ellos al suelo, de una manera demasiado rápida, y en consecuencia, se afecta considerablemente tanto al propio ser humano como a su entorno (Kessler *et al.*, 1997). Igualmente las actividades industriales, sobretodo las que depositan sus residuos en las zonas aledañas a sus instalaciones o los descargan a los ríos, han provocado la degradación y contaminación de los suelos y de los mantos acuíferos en perjuicio de la humanidad.

Alteración y degradación del suelo

La degradación del suelo, como resultado de la actividad humana, está ampliamente relacionada con la reducción de la calidad de esta capa superficial (Cassman, 1999). La capacidad productiva de los terrenos cultivables ha disminuido porque se han degradado los suelos. Este proceso, junto con la ocurrencia de las fluctuaciones climáticas, ha provocado la desertización y la degradación del medio ambiente sin precedente, e.g., se ha estimado que, a nivel mundial, más de 2,000 millones de ha de la superficie terrestre han sido afectadas por la degradación del suelo provocada por prácticas agrícolas inadecuadas.

De manera complementaria se puede señalar que, la disponibilidad y la productividad del recurso suelo para la actividad agropecuaria se ha visto afectado por diferentes factores incluyendo la competencia por el uso del suelo, el desarrollo tecnológico, y los cambios en las condiciones económicas y del medio ambiente (Smit *et al.*, 1989). También se ha visto afectado por el crecimiento de la mancha urbana y su desarrollo urbano e industrial (Biswas *et al.*, 1975); la contaminación ambiental (Bawden, 1991; Kessler *et al.*, 1997), por el uso excesivo de agroquímicos y la descarga de residuos industriales, a los suelos y a los mantos acuíferos de los cuales se extrae el agua que se emplea para regar los suelos agrícolas (Chen, 1992.). La contaminación de los suelos puede ocurrir cuando éstos son irrigados con descargas de aguas residuales que provienen tanto de los corredores industriales como de las aguas negras de las zonas urbanas (Chen, 1994.).

Origen de la contaminación

Los riesgos de la salud y del medio ambiente, derivados de la contaminación, se han vuelto más evidentes a lo largo del mundo en las últimas décadas. El aire, el agua, y el suelo contaminados pueden incluir numerosas sustancias orgánicas e inorgánicas, tales como las aguas negras, diferentes emisiones gaseosas, fertilizantes, pesticidas, compuestos químicos, metales pesados, y radio nucleótidos (sustancias radioactivas). Los materiales contaminantes pueden provocar que el suelo y el agua del subsuelo no puedan ser utilizadas. Además, los animales y los insectos pueden llegar a estar en

contacto con un contaminante, y en consecuencia se provoca la introducción de una sustancia tóxica a la cadena trófica.

Las principales fuentes de metales pesados son actividades naturales, como desgastes de cerros, volcanes, que constituyen una fuente relevante de los metales pesados en el suelo, así como también actividades antropogénicas como la industria minera que está catalogada como una de las actividades industriales más generadora de metales pesados. En el suelo, los metales pesados, están presentes como iones libres, compuestos metálicos solubles, compuestos insolubles como óxidos, carbonatos e hidróxidos (Pineda, 2004). La contaminación del suelo por metales pesados está fundamentalmente relacionada con diferentes tipos de actividades humanas. Una vez en el suelo, éstos pueden quedar retenidos en el mismo pero también pueden ser movilizados en la solución del suelo mediante diferentes mecanismos biológicos y químicos (Pagnanelli *et al.*, 2004).

Dentro de los metales pesados hay dos grupos; oligoelementos o micronutrientes: son los requeridos en pequeñas cantidades o cantidades traza por plantas y animales y son necesarios para que los organismos completen su ciclo vital. Pasado cierto umbral se vuelven tóxicos. Como el As, B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Fe, Se y Zn y metales pesados sin función biológica conocida, cuya presencia en determinadas cantidades en seres vivos lleva apareja disfunciones en el funcionamiento de sus organismos. Resultan altamente tóxicos y presentan la propiedad de acumularse en los organismos vivos, el Cd, Hg, Pb, Sb, Bi, Sn, Tl (García y Dorronsoro, 2005).

El agua y los suelos contaminados con metales pesados plantea un grave problema para el ambiente y para la salud humana que todavía esta necesitando de una solución efectiva y económica. En el medio ambiente, los metales contaminantes más importantes son los elementos no radioactivos As, Cd, Cu, Hg, Pb y Zn y los elementos radioactivos Sr, Cs y U (considerados como metales tóxicos) (Raskin, I. I *et al.* 1997). Los metales pesados pueden contaminar los cuerpos de agua y los suelos a partir de diferentes materiales, entre las que destacan fertilizantes, pesticidas, mejoradores orgánicos e inorgánicos, desperdicios y lodos residuales (Paoletti, M. G. 1999, Helling *et al.*, 2000). La contaminación de los suelos por metales pesados, aparte de la ocurrencia natural, también es provocada por la actividad industrial (Helling *et al.*, 2000). Los metales pesados contribuyen fuertemente a la contaminación ambiental, la cantidad de metales disponibles en el suelo está en función del pH, el contenido de arcillas, contenido de materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico y otras propiedades que las hacen únicas en términos de manejo de la contaminación (Sauve *et al.*, 2000). Además son definidos como elementos con propiedades metálicas (conductibilidad, ductilidad, etc.), número atómico mayor de 20, y cuya densidad es mayor a los 5 g cm³. Se consideran metales pesados el plomo, cadmio, cromo, mercurio, zinc, cobre, plata y arsénico, constituyen un grupo de gran importancia, ya que algunos son esenciales para las células, pero en altas

concentraciones pueden resultar tóxicos para los seres vivos, tales como humanos, organismos del suelo, plantas y animales (Spain *et al.*, 2003).

En el caso de los suelos contaminados, éstos se caracterizan habitualmente por la presencia de mezclas de compuestos químicos complejos más que por la presencia de un compuesto químico simple. Así mismo, los suelos pueden contener compuestos que no se esperarían y que no pueden ser detectados en los análisis químicos. La transformación de la sustancia nociva original puede adicionalmente complicar la situación. Para determinar el impacto ambiental asociado con la contaminación compleja, se debe adoptar una aproximación basada en la toxicidad más que una aproximación basada en la química para la evaluación del riesgo (Haimi, J. 2000.)

