



DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DE SUELOS EROSIONADOS

[ENVIRONMENTAL ASSESMENT OF ERODED SOILS]

Yolanda Maya

CIBNOR, S.C. Mar Bermejo 195, Col. Playa Palo de Santa Rita. C.P. 23090, La Paz, B.C.S. México. ymaya04@cibnor.mx

*Corresponding Author

RESUMEN

La degradación del suelo causada por erosión hídrica amenaza seriamente la calidad de los recursos de los que depende el hombre para su subsistencia, como el agua, suelos y cultivos. El diagnóstico de los suelos a partir de variables ambientales es indispensable para la planeación e implementación de planes de manejo para el mejoramiento de este recurso. En este trabajo se presenta una revisión de algunas de las herramientas tecnológicas que se utilizan para evaluar la degradación del suelo causada por erosión hídrica a diversas escalas, considerando los factores determinantes en cada nivel. Las escalas analizadas son: agregados superficiales del suelo, parcela o potrero y cuenca hidrológica. Se mencionan en cada caso las variables indicadoras de la erosión, así como los métodos y herramientas que se utilizan para su evaluación. Se presenta un estudio caso.

Palabras clave: erosión hídrica; EUPS; modelos de predicción; SIG.

INTRODUCCIÓN

El suelo es un componente clave importante de los ecosistemas terrestres. Las plantas obtienen del mismo soporte y nutrientes, además de que al menos alguna etapa de los ciclos biogeoquímicos que ocurren en los ecosistemas sucede en el mismo. Sin el suelo, la vida como la conocemos sería imposible. Es un recurso natural que se considera en estado crítico, ya que la combinación de la calidad del suelo, de la vegetación y agua determinan la calidad del ecosistema; en este sentido, la información edáfica es el sustento natural para la evaluación y manejo sustentable de las tierras (Backhaus *et al.*, 2002; Hennings, 2002). Entre los diversos tipos de degradación del suelo destacan la erosión, la salificación y alcalinización, la degradación química (contaminación, acidificación), la degradación física (compactación, sellado) e incluso la degradación biológica, como la mineralización acelerada de la materia orgánica. La erosión hídrica se inicia mediante una serie de procesos que se manifiestan en la capa superficial del suelo, que con el paso del tiempo se magnifican hasta incluir varias o incluso todas sus capas, llegando a cubrir grandes extensiones

SUMMARY

Soil degradation due to water erosion is a serious threat to the quality of resources upon which man depends for his subsistence, such as water and land. The assessment of soils based on environmental variables has become essential for planning and setting soil management to improve soil quality. This paper reviews the advances of technology to assess the degradation caused by water erosion at different scales, considering the factors that are determinant at each level. Analyzed scales are: surface soil aggregates, agricultural plot or rangelands, and watershed. In each case, the mentioned erosion variables are discussed, as well as the methods and more common tools used for evaluation. A study case is presented.

Keywords: water erosion; USLE; prediction models; GIS.

territoriales. La erosión del suelo por escurrimiento hídrico, que se origina por la acción del agua sobre una superficie desprovista de cobertura vegetal, es posiblemente el tipo de erosión más importante de todos, dado que es irreversible y generalmente de magnitud significativa (Honorato *et al.*, 2001). La evaluación de la erosión del suelo es indispensable con fines de conservación: desde el punto de vista agrícola, para evitar la disminución en las tasas de producción; desde el punto de vista ecológico, para mantener la funcionalidad y calidad de los suelos (de Prada *et al.*, 2008).

En este trabajo se describen los procesos, factores y variables relacionados con la erosión hídrica a diferentes escalas de observación.

Escalas

La escala ecológica, como concepto similar a la escala geográfica, se refiere a la cantidad de datos o detalle, que se pueden mostrar al grado y naturaleza de la generalización que acarrea (Goodchild y Quattrochi, 1997; Corsi *et al.*, 2000). Como todo fenómeno

ecológico, la erosión hídrica no puede describirse exhaustivamente a una sola escala en particular, sino que es el resultado de complejas interacciones que suceden a diferentes escalas.

La hipótesis jerárquica de O'Neill *et al.* (1986) establece que los factores ambientales particulares dirigen los procesos ecológicos a cualquier escala. En general, su importancia varía de acuerdo a la magnitud de la escala, lo que significa que los factores importantes a determinada escala revisten menos importancia en otra (Aspinall, 1992). En este sentido, el clima es importante a nivel de provincia fisiográfica en tanto que en el de cuenca hidrológica son más importantes las geoformas y la topografía. En una parcela, el uso del suelo es más significativo mientras que a nivel de agregado lo es la actividad microbiológica.

En los procesos ecológicos las escalas temporal y espacial están estrechamente correlacionadas, toda vez que los procesos que se desarrollan en largos periodos de tiempo generalmente involucran grandes superficies, en parte debido a que el espacio y el tiempo están ligados a mecanismos de transporte (Goodchild y Quattrochi 1997). La erosión del suelo es un fenómeno que ejemplifica tal planteamiento (Figura 1).