Debido al impacto que representa la contaminación sobre el medio ambiente, la evaluación de los efectos de los contaminantes de los suelos ha llegado a ser una prioridad para los países miembros de la OECD (Saint-Denis *et al.*, 2001). Sin embargo, en el caso de los suelos ha habido poca consideración de los factores que regulan la disponibilidad de los metales. Aunque la biodisponibilidad de los metales pesados es un aspecto importante y frecuentemente mencionado, las bases científicas para su uso adecuado en la evaluación de los riesgos ecológicos en sitios contaminados es frágil. Dentro de este contexto resulta necesario desarrollar métodos que contengan descripciones cualitativas y cuantitativas de las diferencias en la biodisponibilidad; 1) entre suelos contaminados y no contaminados (antecedentes naturales); 2) entre los suelos típicamente empleados para pruebas de laboratorio y de campo; y 3) entre suelos contaminados (Peijnenburg *et al.*, 1999).

Para elucidar el comportamiento de los metales pesados en los suelos y prevenir riesgos tóxicos potenciales se requiere la evaluación de la disponibilidad y movilidad de los mismos (Banat *et al.*, 2005).

Recuperación de suelos contaminados

Debido al incremento del conocimiento y el interés público, las regulaciones ambientales han sido elaboradas no sólo para prevenir la contaminación, sino también para remediar áreas donde la contaminación ambiental ha ocurrido. Recientemente, la recuperación de sitios contaminados ha llegado a ser una alta prioridad. Diversas técnicas han sido desarrolladas y evaluadas en diferentes países para este propósito, incluyendo métodos químicos, de ingeniería, térmicos o biológicos (Chen *et al.*, 1997; Ducrocq *et al.*, 1999), con los cuales se intenta eliminar, aislar o estabilizar los elementos, materiales, compuestos y/o productos contaminantes.

Las técnicas de recuperación de suelos incluyen 1) métodos de estabilización química para reducir la solubilidad de los metales pesados por medio de la incorporación de algunos materiales no tóxicos al suelo, 2) la remoción de capas de suelos contaminadas y el reemplazamiento con suelos limpios, 3) cubrir el suelo original contaminado con suelo limpio, 4) lixiviación

química del sitio con agentes ácidos, 5) métodos de dilución, mezclando los suelos contaminados con suelos limpios de la superficie y del subsuelo para reducir la concentración de los metales pesados, 6) fitoremediación con plantas tales como árboles de madera (Chen *et al.*, 2000). Dentro de las técnicas de recuperación, los tratamientos biológicos in situ son prometedores debido a que ellos no necesitan excavar el suelo y pueden ser aplicados a un costo razonable para áreas mucho muy contaminadas. Una ventaja adicional de los tratamientos biológicos es que éstos no generan desperdicios (Ducrocq *et al.*, 1999).

Bibliografía

- Altieri, M. A. 1993. Ethnoscience and biodiversity: key elements in the design of sustainable pest management systems for small farmers in developing countries. *Agric. Ecosyst. Environ.* 46:257-72
- Banat, K. M., Howari, F. y Al-Hamad, A. A. 2005. Heavy Metals in Urban Soils of Central Jordan: Should we worry about Their Environmental Risks. *Environmental Research*, 97, pp. 258-273.
- Bawden, R. J. 1991. Systems thinking and practice in agriculture. *J. Dairy Sci.* 74(7):2362-2373.
- Biswas, M. R. y Biswas, A. K. 1975. Environmental impacts of increasing the world's food production. *Agric. Environ.* 2:291-309.
- Cassman, K. G. 1999. Ecological intensification of cereal production systems: Yield potential, soil quality, and precision agriculture. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 96:5952-5959.
- Chen, Z. S. 1992. Metal contamination of flooded soils, rice plants, and surface waters in Asia. In "Biogeochemistry of trace metals" (D. C. Adriano, ed.), Vol. 1, pp. 85-108. Lewis Publishers, Boca Ratón, Florida, USA.
- Chen, Z. S. 1994. Sampling design for studying the relationships between heavy metals in soils, sediments, and discharged wastewaters. In "Environmental sampling for trace analysis" (B. Markert, ed.), Vol. 1, pp. 365-368, Weinheim, Federal Republic of Germany.
- Chen, Z. S. y Lee, D. Y. 1997. Evaluation of remediation techniques on two cadmium-polluted soils in Taiwan. In "Remediation of Soils Contaminated with Metals" (I. K. I. a. D. C. Adriano, ed.), Vol. 1, pp. 209-223. Science Reviews, Chicago, IL.
- Chen, Z. S., Lee, G. J., y Liu, J. C. 2000. The effects of chemical remediation treatments on the extractability and speciation of cadmium and lead in contaminated soils. *Chemosphere.* 41:235-242.
- Ducrocq, V., Pandard, P., Hallier-Soulier, S., Thybaud, E. y Truffaut, N. 1999. The use of quantitative PCR, plant and earthworm bioassays, plating and chemical analysis to monitor 4-chlorobiphenyl biodegradation in soil microcosms. *Appl. Soil Ecol.* 12:15-27.
- Edwards, C. y J. Bater. 1992. The use of earthworms in environmental management. *Soil Bio. Biochem.* 24(12): 1683 - 1689.
- Ferruzzi, C. 1987. Manual de Lombricultura. Ediciones Mundi.Prensa - Castello 37. Madrid. 137 pp

- Fuentes, J. 1982. La crianza de la lombriz roja. Hojas divulgadoras Núm. 1/87 HD. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Galvis, A. 1991. Un auténtico reciclaje natural: La lombricultura. Caja Agraria. Departamento Risararalda, Pereira, Colombia, 4 pp.
- García, I. y Dorronsoro, C. 2005 (en línea). Contaminación por Metales Pesados. En Tecnología de Suelos. Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola. <http://edafologia.ugr.es/conta/tema15/introd.htm>
- Haimi, J. 1990. Grow and reproduction of the compost-living earthworms *Eisenia andrei* and *Eisenia fetida*. Rev. Écol. Biol. Sol. 27(4): 415 - 421.
- Haimi, J. 2000. Decomposer animals and bioremediation of soils. Environmental Pollution. 107:233-238.
- Helling, B., Reinecke, S. A. y Reinecke, A. J. 2000. Effects of the fungicide copper oxochloride on the growth and reproduction of *Eisenia fetida* (*Oligochaeta*). Ecotoxicol Environ Saf. 46(1):108-16.
- Hooker, J. E. y K. E. Black. 1995. Arbuscular Mycorrhizal Fungi as Components of Sustainable Soil-Plant Systems. Critical Reviews in Biotechnology. 15(3/4): 201-212.
- Huang, J., Lacey, S T. y Ryan, P. J. 1996. Impact of forest harvesting on the hydraulic properties of surface soil. Soil Sci. 161(2):79-86.
- Kessler, J. J. y Moolhuijzen, M. 1994. Low External Input Sustainable Agriculture: expectations and realities. Netherlands J. of Agricultural Science. 42(3):181-194.
- León, S., G. Villalobos, J. Fraite, y N. González. 1992. Cultivo de lombrices (*Eisenia fetida*) utilizando compost y excretas animales. Agronomía Costarricense. 16(1): 23-28.
- Li Y., D. F. McCrory., J. M. Powell., H. Saam y D. Jackson-Smith. 2005. A Survey of Selected Heavy Metal Concentrations in Wisconsin Dairy Feeds. J. Dairy Sci. Nº 88, 2911-2922
- Merlina, G. 1992. Elaboración y evaluación química y microbiológica de un vermicompost. Tesis de Grado. Facultad de Agronomía, Universidad Central de Venezuela.
- Moreno-Reséndez, A., Gómez Fuentes, L., Cano-Ríos, P., Martínez-Cueto, V., Reyes-Carrillo, J.L, Puente Manríquez, J. L., y Rodríguez-Dimas, N. 2008. Genotipos de tomate en mezclas de vermicompost: arena en invernadero. Terra Latinoamericana 26(2): 103-109.
- Pagnanelli, F., Moscardini, E., Giuliano, V. y Toro, L. 2004. Sequential Extraction of Heavy Metals in River Sediments of an Abandoned Pyrite Mining Area: Pollution Detection and Affinity Series. Environmental Pollution, 132, pp. 189- 201.
- Paoletti, M. G. 1999. The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. Agric. Ecosyst. Environ. 74:137-155.
- Peijnenburg, W. J., Posthuma, L., Zweers, P. G., Baerselman, R., de Groot, A. C., Van Veen, R. P., and Jager, T. 1999. Prediction of metal bioavailability in Dutch field soils for the oligochaete *Enchytraeus crypticus*. Ecotoxicol Environ Saf. 43(2):170-86.