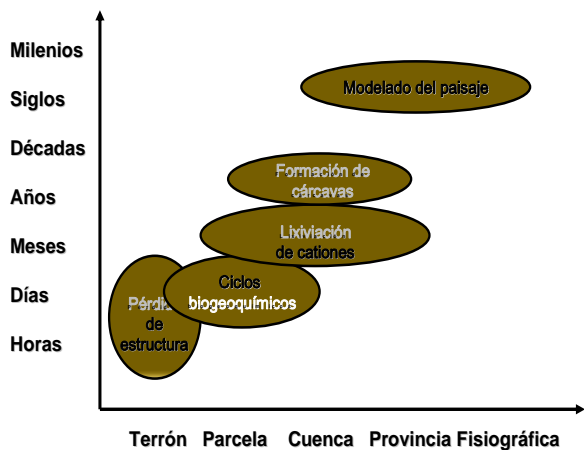


Figura 1. Diagrama adaptado de Corsi *et al.* (2000), que muestra la relación entre las escalas temporal y espacial en los procesos de erosión hídrica del suelo.

Erosión a escala de agregados superficiales

La energía de las gotas de lluvia fractura o irrumpe los lazos que unen las partículas de la superficie del suelo; esta energía puede ser suficiente para transportar las partículas liberadas lejos del sitio del que se desprendieron. Si el suelo no tiene pendiente, el material desprendido es reemplazado por material

proveniente del área circundante, pero en suelos con cierta pendiente son más las partículas desprendidas pendiente abajo que las que se salpican pendiente arriba, resultando en una migración neta hacia abajo del material desprendido. Hasta este punto, es evidente que el transporte de partículas es un proceso limitado (Kinnell *et al.*, 2001). Se inicia entonces el escurrimiento, que tiene la capacidad de mover el material suelto. Cuando la lámina de agua es delgada, las gotas de lluvia pueden penetrar el material y desprender nuevas partículas, que pasan a formar parte del mismo flujo. En este momento el efecto abrasivo de las partículas semi-suspendidas es capaz de remover cada vez más partículas. El transporte en este caso es un proceso que tiende a ser ilimitado y depende del escurrimiento y la pendiente (Kinnell *et al.*, 2001).

Las propiedades del suelo que están involucradas en el proceso son la textura, el tamaño y la agregación de las partículas. El proceso selectivo elimina las partículas finas y la materia orgánica más rápidamente que las partículas gruesas como las arenas, ocasionando como resultado suelos infértiles y con baja capacidad para retener agua y nutrientes (Field y Engel, 1997).

La pérdida de materia orgánica del suelo implica a su vez cambios en la estructura de los agregados y, sobre todo, en los ciclos biogeoquímicos de los ecosistemas terrestres, ya que es la fuente de energía y de nutrientes de los microorganismos del suelo. El decremento de la materia orgánica puede generar consecuencias importantes, incluyendo la eliminación de algunos ciclos y la disminución en la retención de humedad y de nutrientes (Degens, 2001).

Evaluación

Para medir la estabilidad de los agregados se han desarrollado diversas técnicas y equipos. Un ejemplo es la técnica de Kemper y Rosenau (1986), que mide la desintegración de los agregados por impacto y abrasión. También se ha desarrollado un sensor de fibra óptica para evaluar la estructura del suelo, el cual utiliza un sistema de barrido sobre los agregados que resistieron un tamizado previo (Zuo *et al.*, 2000).

Por otra parte, existen varias técnicas que permiten evaluar la diversidad metabólica o la diversidad genética microbiana. Entre las que se aplican para evaluar la primera destaca la adición de compuestos orgánicos específicos en frascos independientes con suelo, registrando la respuesta respiratoria a corto plazo (Fließbach *et al.*, 2001). Otro ejemplo de técnica experimental, consiste en la adición de grupos microbianos específicos a suelos estériles o, por el contrario, fumigar en diversas etapas suelos no perturbados para eliminar gradualmente los grupos

microbianos (Badalucco *et al.*, 1996). También se pueden comparar dos sistemas con biodiversidad diferente comprobada (Degens, 2001).

Para evaluar la diversidad genética microbiana actualmente se utilizan diversas técnicas de biología molecular. En el pasado sólo se podía asegurar la presencia de ciertos grupos cultivables; sin embargo, actualmente se considera que dichos grupos representaban alrededor del 0.001% de la totalidad existente en un suelo en condiciones normales. Los recientes avances en biología molecular, particularmente el desarrollo de la PCR ('polimerase chain reaction'), además de diversas técnicas para la separación de sus productos y la implementación de paquetes informáticos para la construcción de árboles filogenéticos, han hecho posible la evaluación de la comunidad microbiana en su totalidad, a partir de segmentos de secuencias de bases de los ácidos nucleicos (Widjoatmodjo, 1994; Lee *et al.* 1996; Nübel *et al.* 1997; Zumstein *et al.*, 2000; Smalla *et al.*, 2007).

Erosión a escala de parcela o potrero

El uso no planificado o no controlado del suelo, particularmente el agrícola y ganadero, es el factor más importante que interviene en los procesos de erosión a esta escala.

El uso de maquinaria en las prácticas agrícolas se ha reconocido como uno de los principales promotores de la erosión. La magnitud del daño que se produce depende de la técnica utilizada y de la vulnerabilidad a la erosión del suelo. Reganold (1989) comparó diferentes técnicas agrícolas, concluyendo que el subsoleo era menos dañino que el uso de rastras o vertederas. Wienhold y Tanaka (2001) evaluaron los cambios en el contenido total de nitrógeno y de carbono orgánico por cambio en el uso del suelo, sumado a la práctica de diferentes técnicas agrícolas, observando que su disminución estaba relacionada con el nivel de tecnificación.

Dormaar y Willms (2000) encontraron que el cambio de uso del suelo a terrenos agrícolas afectó negativamente el contenido de C, N, P y la estructura del suelo, por la pérdida del aporte periódico de hojarasca y el exceso de radiación, que acelera la mineralización y eliminación de los compuestos húmicos estables. Dichos investigadores encontraron que su pérdida afecta algunas propiedades físicas como la estructura de los agregados, aumentando la vulnerabilidad a la erosión y reduciendo la capacidad de infiltración (Tisdall y Oades, 1982; Oades, 1984; Leek y Olsen, 2000).

La lixiviación es uno de los grandes problemas que se presenta con el cambio de uso del suelo. En los

ecosistemas naturales, cantidades importantes de nutrientes esenciales son reciclados anualmente en la solución del suelo, liberados por los microorganismos durante los procesos de descomposición y retomados por la vegetación. Cantidades significativas de cationes permanecen en forma disponible a través del complejo de intercambio catiónico, siendo relativamente escasa la cantidad de dichos elementos que se eliminan mediante lixiviación, incluso en ambientes sometidos a altas precipitaciones. En contraste, en los ecosistemas perturbados los nutrientes se eliminan por lixiviación, erosión, volatilización, pastoreo o cosecha (Thompson *et al.*, 2001; Calder, 2001; Quinton *et al.*, 2001).

Prácticas como el uso de fuego para desmontar áreas naturales, con el fin de facilitar la cosecha (como en el caso de la caña de azúcar) o para eliminar el rastrojo, ocasionan la pérdida de nutrientes al eliminar la vegetación y la capa de hojarasca. Parte de los nutrientes, particularmente el nitrógeno, se volatilizan directamente en el proceso de la quema, en tanto que otros como el potasio, son eliminados rápidamente por el transporte de las cenizas, por el viento o lixiviación. Además, cuando se alcanzan temperaturas superiores a los 900 °C se dañan las raíces y el suelo (Briggs y Courtney, 1985), siendo significativa la eliminación de los organismos del suelo. En cuanto a la ganadería, la eliminación de la vegetación por pastoreo y los procesos mecánicos derivados del uso de corrales y echaderos, que ocasionan compactación y apisonamiento, alteran la estructura de los agregados y compactan el suelo, lo que abate las tasas de infiltración y en consecuencia aumenta el escurrimiento superficial (Pietola *et al.*, 2005). Al morir las plantas que pudieran retener el suelo, se fomenta el avance progresivo de la erosión (Armstrong y Mitchell, 1987; Yagama *et al.*, 1990). Con el tiempo, los árboles pierden su vigor y el potencial de productividad de la vegetación disminuye (Riney, 1982). El patrón y magnitud del daño varía con el tipo de ganadería y otros factores como la precipitación.

Evaluación

La estimación de la pérdida de suelo se puede realizar mediante una evaluación directa en el sitio, registrando las tasas de infiltración (Pietola *et al.*, 2005); con dicha estimación se puede calcular el tiempo que transcurre para la remoción del suelo hasta una profundidad determinada o en su caso, la pérdida de suelo que ocurre en un tiempo determinado. Para evaluar la pérdida de nutrientes por lixiviación en áreas agrícolas se utilizan lisímetros, que se colocan a manera de báscula o balanza por debajo del sistema radicular de las plantas. El estudio de los procesos de erosión en parcelas experimentales permite controlar las variables involucradas, tales como pendiente, vulnerabilidad a la

erosión y cobertura vegetal. Los simuladores de lluvia, con los que se controla el tamaño de la gota y la fuerza con la que llega al suelo, proporcionan información sobre el riesgo de erosión (Post *et al.*, 1999; Heilig *et al.*, 2001).

El resultado más sobresaliente que se ha logrado a partir de estudios experimentales en parcelas es el desarrollo de modelos matemáticos, cuyas predicciones posteriormente se pueden aplicar a grandes extensiones. El más conocido es la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (Universal Soil Loss Equation), a partir del cual se han desarrollado otros modelos matemáticos, cada uno involucrando nuevas variables con el objetivo de hacerlos aplicables a localidades con características específicas. La Ecuación Universal de la Pérdida de Suelo (USLE, por sus siglas en inglés), publicada por Wischmeier y Smith en 1978, se desarrolló reuniendo los datos generados en estaciones experimentales sobre suelos y climas diversos a lo largo del territorio de los Estados Unidos, con fines agrícolas. Para su construcción se usó un diseño experimental estándar que permitió evaluar diversos factores relacionados con la erosión bajo una amplia gama de condiciones. Los estudios con los que se formó la base de datos incluyeron, entre otros, el levantamiento de suelos, las características físico-químicas del suelo relacionadas con la erosión, el efecto de los residuos orgánicos incorporados al suelo o que permanecían en la superficie, diversas técnicas agrícolas mecanizadas, rotación de cultivos y fertilidad de los suelos (Browning, 1979). La USLE ha servido como base para otros modelos en los que se han tratado de superar sus limitaciones. Entre ellos destacan la Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) y la Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE).