- Pérez, L. 1993. Pautas para el manejo y utilización del humus de lombriz. En: IV Simposio de Especies Animales Subutilizadas. A. Cardozo (Ed). Universidad Experimental Ezequiel Zamora-UNELLEZ, Barinas - Venezuela.
- Piccolo, A. 1996. Humus and soil conservation. Elsevier Science B. V. 225-264
- Pineda, H. R. 2004. Presencia de Hongos Micorrízicos Arbusculares y Contribución de *Glomus Intraradices* en la Absorción y Translocación de Cinc y Cobre en Girasol (*Helianthus annuus* L.) Crecido en un Suelo Contaminado con Residuos de Mina. Tesis para Obtener el Grado de Doctor en Ciencias. Universidad de Colima. Tecoman, Colima.
- Raskin, I. I., Smith, R. D. y Salt, D. E. 1997. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Curr Opin Biotechnol.* 8(2):221-6.
- Saint-Denis, M., Narbonne, J. F., Arnaud, C. y Ribera, D. 2001. Biochemical responses of the earthworm *Eisenia fetida* Andrei exposed to contaminated artificial soil: effects of lead acetate. *Soil Biol. Biochem.* 33:395-404.
- Salazar, E. y C. Rojas. 1992. Conferencias curso fundamental de lombricultura. Aspectos generales-Teoría. Asociación Colombiana de Lombricultores, Asolombriz.
- Sauve, S., W. Henderson, y H. E. Allen. 2000. Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soils: Dependence on pH, Total Metal Burden, and Organic Matter. *Environ. Sci. Technol.* 34:1125–1131.
- Smit, B. y Brklacich, M. 1989. Sustainable Development and the Analysis of Rural Systems. *Journal of Rural Studies.* 5(4): 405-414.
- Smit, B. y Yunlong, C. 1994. Sustainability in agriculture: a general review. *Agric. Ecosystems Environ.* 49:299-3
- Spain, A. 2003. Implications Of Microbial Heavy Metals Tolerance in the Environment. *Reviews In Undergraduate Research,* 2,1-6.
- Vandermeer, J. 1995. The Ecological Basis of Alternative Agriculture. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 26:201-249

Desertificación

Antecedentes

La desertificación es la disminución o la destrucción del potencial biológico de la tierra y puede desembocar en definitiva en condiciones de tipo desértico. Constituye un aspecto del deterioro generalizado de los ecosistemas y ha reducido o liquidado el potencial biológico, es decir, la producción vegetal y animal, con múltiples fines, en un momento en el cual es necesario aumentar la productividad para mantener a un número creciente de personas que aspiran al desarrollo. (Estrada, 1995). Una definición más precisa se hacía necesaria, especialmente por la necesidad de distinguir entre la desertificación y el fenómeno de las oscilaciones cíclicas de la productividad de la vegetación en los márgenes del desierto ("expansión o contracción del desierto") revelado por datos obtenidos por satélite y relacionado con las fluctuaciones climáticas (FAO, 1990).

La degradación entraña una reducción del potencial de recursos debido a un proceso o combinación de procesos que actúan sobre la tierra. Esos procesos incluyen la erosión hídrica, la erosión eólica y la sedimentación por esos agentes, la reducción a largo plazo de la cantidad o diversidad de vegetación natural, y la salinización o sodificación". Es necesario seguir precisando la definición del concepto de desertificación, teniendo en cuenta los descubrimientos recientes sobre la influencia de las fluctuaciones climáticas y sobre la capacidad de recuperación de los suelos (CONAZA, 1994).

Procesos de la desertificación

Existen siete procesos que son responsables de la desertificación. De éstos, los cuatro primeros son considerados procesos primarios de desertificación y los tres últimos secundarios. Los procesos primarios son llamados así porque sus efectos son amplios y tienen un impacto muy significativo sobre la producción de la tierra (CONAZA, 1994). Cabe señalar, que el proceso de desertificación se evalúa en base a tres criterios: estado actual, velocidad y riesgo, y para cada uno de estos criterios se consideran cuatro clases de desertificación: ligera, moderada, severa y muy severa. Degradación de la cubierta vegetal (Deforestación). Esto se refiere a la remoción o destrucción de la vegetación existente en un área determinada (Estrada, 1992) Los procesos primarios:

1. Erosión hídrica. Es el proceso de remoción del suelo, principalmente la capa arable del mismo, por la acción del agua, el proceso de erosión hídrica se acelera cuando el ecosistema es perturbado por actividades humanas tales como la deforestación y/o el cambio de uso del suelo (explotación agrícola, pecuaria, forestal, vías de comunicación, asentamientos humanos, entre otros) (Estrada y Ortiz, 1992).
2. Erosión eólica. Se define como el desprendimiento y arrastre de las partículas del suelo ocasionados por el viento. Este tipo de erosión en las zonas áridas y semiáridas se debe, principalmente, al sobrepastoreo que destruye o altera a la vegetación natural, a la tala inmoderada y a las prácticas agrícolas inadecuadas (Estrada y Ortiz, 1992).
3. Salinización. Es el deterioro de los suelos por el incremento en el nivel de sales solubles que reduce su capacidad productiva, generalmente se da cuando existe un desbalance hídrico y salino que favorece la concentración de las sales. Reducción de la materia orgánica del suelo. Proceso causado indirectamente a causa de la pérdida de la vegetación, la cual provee de los nutrientes orgánicos del suelo (CONAZA, 1994)
4. Acumulación de sustancias tóxicas para las plantas o los animales. Este es otro proceso secundario promovido por el uso excesivo de fertilizantes y métodos químicos de control de plagas, los cuales envenenan el suelo causando la pérdida de la cubierta vegetal y por consecuencia los otros procesos descritos. La desertificación afecta aproximadamente a la sexta parte de la población mundial; al 70 % de todas las tierras secas,

equivalente a 3,600 millones de hectáreas y a la cuarta parte de la superficie total de tierras del mundo (Estrada, 1993)

Desertificación

Este proceso consiste en la pérdida de la productividad y complejidad biológica o económica de las tierras agrícolas, los pastizales y las regiones forestadas, y se debe principalmente a la variabilidad climática y las actividades no sostenibles del hombre. El 70% de las tierras secas de todo el mundo (con excepción de los desiertos hiper áridos), o sea 3,600 millones de hectáreas, están degradadas. A pesar de que la sequía se asocia a menudo con la degradación de tierras, es un fenómeno natural que ocurre cuando durante mucho tiempo se registran lluvias muy por debajo de los niveles normales (Toledo, 1996).

Las personas deben asimismo ajustarse a estas fluctuaciones naturales. Los recursos biológicos y económicos de las tierras secas, en particular la calidad del suelo, los suministros de agua dulce, la vegetación, y los cultivos, se deterioran fácilmente. La gente ha aprendido a proteger dichos recursos con estrategias ancestrales. No obstante, en los decenios recientes estas estrategias se han vuelto menos prácticas, en virtud de las cambiantes circunstancias económicas y políticas, el crecimiento demográfico y la tendencia hacia una mayor sedentarización de las comunidades (UNEP, 1991).

La ignorancia, los errores, los desastres naturales y los de origen humano también pueden contribuir a la degradación de tierras. La ignorancia del medio ambiente natural desempeñó un papel importante en la aparición en los Estados Unidos del terrible "Desierto de Polvo" de la década de 1930; una de las medidas erróneas fue que los agricultores del Medio Oeste utilizaron en una época de sequía arados que estaban diseñados para las latitudes más templadas de Europa occidental (Toledo, 1996). En las décadas recientes, equivocaciones similares en la elección de políticas o tecnologías han conducido a la degradación de tierras en muchos países, desarrollados y en desarrollo. Catástrofes tales como guerras y otras emergencias nacionales degradad asimismo las tierras productivas, al desplazar al personal que gestiona las tierras o concentrar grandes números de emigrantes que sobrecargan una zona específica. Los desastres naturales como las inundaciones y sequías pueden tener efectos similares (Medellín, 1998).

Recuperación

La desertificación disminuye la resistencia de las tierras ante la variabilidad climática natural. El suelo, la vegetación, los suministros de agua dulce, y otros recursos de las tierras secas en general son resistentes, es decir que pueden recuperarse después de sufrir perturbaciones climáticas como la sequía y efectos provocados por el hombre, como el pastoreo excesivo. Sin embargo, cuando las tierras se degradan, esta capacidad de recuperación se reduce sustancialmente, lo que conlleva repercusiones físicas y socioeconómicas (Estrada, 1995).

El suelo se vuelve menos productivo. Los vientos y la lluvia pueden llevarse la capa superficial expuesta y erosionada de las tierras. La estructura física y composición bioquímica del suelo puede empeorar, formándose hondonadas y grietas, en tanto que el viento y el agua pueden eliminar nutrientes vitales. Si el nivel freático sube debido a un avenamiento (formación de canales y vías de infiltración) inadecuado y a prácticas de irrigación deficientes, el suelo puede anegarse y la salinidad aumentar (Ortiz, 1993).

Se considera a la desertificación como un importante problema ambiental a nivel mundial, sobre todo por el vínculo que existe entre la degradación de tierras secas y la producción alimenticia. Para asegurar una dieta nutritiva adecuada a la creciente población mundial, será necesario triplicar la producción de alimentos durante los próximos 50 años, empresa difícil de lograr, aun bajo circunstancias favorables. Si no se detiene o revierte la desertificación, la producción de alimentos en muchas áreas afectadas disminuirá, lo que puede causar malnutrición y en última instancia hambrunas. No obstante, la relación que existe entre la degradación de las tierras y el rendimiento de los cultivos raras veces es simple: afectan la productividad numerosos factores como el clima, las enfermedades y plagas, los métodos de cultivo y los mercados externos y demás factores económicos (Estrada, 1998).

Entre las causas de la desertificación, la degradación a través de los procesos erosivos (erosión hídrica y eólica) es una de las principales. En la actualidad, más de 60.000.000 de hectáreas están sujetas a procesos erosivos de moderados a graves y cada año se agregan 650.000 hectáreas con distintos grados de erosión. Las formaciones boscosas de la Argentina han sufrido una dramática disminución. En los últimos 75 años la reducción de la superficie forestal natural alcanza el 66%, debido a la producción de leña y carbón vegetal, al desmonte para la extensión de la frontera agropecuaria y a otras actividades industriales. Esto es particularmente grave para las regiones áridas, semiáridas y subhúmedas (Medioambiente, 1994).

Microalgas

Un estudio de bacterias marinas de dos sistemas de producción de Microalgas bajo condiciones de laboratorio e invernadero en dos estaciones del año, por ejemplo, las bacterias marinas del Golfo de California son muy importantes por su relación con las microalgas utilizadas en acuicultura. Por ello, se cultivaron *Chaetoceros muelleri* y *Tetraselmis* sp. en sistemas semi-continuo y estático bajo condiciones de laboratorio e invernadero durante verano e invierno,. Con el fin de evaluar la carga bacteriana total y del género *Vibrio* presentes en estas microalgas, se realizaron muestreos al inicio, a la mitad y a la cosecha para los cultivos semicontinuos; mientras que para los estáticos se monitorearon tres días; al mismo tiempo se contó el número de células y se midió temperatura y pH de los cultivos. Para ambas microalgas se encontró que las Unidades Formadoras de Colonias (UFC)/ml para las Bacterias Heterótrofas Totales (BHT) presentes en ambas condiciones de cultivo, fue estadísticamente mayor en columnas que en

tanques en las dos estaciones del año, con excepción de los tanques del invernadero en la estación de Invierno. En general se encontró mayor UFC/ml de BHT para *Chaetoceros* que para *Tetraselmis*, independientemente de la condición de cultivo (Acuacultura, 2002).