Erosión a escala de cuenca

Los factores más importantes para la erosión hídrica al nivel de cuenca son la geomorfología y la topografía. La cantidad de suelo que puede perderse de una superficie o extensión determinada depende de la inclinación, de la longitud de la pendiente y de los obstáculos presentes, por lo que en pendientes abruptas desprovistas de obstáculos y con lluvias torrenciales, la pérdida de suelo suele ser significativa. La erosión laminar, en surcos y en cárcavas son representativas a esta escala. Las cárcavas en particular, implican etapas severas de erosión hídrica (Valentin *et al.*, 2005).

Otra forma de erosión hídrica que se presenta a nivel de cuenca es la remoción en masa, que incluye avalanchas, flujos y torrentes de escombros (Swanson y Swanson, 1980). La cobertura de la vegetación ejerce un papel importante en el proceso de remoción

en masa, dado que involucra hasta un metro por debajo de la superficie del suelo (Wilkinson *et al.*, 1998). En el mismo sentido, varios autores han comprobado que la reforestación de áreas desnudas reduce significativamente la erosión (Beavis *et al.*, 1999; Chang-Gi *et al.*, 2008).

El manejo inadecuado del suelo es una de las causas de su deterioro. Yang *et al.* (1998) investigaron en una cuenca de Taiwán las consecuencias de sustituir la vegetación natural por especies con mayor valor económico, pero con raíces muy someras, las cuales modificaron el flujo máximo y el volumen de escurrimiento. Otros estudios han demostrado que la producción de sedimento puede incrementarse por las actividades humanas (Bathurst *et al.*, 1998; Jakeman *et al.*, 1999). Modificaciones topográficas con fines de urbanización, como la construcción de caminos, puentes y otros tipos de obras, pueden originar la formación de cárcavas (Reid, 1993; Croke y Hairsine, 2006).

Evaluación

La utilización de la percepción remota, particularmente la fotografía aérea y las imágenes numéricas satelitales, permiten la extrapolación de información obtenida localmente, pudiéndose utilizar para el estudio y diagnóstico de los suelos y para implementar estrategias de conservación del recurso. También ofrece la posibilidad de realizar estudios multitemporales, con lo que se pueden conocer los cambios ocurridos en el paisaje durante un periodo determinado y con ello analizar la dinámica de fenómenos como la erosión. La fotografía aérea es tradicional para el análisis del paisaje a nivel global (Mulders, 1977; Garland, 1983; Pelletier y Griffin, 1988, entre otros), aunque tiene el inconveniente de la cantidad de fotografías que se necesitan para cubrir una superficie de amplias dimensiones, como en el caso de cuencas grandes.

El uso de imágenes de satélite es una excelente alternativa por el gran cubrimiento que tiene cada escena, además de que ofrecen información numérica, la cual abarca más allá del intervalo del visible del espectro electromagnético. Se ha demostrado la conveniencia del uso de imágenes para el mapeo de formas específicas de degradación de suelos, cuando éstas han podido correlacionarse significativamente con características superficiales espectralmente detectables, como los diferentes minerales que componen el suelo y el contenido de materia orgánica, entre otras (Escadafal y Huete, 1992; Hill, 1994; Escadafal y Bacha, 1996).

Estudio caso: erosión en la cuenca de San José del Cabo, península de Baja California, México.

El extremo sur de la península de Baja California está sometido a fuertes presiones debidas al crecimiento en la infraestructura turística y a la ganadería extensiva tradicional. Lo anterior ha dado lugar a la degradación de los suelos, que se manifiesta en el aumento en el aporte de sedimentos a los cauces de los arroyos, en el deterioro del paisaje y en la disminución en la recarga de acuíferos subterráneos, de los que dependen las actividades de la región. De ahí la importancia y necesidad de realizar un inventario y diagnóstico de los suelos de la Cuenca de San José del Cabo, en cuya desembocadura se localiza la ciudad de San José del Cabo, capital del municipio de Los Cabos, Baja California Sur, polo turístico del noroeste de México.

Para el mencionado objetivo se utilizaron imágenes numéricas LANDSAT ETM+ del 26 de Octubre de 2001 (temporada húmeda) de las que se extrajo el polígono correspondiente a la Cuenca de San José del Cabo utilizando el SIG IDRISI Kilimanjaro. El mapa de erosión actual se realizó por medio de una clasificación supervisada en la que se definieron las siguientes clases: erosión, vegetación, arroyos, agua (presa) y zonas urbanas. Posteriormente se realizó una reclasificación, obteniéndose un mapa booleano en el que sólo se representó la erosión. En la Figura 2 se muestra el método empleado para construir un mapa de erosión del suelo, de manera simplificada.