En las zonas áridas y semiáridas las legislaciones deben priorizar el aprovechamiento integral de los recursos hídricos, la preservación contra los efectos ambientales nocivos y prestar especial atención a la problemática social que se presenta en estas zonas. El deterioro ambiental producido por el rápido avance de fronteras agrícolas y urbanas, pone en peligro el mantenimiento de ecosistemas completos de miles de especies de plantas y animales. El problema no es nuevo respecto a la destrucción de bosques, las praderas y tierras agrícola.

Este crecimiento de las ciudades crea una presión adicional sobre la tierra, tanto en lo que se refiere a la necesidad de ampliar la superficie cultivable como a la de intensificar los rendimientos, aquí es donde se agrava el riesgo, por la incorporación de nuevas tierras para la producción, la aceleración de la desertificación lo cual es un producto de una situación estructural. Si analizamos los conceptos expresados sobre la desertificación en las zonas áridas y semiáridas ha sido, el resultado de aplicar modelos de desarrollo inadecuados, que han generado deterioro ambiental (Ortiz, 1994).

Bibliografía

- Comisión Nacional de Zonas Áridas (CONAZA). 1994. Plan de acción para combatir la desertificación. México. 160 pp.
- Estrada, J. 1993. Algunos factores que influyen en las actividades productivas en las zonas áridas y Semiáridas. In. Molina, 1993. México.
- Estrada Berg, y C., Ortiz, 1992. Plano de erosión hídrica del suelo en México. Rev. Geografía Agrícola No. 3. UACH, Chapingo, México.
- Estrada Berg, W., J., G., Torres, 1998a. Diagnostico ecológico – social del campo mexicano, una propuesta de solución a la degradación del suelo. Foro Nacional sobre Desertificación y Pobreza. CONAZA. Durango del 17 al 19 de junio. México.
- Estrada Berg, W., J. 1995. El deterioro ambiental de las zonas áridas de México. Departamento de suelos, UACH. Chapingo, México.
- FAO, 1990. Metodología provisional para la Evaluación y la representación de la Desertificación. Programa de las Naciones Unidas para el medio Ambiente. Roma, Italia.
- Medellín, L., F., 1998. La desertificación en México. Universidad Autónoma de San Luis Potosí México. 129 pp.
- Ortiz O., M., 1993. Distribución y extensión de los suelos afectados por sales. Universidad Autónoma Chapingo, departamento de suelos, Chapingo, México.
- Ortiz ., 1994. Políticas preventivas de la degradación del suelo. CONAZA y CP. México. 161 pp.

- Toledo, 1996. Latinoamérica: crisis de civilización y ecología política. Gaceta ecológica No. 38. INE – SEMARNAP. México, D.F.
- UNEP, 1991. Estado de la desertificación y aplicación del plan de acción de las naciones unidas para Combatir la desertificación. UNEP/GCSS. III/3. Nairobi, Kenya.[http://www.medioambiente.gov.ar/faq/desertificacion/1994.Conservación del Suelo y Lucha contra la Desertificación](http://www.medioambiente.gov.ar/faq/desertificacion/1994.Conservación%20del%20Suelo%20y%20Lucha%20contra%20la%20Desertificación)
- Huerta-Aldaz, N. y J.A. López-Elías. 2002. Micro-algas para la desertificación, Universidad de Sonora. DICTUS. México.
<http://aimac.ens.uabc.mx/aim/conferencias/Acuacultura/formatoHTML/lr-094.htm/2002>

Contaminación atmosférica

Antecedentes

Dada la complejidad de nuestra biosfera y las innumerables interacciones que se producen entre el aire, el agua y la tierra, existe todavía importante incertidumbre científica acerca de lo que puede estar sucediendo en el entorno. Estas incertidumbres han permitido el florecimiento de una amplia gama de opiniones acerca del calentamiento global. Los ambientalistas creen que estamos alterando de manera significativa y negativa los gases atmosféricos. Por ello, a fin de reducir el daño que estamos infringiendo en el ecosistema, deberían producirse drásticos cambios en nuestro modo de vida para que, de esa forma, podamos detener los trastornos negativos a la atmósfera. El calentamiento global podría afectar a la agricultura y el uso de la tierra, marchitando las plantas, floreciendo en zonas que antes eran demasiado frías. Las temperaturas más altas, provocará un disminución en la cantidad de agua dulce, que el agotamiento de los bosques, y la biodiversidad de las especies vegetales se vean reducidos (Fula y Ayala, 2007).

El cuidado del medio ambiente es sin duda alguna uno de los temas que más ha ganado terreno en los últimos años dentro de las preocupaciones de los gobiernos y organismos internacionales; los eventos que a nivel mundial se desarrollan alrededor de la temática ambiental buscando el compromiso de los países así lo comprueban. Dentro de los diversos temas que envuelve el cuidado del medio ambiente, la contaminación atmosférica es uno de los más importantes, por los efectos que tiene sobre la salud de la población y los costos económicos que ello genera. En los países en vías de desarrollo, el crecimiento de la población, el dinamismo de la economía y el aumento del parque vehicular son factores que inciden sobre el aumento en los niveles de contaminación atmosférica, superando en la mayoría de los casos los estándares establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS). De acuerdo con esta organización, son más de dos millones las muertes prematuras que se pueden atribuir cada año a los efectos de la contaminación del aire en espacios abiertos urbanos y en espacios cerrados, más de la mitad de las cuales recae en las poblaciones de los países en desarrollo (Ferrer *et al.*, 2009).

Según datos del monitoreo atmosférico 2007 en Torreón, Coahuila, se puede decir que la zona sur de la ciudad fue la que presentó las mayores

concentraciones de material particulado menor a diez micrómetros, sobrepasando los niveles máximos permisibles por la NOM-025-SSA1-1993 (SEMAC; 2008). En el año 2009 se reportó que la concentración de bióxido de nitrógeno no rebasó los 40 puntos IMECA, y que la mayor concentración se encontró en la zona centro, en el sur y suroeste de la ciudad. De igual forma, lo que llama la atención es que la mayor concentración de monóxido de carbono reportada, que no excede los 25 puntos IMECA, se encontró en el sur de la ciudad y solamente 18 puntos IMECA en la zona centro (SEMAC; 2009).

Reducir nuestras emisiones de gases de efecto invernadero exigirá inversiones y la modificación de la forma en que actualmente producimos y usamos la energía. Estudios recientes indican que el precio de no hacer nada sería muy superior, por los daños y el sufrimiento que causaría dejar que el cambio climático siguiera su curso (SMA, 2006).

Las empresas desempeñan un papel importante en la lucha contra el cambio climático. Van comprendiendo que, al reducir sus emisiones de gases de efecto invernadero, no solo protegen el clima, sino que también pueden ahorrar dinero, hacerse publicidad y adquirir una ventaja sobre sus competidores. Por ejemplo, una gran empresa multinacional que fabrica una amplia gama de productos en diferentes zonas del mundo ha ahorrado, desde 1990, 1 500 millones de euros reduciendo su consumo de energía e instalando en sus fábricas nuevas tecnologías más respetuosas con el clima. Además, ahorra entre 7 y 11 millones de euros al año mediante el uso de la energía renovable. Con estas medidas, ha reducido sus emisiones de gases de efecto invernadero en un 67 % desde 1990 (Navarro, 2010).

Si bien las causas de la contaminación del aire pueden ser naturales (emisiones volcánicas, biogénicas, desérticas, marinas) ó antropogénicas, son éstas últimas las que inciden más negativamente sobre la calidad del aire. Existe un gran número de contaminantes atmosféricos con distintas repercusiones en la atmósfera. Entre ellos destacan CO₂, CO, SO₂, NO, NO₂, O₃ (el ozono actúa positivamente en la estratosfera ya que reduce la radiación ultravioleta, pero en la troposfera tiene efectos negativos por su elevado poder oxidante), NH₃, H₂S, material particulado atmosférico (incluyendo metales, compuestos inorgánicos secundarios y una gran cantidad de compuestos orgánicos, algunos persistentes) y un elevado número de compuestos orgánicos volátiles (Fundación Gas Natural, 2006).

Bibliografía

- Ferrer J. y Escalante R. 2009. Contaminación atmosférica y efectos sobre la salud en la zona metropolitana del valle de México. Economía informal, sept-oct pp. 22 38.
- Fula, K. y C. Ayala. 2007. Calentamiento global, más que un tema de moda. Disponible en:
http://www.fum.edu.co/snies/inst/programas/potal_admin/imp_amb/calentamiento_global-DEFINITIVO.pdf (consulta 20 de noviembre de 2011)

- Fundación Gas Natural, 2006 (en línea). Calidad del aire urbano, salud y tráfico rodado. Disponible en:
<http://www.fundaciongasnatural.org/SiteCollectionDocuments/Publicaciones/Fichas%20Educacion%20Ambiental/4/Ficha%20D4.pdf> (Consulta 12 de noviembre de 2011)
- Navarro, J. 2010 (en línea) Preguntas y respuestas sobre cambio climático. Disponible en: <http://www.cambioclimatico.org/contenido/preguntas-y-respuestas-sobre-cambio-climatico> (consulta 18 de noviembre de 2011)
- Secretaría del Medio Ambiente (SMA) 2006. Dirección de Programa de Cambio Climático y Proyectos MDL. Distrito Federal, México. El cambio climático: ¿qué es? Disponible en:
http://www.sma.df.gob.mx/cclimatico/descargas/publicaciones/14_triptico_cambio_climatico_que_es.pdf (consulta 20 de noviembre de 2011)
- Secretaría del Medio Ambiente de Coahuila (SEMAC).2008 (en línea). Resultados del Monitoreo de la Calidad de Aire de Torreon [online] Disponible en <http://www.semec.gob.mx/sca/monitoreo/TORREON07/TORREON071.htm>
- Secretaría del Medio Ambiente de Coahuila (SEMAC). 2009 (en línea). Resultados del Monitoreo de la Calidad de Aire de Torreón Disponible en <http://www.semec.gob.mx/sca/monitoreo/TORREON09/TORREON091.html> (consulta 5 de noviembre de 2011)

Gestoría en protección ambiental

Antecedentes

Salud y trabajo son términos que introducen a una materia como la Seguridad e Higiene del Trabajo (SHT), cuyo objetivo se basa precisamente en las consecuencias de la interacción entre esos vocablos: el trabajo como origen de riesgo, y la salud como bien preciado para el ser humano que puede verse alterado por el trabajo. Su origen está asociado a toda labor que los seres humanos realizaban desde sus inicios como especie, pero tomó una importancia mayúscula en el ámbito fabril con la Revolución Industrial en el siglo XIX, por el número de trabajadores que se exponían a riesgos de trabajo. Según el Dr. Takala, la agricultura, sector en el que se emplea a más de la mitad de los trabajadores del mundo, registra más de 50% de los accidentes mortales, lesiones y enfermedades profesionales. Sin embargo, la naturaleza evolutiva del trabajo ha generado nuevos riesgos profesionales, entre los que se cuentan los trastornos musculoesquelético, los problemas de estrés y mentales, las reacciones y problemas de asma y alergia provocados por la exposición a agentes peligrosos y cancerígenos, como el asbesto, la radiación y las sustancias químicas (Anaya, 2006). El crecimiento económico y la globalización han originado evidentes beneficios pero al mismo tiempo han provocado la aparición de nuevos riesgos. Existen dificultades e incertidumbres para identificar con exactitud la relación causal entre medio ambiente y salud. A pesar de ello existen algunos trabajos que han identificado la relación entre determinados agentes ambientales y la salud humana (Vargas, 2005).

En la actualidad resulta de vital importancia estudiar el papel de la seguridad y salud laboral y las relaciones de trabajo en la protección del medio

ambiente natural, para estar en condiciones de establecer políticas encaminadas a conseguir un crecimiento económico compatible con un medio laboral libre de riesgos y la mejora del medio ambiente que nos ayuden a optimizar el bienestar social (Montalvo, 2006).

Algunos de los aspectos fundamentales del proceso de desarrollo industrial de México se han modificado a lo largo de los últimos veinte años, mismo que se ha intensificado y madurado en el último quinquenio. De manera paralela, las concepciones generales de la relación entre la industria y el medio ambiente han cambiado significativamente. A pesar de que la industria constituye un factor determinante en la generación de contaminantes y presiones sobre los recursos naturales, además de significativos riesgos ambientales y para la salud humana, el cuidado ambiental se ha constituido en una fuente de motivación para el mejoramiento del desempeño industrial en general, creando oportunidades de ahorro y de negocios, a la vez que la imagen ambiental se ha tornado en una variable importante de competitividad (INE-SEMARNAP, 2000).

Las políticas ambientales hacia el sector industrial han reforzado las tendencias a un cambio tecnológico que limite de manera creciente los impactos ambientales y que transfiera la contaminación que se genera hacia estados físicos en que representan un menor riesgo ambiental y de salud pública (INE, 1997). Entre los contaminantes químicos más peligrosos están: el asbesto, el benceno, el cloruro de vinilo, el carbón, el arsénico, los bifenilos policlorados, el acetaldehído, el bromoformo, el cadmio, el cloroformo, el 1,2-dicloroetano, difenilhidrazina, el dinitrotolueno, el estireno, el formaldehído, el plomo y el tetracloruro de carbono. Estos contaminantes pueden ocasionar lesiones en el tracto respiratorio, cambios en la mucosa nasal y tráquea, irritación en los ojos, nariz y garganta, así como daños en el hígado, riñón, efectos inmunológicos y en el sistema nervioso central, conjuntivitis, dermatitis, lesiones en el sistema respiratorio y digestivo, malformaciones embrionarias, fatiga, jaquecas, mareos, depresión, anemia y por último muerte (Chung, 2008).