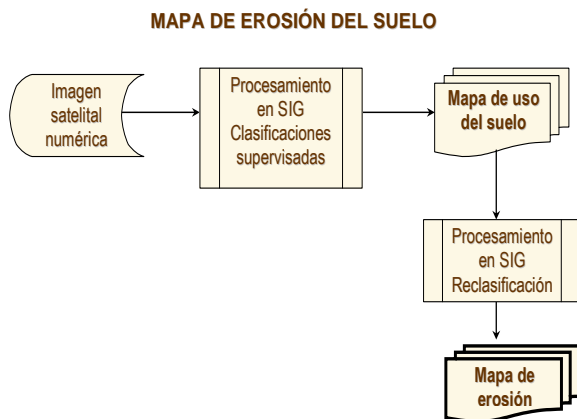


Figura 2. Método utilizado para obtener el mapa de erosión actual de la cuenca de San José del Cabo, Baja California Sur, México.

En la Figura 3 se observa el mapa de erosión actual de la cuenca, en el que se observa que los mayores problemas de erosión se presentan en la región central de la cuenca, que es el valle del arroyo. En esta región el crecimiento de infraestructura carretera, urbana y

turística ha sido significativo en los últimos cinco años.

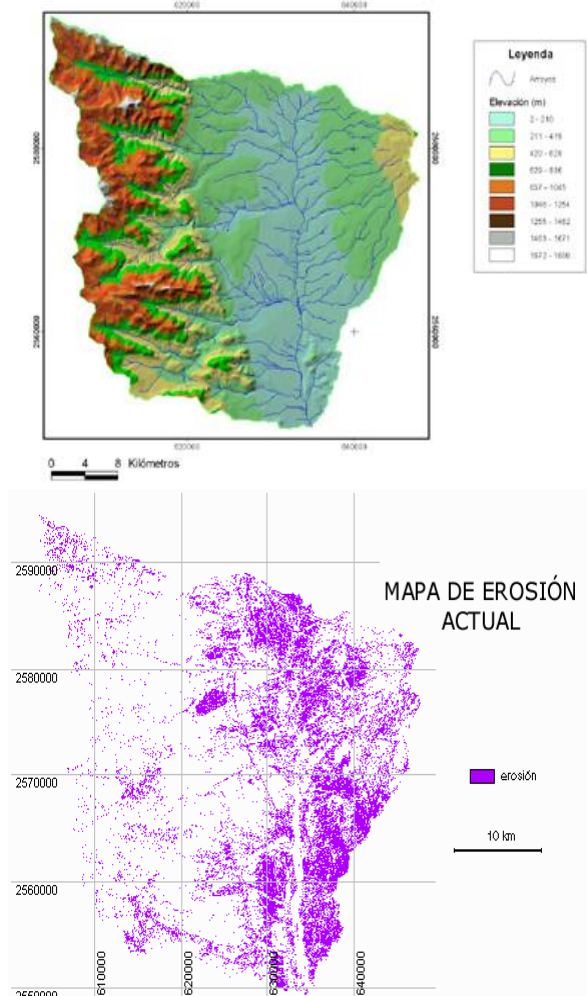


Figura 3. Arriba mapa hipsográfico de la cuenca de San José del Cabo; abajo, mapa que muestra la erosión del suelo que se presentaba en el 2001.

El uso de modelos predictivos constituye actualmente una de las herramientas más utilizadas en el análisis de la erosión, principalmente a escala de cuencas. El desarrollo más importante en el modelaje de la precipitación-escurrimiento se refiere a una aproximación basada en los aspectos físicos que permite analizar las variaciones espaciales y los impactos causados por las actividades humanas, particularmente los cambios en el uso del suelo. Uno de los problemas que se presentan con el uso de modelos de análisis consiste en que extrapolan sus resultados al total del área de estudio, asumiendo que el fenómeno observado es independiente del espacio en un sitio dado. Lo anterior conduce al error de asumir que la relación fenómeno-ambiente no varía en espacio y tiempo y que las variables que se han

incluido en el modelo son más importantes que las demás, las cuales tendrían un efecto neutral en el fenómeno (Corsi *et al.*, 2000).

Al utilizar ecuaciones puntuales que no toman en cuenta la complejidad del sistema, por ejemplo, la de las características de las superficies sobre las que ocurre el escurrimiento, los modelos conllevan a un déficit en la información requerida (Summer *et al.*, 1998). Chung *et al.* (1999) observaron dichas limitaciones al validar el modelo EPIC (Erosion Productivity Impact Calculator) utilizando datos de siete años para dos cuencas de loess. Los resultados demostraron que las tasas de lixiviación y escurrimiento de nitrógeno y la pérdida de sedimento se ajustaban a las predicciones a largo plazo, pero que no era capaz de replicar la variabilidad que se presentaba año con año, debido a que las cuencas se simulaban de una manera homogénea, sin tomar en cuenta aspectos más complejos, como las variaciones de la pendiente. El tamaño de las cuencas también es importante porque los efectos de eventos localizados en cuencas grandes tienden a promediarse, en tanto que las tasas de producción de sedimentos son generalmente bajas (Ambers, 2001).