En años recientes se han desarrollado una serie de instrumentos de regulación, gestión y verificación ambiental, así como distintos programas ambientales con el objetivo de poder implementar las políticas nacionales en materia de medio ambiente. Estos instrumentos y programas han sido paulatinamente puestos en marcha por los distintos órganos de SEMARNAP (INE, 2000).

Con sólo tres décadas de legislación ambiental se han hecho varias modificaciones a los instrumentos legislativos y normativos existentes con la intención de incorporar las nuevas tendencias y la relación que las actividades humanas tienen con él. El desarrollo de las leyes en materia ambiental refleja una evolución hacia un enfoque actualmente basado en principios de sustentabilidad económica y ambiental. El instrumento en el que se fundamenta este trabajo es Ley General Del Equilibrio Ecológico y Protección al Medio Ambiente. Aprobada en 1988, a su vez se expidieron reglamentos en materia de impacto ambiental,

residuos peligrosos, prevención y control de la contaminación atmosférica, prevención y control de la contaminación generada por los vehículos automotores que circulan en el Distrito Federal y los municipios de la zona conurbada (SEDUE, 1986).

En 1996, la experiencia acumulada en casi ocho años de vigencia de la LGEEPA así como nuevas demandas de la sociedad hizo necesario incorporar modificaciones en dicho ordenamiento, incluyendo grandes innovaciones orientadas a diversos propósitos (SEMARNAT, 1996).

Actualmente existen una cantidad importante de leyes, reglamentos, normas oficiales mexicanas y otras disposiciones jurídicas que regulan en forma directa o indirecta la protección al ambiente (Walss, 2001).

Bibliografía

- Anaya, A., 2006 (En línea), Diagnóstico de Seguridad e Higiene del Trabajo Listados de Verificación Basados en la Normatividad Mexicana, RED DE REVISTAS CIENTIFICAS DE AMERICA LATINA Y EL CARIBE, ESPAÑA Y PORTUGAL 4(3): 1–15. Disponible en: <http://redalyc.uaemex.mx/pdf/730/73000403.pdf> (Consultada el día 10 de Febrero del 2011)
- Chung, B. 2008 (En línea), Control de los Contaminantes Químicos en el Perú, Rev Peru Med Exp Salud Pública 25(4): 413-418. Disponible en: <http://www.scielo.org.pe/pdf/rins/v25n4/a12v25n4.pdf> (Consultada el día 10 de noviembre del 2011)
- Instituto Nacional de Ecología (INE). 2000. Elementos para un proceso inductivo de la gestión ambiental en la industria. México, D. F.
- Instituto Nacional de Ecología (INE). 1997. Sistema Integrado de Regulación y Gestión Ambiental de la Industria. México, D. F.
- Montalvo R., J. 2006 (En línea). Trabajo y Medio Ambiente en México. Disponible en: <http://www.letrasjuridicas.com/Volumenes/15/jmontalvo15.pdf> (Consultada el día 1 de noviembre del 2011)
- Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA) 2002. Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, México, D. F.
- Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE). 1986 Ley Federal de Protección al Ambiente, México D.F.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2003. Portal de trámites. <http://tramites.semarnat.gob.mx/html/aviso2.html> (revisado 25 mayo 2003)
- Instituto Nacional de Ecología (INE). Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). 2000. Gestión ambiental hacia la industria. México, D.F.
- Vargas, F., 2005 (En línea), La Contaminación Ambiental como Factor Determinante de la Salud, REV ESP SALUD PÚBLICA 79(2): 117-127. Disponible en: <http://redalyc.uaemex.mx/pdf/170/17079201.pdf> (Consultada el día 12 de Febrero del 2011)

Walss, R. 2001. Guía Práctica para la gestión ambiental. Ed. McGraw-Hill, México D.F.

Manifestación del Impacto Ambiental (MIA)

Antecedentes

La Manifestación del Impacto Ambiental (MIA) es fundamentalmente un instrumento preventivo de la política ambiental, y en esa medida nos interesa entender la dinámica previa de relaciones en torno al impacto ambiental y cómo éstas entorpecen o favorecen el establecimiento de negociaciones formales. El uso creciente de este instrumento se atribuye a tres factores: el predominio del principio "el que contamina paga" en el comercio internacional; la descentralización de la gestión ambiental en los proyectos que generan los impactos ambientales, y la mayor vigilancia ambiental que está ejerciendo la población en general y los grupos ecologistas en particular. La sociedad le agrega a las empresas dos nuevas funciones: la conservación del medio ambiente y contribuir con sus proyectos al bienestar y desarrollo de las comunidades circundantes. La respuesta del sistema político es la EIA, instrumento que, a pesar de su carácter preventivo, parece insuficiente para evitar los conflictos, sobre todo en cuanto a los mecanismos formales de prevención de los conflictos, especialmente los relativos a la participación, lo que parece ser una de sus debilidades fundamentales (Guillén, 2001)

En este contexto, el proceso de evaluación de impacto ambiental permite anticipar los futuros impactos negativos y positivos de acciones humanas, aumentando los beneficios y disminuyendo las alteraciones ambientales no deseadas. El propósito es asegurarse que las variables ambientales de interés se reconozcan desde el inicio y se protejan a través de decisiones pertinentes. Esto compatibiliza las acciones previstas con las políticas y regulaciones ambientales que se hayan establecido con la finalidad de proteger el entorno. La evaluación de impacto ambiental es un sistema de advertencia que opera mediante un proceso de análisis continuo destinado a proteger el medio ambiente contra daños injustificados o no previstos. Es un proceso informado y objetivo de decisiones concatenadas y participativas, que ayudan a identificar las mejores opciones para llevar a cabo una acción sin daños ambientales inaceptables. En este sentido, es importante destacar que un proceso de evaluación de impacto ambiental debe ser considerado como un instrumento que está al servicio de la toma de decisiones y que permite alcanzar, anticipadamente, un conocimiento amplio e integrado de los impactos o incidencias ambientales derivadas de acciones humanas (Espinoza, 2001).

Actualmente, en muchos países, la EIA es considerada como parte de las tareas de planeación; superando la concepción obsoleta que le asignó un papel posterior o casi último en el procedimiento de gestación de un proyecto, que se cumplía como un simple trámite tendiente a cubrir las exigencias administrativas de la autoridad ambiental, después de que se habían tomado las decisiones clave de la actividad o del proyecto que pretendía llevarse a la práctica. Por ello, en una

concepción moderna, la EIA es una condición previa para definir las características de una actividad o un proyecto y de la cual derivan las opciones que permiten satisfacer la necesidad de garantizar la calidad ambiental de los ecosistemas donde estos se desarrollarán (SEMARNAT, 2002).