Es imposible que un modelo determinado responda a las necesidades específicas de cada caso, por lo que prácticamente ha sido necesario desarrollar un modelo alterno más adecuado a cada uno. Actualmente existen innumerables modelos, algunos de los cuales incluso implican el uso de otros para estimar parámetros cuyos valores es difícil registrar en el campo. Tal es el caso de CREAMS (Chemical Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems) de Knisel (1980), que se utiliza para estimar el escurrimiento en sistemas agrícolas. Sin embargo, son múltiples los trabajos que siguen utilizando el USLE (Lee, 2004; Lu *et al.*, 2004; Pandey *et al.*, 2007; Dabral *et al.*, 2008). La desventaja de este modelo es que fue desarrollado en parcelas agrícolas ideales, en tanto que las condiciones en sistemas forestales y con topografía compleja son notoriamente diferentes. Con el desarrollo de los Sistemas de Información Geográfica (SIG), las modificaciones al USLE (RUSLE, MUSLE) hacen posible su aplicación en diversos escenarios.

Estudio de caso: erosión potencial en la cuenca de San José del Cabo, península de Baja California, México.

Se generó un mapa de erosión potencial del suelo, aplicando la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo. Para crear las capas correspondientes a cada factor que utiliza la mencionada ecuación (erosividad de la lluvia, cubierta vegetal, vulnerabilidad del suelo a la erosión, relieve y prácticas de manejo para el control de la erosión) se utilizó el mapa de uso del suelo obtenido

previamente y un mapa de distribución espacial de suelos con base en su textura, consistencia de los agregados y profundidad del suelo. Para la generación del mapa se realizó la clasificación supervisada por el método de Máxima Verosimilitud utilizando la imagen numérica LANDSAT ETM+ del 9 de mayo de 2003 (temporada seca); dicho método se muestra en la Figura 4.

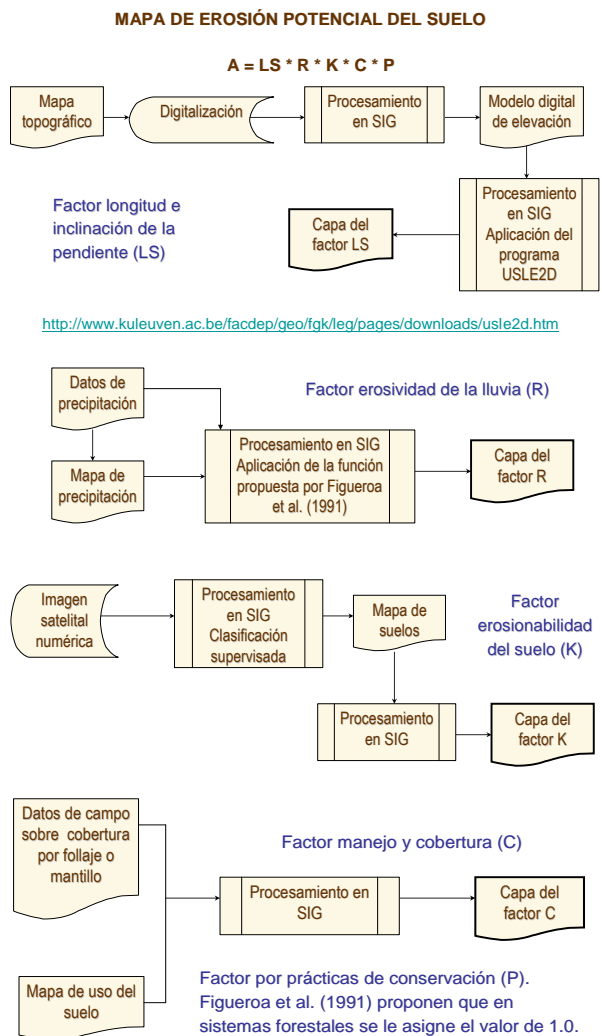


Figura 4. Métodos para obtener las capas digitales de los factores requeridos en la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo.

En la Figura 5 se muestra el mapa de erosión potencial. Se observa que los valores mínimos de erosión potencial se presentan en la región en la cual la erosión en 2001 era mayor (Fig. 3), lo que indica que la erosión actual se debe a factores diferentes a los que utiliza la USLE, es decir, distintos a los factores naturales.

Se han desarrollado diversas técnicas para obtener información espacial que apoye en la validación de

modelos de predicción, para con ellos avanzar en el estudio de la dinámica de la erosión. Un ejemplo es el uso de radioisótopos, técnica útil para determinar la redistribución del suelo y las diferencias de las tasas de erosión a nivel local. Originalmente se utilizaron los radioisótopos que habían permanecido como residuos de pruebas atómicas en el suelo (García-Oliva *et al.*, 1995). El más utilizado es el Cesio-137 (García-Oliva *et al.*, 1995, Ferro *et al.*, 2001, Ritchie *et al.*, 2005; Kaste *et al.*, 2006). Dichos estudios han permitido determinar que la redistribución de Cesio-137 en el perfil y la superficie del suelo depende de procesos mecánicos, físicos, químicos y biológicos que ocurren en el sistema del suelo, así como de la selectividad del tamaño de las partículas asociadas a los procesos de erosión del suelo y del transporte de sedimentos (Walling *et al.*, 1998; Walling y He, 1999).

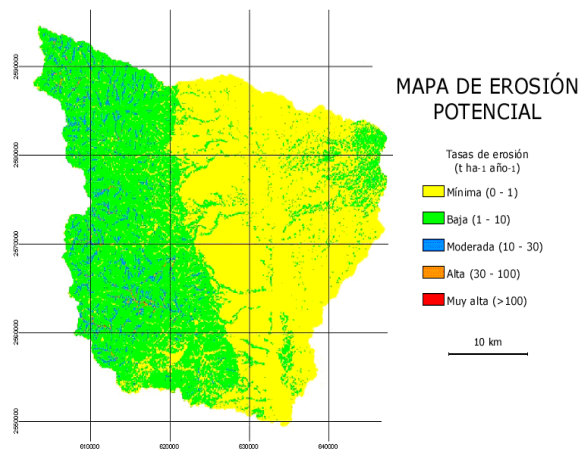


Figura 5. Mapa de erosión potencial. Se observa que las mayores tasas de erosión se esperan en las regiones de pendientes abruptas (en verde).

Una limitante del uso de radioisótopos consiste en que se requiere una adecuada calibración para transformar los registros a una tasa de estimación de la erosión (Porto *et al.*, 2001). También se ha propuesto el uso de óxidos de elementos raros terrestres, con la ventaja de que no se aplican elementos exóticos en el suelo, potencialmente contaminantes para el ecosistema, además de que las técnicas de recuperación y extracción de tales elementos es sencilla y económica (Zhang *et al.*, 2001). En fechas recientes se han empezado a utilizar isótopos de carbono y nitrógeno (Fox y Papanicolaou, 2008).

CONCLUSIONES

Los estudios referentes a la erosión del suelo son trascendentales a todas las escalas, toda vez que los cambios relativamente inocuos pueden ser decisivos en condiciones ambientales adversas y ser el detonador

de procesos mayores. Debe comprenderse que independientemente de la escala, cualquier estudio sobre la erosión debe enfocarse al sistema en su totalidad, es decir, a un conjunto de elementos que son interdependientes al compartir procesos comunes.

Los avances tecnológicos permiten el análisis detallado de los procesos involucrados. Sin embargo, es necesario reconocer que aún en parcelas experimentales no se tiene el control sobre todos los factores involucrados, en este sentido, debe tomarse en cuenta el riesgo que implica tomar decisiones a partir de la extrapolación de datos puntuales en un SIG.

Aunque la mayor parte de la investigación sobre la erosión se enfoca a suelos agrícolas, no es menos importante la erosión que afecta a los terrenos forestales y que causa el asolvamiento de presas, derrumbes por la inestabilidad del terreno y el abatimiento de la capacidad del suelo para almacenar y recargar agua a los acuíferos, entre otras consecuencias adversas.

REFERENCIAS

- Ambers, R.K.R. 2001. Using the sediment record in a western Oregon flood-control reservoir to assess the influence of storm history and logging on sediment yield. *Journal of Hydrology*, 244(3/4): 181-200.
- Armstrong C.L., Mitchell, J.K. 1987. Transformations of rainfall by plant canopy. *Transactions American Society of Agricultural Engineers*, 30(3):688-696.
- Aspinall R. 1992. An inductive modeling procedure based on Bayes' theorem for analysis of pattern in spatial data. *International Journal of Geographic Information Systems*, 6: 105-121.
- Backhaus, R., Bock, M., Weiers, S. 2002. The spatial dimension of landscape sustainability. *Environment, Development and Sustainability*, 4: 237-251.
- Badalucco L., Kuikman, P.J., Nannipieri, P. 1996. Protease and deaminase activities in wheat rhizosphere and their relation to bacterial and protozoan populations. *Biology and Fertility of Soils*, 23: 99-104.
- Bathurst, J.C., González, E., Salgado, R., Wheeler, H., Kirby, C. 1998. Physically based modelling of gully erosion and sediment yield at the basin scale. *Hydrology in a changing environment. Volume III. In: Hydrology in a Changing Environment. Vol. III. H. Wheeler (ed.) Proceedings of the British Hydrological*