El Impacto Ambiental es definido por la LGEEPA como: “la modificación del ambiente ocasionada por la acción del hombre o de la naturaleza”. Además señala que el Desequilibrio Ecológico es “. La alteración de las relaciones de interdependencia entre los elementos naturales que conforman el ambiente, que afecta negativamente la existencia, transformación y desarrollo del hombre y demás seres vivos”. En este mismo artículo la Ley define a la Manifestación de Impacto Ambiental (MIA) como “...el documento mediante el cual se da a conocer, con base en estudios, el impacto ambiental, significativo y potencial que generaría una obra o actividad, así como la forma de evitarlo o atenuarlo en caso de que sea negativo”. Por su parte, el concepto de Evaluación del Impacto Ambiental es definido por la misma Ley en su artículo 28 como “...el procedimiento a través del cual la Secretaría (SEMARNAT), establece las condiciones a que se sujetará la realización de obras y actividades que puedan causar desequilibrio ecológico o rebasar los límites y condiciones establecidos en las disposiciones aplicables para proteger el ambiente y preservar y restaurar los ecosistemas, a fin de evitar o reducir al mínimo sus efectos negativos sobre el ambiente (SEMARNAT, 2002).

La gestión de los residuos sólidos ha alcanzado en muchos países un alto rango de importancia, respondiendo a los llamados internacionales por alcanzar la sustentabilidad del medio ambiente y proteger la salud pública, desde un enfoque de la economía de los recursos naturales. Los residuos sólidos, al ser acumulados o abandonados de una forma incontrolada, crean una evidente problemática ambiental, ya que al no tomar las medidas preventivas oportunas contaminan los medios receptores (aire, suelos y aguas), afectando de una forma importante al paisaje, con la consiguiente depreciación del terreno y deterioro del entorno. Una característica común del manejo tradicional de los residuos sólidos urbanos es el orden indisposición final, con respecto a su gestión integral, de la prioridad otorgada a las distintas etapas y alternativas posibles de valorización de los materiales potencialmente recuperables o aprovechables. La disposición final, en basureros o rellenos sanitarios, resulta ser la primera de las alternativas previstas para la destrucción o desaparición de los residuos generados. La valorización de los residuos se vuelve una alternativa catalogada como costosa y altamente tecnificada (Barradas-Rebolledo, 2009). Se define como el proceso de aislar y confinar los residuos sólidos en especial los no aprovechables en forma definitiva, en lugares especialmente seleccionados y diseñados para evitar la contaminación, y los daños o riesgos a la salud humana y al medio ambiente (CARS, 2011).

En nuestro país, como en el resto de la Unión Europea, se ha ido generando en las últimas décadas una profunda conciencia social ante los impactos que las actividades humanas provocan en el Medio Ambiente. Esta nueva conciencia se ha ido articulando en una amplia y reciente legislación medio

ambiental, que en el caso concreto de la Evaluación de Impacto Ambiental (E.I.A), trata de establecer las características que han de tener dichas actividades para evitar, minimizar o corregir sus efectos negativos. La Evaluación del Impacto Ambiental es hoy una herramienta clave en la toma de decisión de la ejecución de determinados proyectos y actividades (UCM, 2006). Gran parte de la cubierta vegetal original del mundo se ha perdido, lo que ha provocado una reducción drástica de los hábitats o áreas donde viven y distribuyen los animales silvestres. Los indicadores más contundentes del daño ecológico son la extinción de especies silvestres y el incremento en número de las amenazadas (CONABIO, 2006).

Las obras públicas como la construcción de una carretera, un pantano o un puerto deportivo; las ciudades; las industrias; una zona de recreo para pasear por el campo o hacer escala; un parque; una granja o un campo de cultivo; cualquier actividad de estas tiene un impacto sobre el medio. La alteración no siempre es negativa. Puede ser favorable o desfavorable para el medio. En los Impactos Ambientales hay que tener en cuenta (Echarri, 2007). El IA es un instrumento de Política Ambiental que desde hace veinte años se usa en diversos países como un fundamento técnico científico que pretende evitar prejuicios y develar los beneficios de una acción humana significativa. El manifiesto de Impacto Ambiental ayuda a prevenir y examinar minuciosamente por las personas que tiene en sus manos las decisiones en la planeación, con objeto de que la población existente y la futura, sean influidas positivamente por los cambios que se produzcan en el área (Ramírez, 2008).

Bibliografía

- Barradas-Rebolledo, A. 2009. Planificación de la gestión integral de residuos sólidos municipales: guía metodológica para Países en Desarrollo. Editorial GYTSU, Minatitlán, Veracruz, México. p. 10-11.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) 2006. Capital natural y bienestar social. Comisión Nacional para el conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, Antonio Bolívar editor, México, D.F p. 32
- Echarri, L., 2007. Ciencia de la Tierra y del Medio Ambiente. Población, ecología y ambiente tema 12 Relación hombre – ambiente, España ed. Navarra P. 38
- Espinoza, G. 2001. Fundamentos de Evaluación de Impacto Ambiental. 1a Ed. Centro de Estudios para el Desarrollo (CED) de Chile. Santiago de Chile. p. 23, 30.
- Guillén F; C. 2001. Evaluaciones de impacto ambiental, proyectos de inversión y conflictos en México. 1a Ed. Instituto Nacional de Ecología. (INE). México, D.F. p. 20.
- Corporación Autónoma Regional de Santander (CARS) 2011. Glosario. Disponible en:
http://www.cas.gov.co/index.php?option=com_content&task=blogcategory&id=122&Itemid=211 (consulta 15 de noviembre de 2011)

- Ramírez-Beltrán, R.T. 2008 (en línea). La Manifestación de impacto ambiental: Un indispensable Instrumento de política ambiental. Ecología. Disponible: <http://veneno.com/2008/6/tona-129.html> (consultado: 7 de marzo del 2011)
- Semarnat. 2002. Cambio de uso de suelo o proyectos Agropecuarios. 1a Ed. Semarnat, México, D.F. p. 7, 8.
- Universidad de Castilla-La Mancha (UCM). 2006. La Evaluación del Impacto Ambiental de Proyectos y Actividades Agroforestales. Coordinadores, Manuel Andrés Abellán, Francisco Antonio García Morote, 632 pp.; 24 cm. (monografía; 48) ISBN 84-8427-416-0.

LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN EN PROCESOS AMBIENTALES

Se derivan del Marco de Referencia las siguientes líneas de Investigación para Procesos Ambientales, en orden alfabético:

Contaminación ambiental

Ecología

Impacto ambiental

Metales pesados

Toxicidad

Remediación

Suelo

Innovaciones ambientales

Legislación y gestión ambiental