- Society International Conference. Exeter, Gran Bretaña. Julio de 1998. John Wiley & Sons, Ltd. Gran Bretaña.
- Beavis, S.G., Zhang, L., Jakeman, A.J., Gray, S.D. 1999. Erosional history of the Warrah Catchment in the Liverpool Plains, New South Wales. Special Issue. Process interactions in the environment. Selected papers from the International Congress on Modelling and Simulation, Hobart, Tasmania, Australia, 8-11 December 1997. Hydrological-Processes. 1999, 13: 5, Centre for Resource and Environmental Studies, The Australian National University, Canberra, ACT 0200, Australia. Pp. 753-761.
- Briggs, D.J., Courtney, F.M. 1985. Agriculture and environment : the physical geography of temperate agriculture. Longman. Gran Bretaña.
- Browning, G.M. 1979. Development for and of the Universal Soil Loss Equation. In: Universal Soil Loss Equation: Past, Present, and Future. SSSA Special Publication Number 8. Peterson A.E. y J.B. Swan (eds). Wisconsin, EUA. Pp. 1-16.
- Calder, I.R. 2001. Canopy processes: implications for transpiration, interception and splash induced erosion, ultimately for forest management and water resources. *Plant Ecology*, 153(1/2): 203-214.
- Chang-Gi, K., Shin, K., Yeong Joo, K., Lee, S., Sook Shin, S., Choung, Y. 2008. Effects of soil conservation measures in a partially vegetated area after forest fires. *Science of the Total Environment*, 339(1-3): 158-164.
- Chung, S.W., Gassman, P.W., Kramer, L.A., Williams, J.R., Gu, R. 1999. Validation of EPIC for two watersheds in Southwest Iowa. CARD Working Paper No. 99-WP215. Center for Agricultural and Rural Development (CARD), Iowa State University. Ames, USA. 24 pp.
- Corsi F., de Leeuz, J., Skidmore, A. 2000. Modeling species distribution with GIS. Cap. 5 In: L. Boitani y T.K. Fulea (eds.). *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences. Methods and Cases in Conservation Science*. Columbia University Press. New York, USA. Pp. 389-434.
- Croke, J.C., Hairsine, P.B. 2006. Sediment delivery in managed forests: a review. *Environmental Reviews*, 14(1): 59-87.
- Dabral, P.P., Baithuri, N., Pandey, A. 2008. Soil erosion assessment in a hilly catchment of North Eastern India using USLE, GIS and remote sensing. *Water Resources Management*, 22(12): 1573-1650.
- de Prada, J.D., Lee, T.C., Angeli, A.R., Cisneros, J.M., Cantero-G., A. 2008. Análisis multicriterio de la conservación de suelo: Aplicación a una cuenca representativa del centro argentino. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 9: 45-59.
- Degens, B.P. 2001. Microbial catabolic evenness: a potential integrative indicator of organic matter management? In: R.M. Rees, B.C. Ball, C.D. Campbell y C.A. Watson (eds.). *Sustainable Management of Soil Organic Matter*. CABI Publishing. U.K. Pp. 357-362.
- Doormaar, J.F., Willms, W.D. 2000. A comparison of soil chemical characteristics in modified rangeland communities. *Journal of Range Management*, 53(4):453-458.
- Escadafal, R., Huete, A.R. 1992. Soil optical properties and environmental applications of remote sensing. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, 29(B7): 709-715.
- Escadafal, R., Bacha, S. 1996. Strategy for the dynamic study of desertification. In: *Monitoring Soils in the Environment with Remote Sensing and GIS*. R. Escadafal, M.A. Mulders y T. Lamourdia (eds.) ORSTOM Editions. París. Pp. 19-34.
- Ferro, V., Bagarello, V., Di Stefano, C., Giordano, G., Porto, P. 2001. Monitoring and predicting sediment yield in a small Sicilian basin. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 44(3): 585-595.
- Field, L.Y., Engel, B.A. 1997. Best management practices for soil erosion. *Agricultural Engineering*, Purdue University. <http://abe.www.ecn.purdue.edu/~agen521/epadir/erosion> (6 jun. 1997).
- Figueroa B., Amante, A., Cortés, H.G., Pimentel, J., Osuna, E.S., Rodríguez, J.M., Morales, F.J. 1991. *Manual de predicción de pérdidas de*

- suelo por erosión. Colegio de Posgraduados. Chapingo, México. 150 pp.
- Fließbach, A., Eyhorn, F., Mäder, P., Rentsch, D.I., Hany, R. 2001. 'DOK' long-term farming systems trial: microbial biomass, activity and diversity affect the decomposition of plant residues. In: R.M. Rees, B.C. Ball, C.D. Campbell y C.A. Watson (eds.). Sustainable Management of Soil Organic Matter. CABI Publishing. U.K. Pp. 363-369.
- Fox, J.F., Papanicolaou, A.N. 2008. The use of carbon and nitrogen isotopes to study watershed erosion processes. *Journal of the American Water Resources Association*, 43(4): 1047-1064.
- García-Oliva, F., Martínez, R., Maass, J.M. 1995. Long term net soil erosion as determined by ^{137}Cs redistribution in an undisturbed and perturbed tropical deciduous forest ecosystem. *Geoderma*, 68: 135-147.
- Garland, G.G. 1983. Mapping erosion with airphotos: panchromatic or black and white infrared. *ITC Journal*, 1983: 309-312.
- Goodchild, M.F., Quattrochi, D.L. 1997. Scale, multiscaling, remote sensing and GIS. In: *Scale in Remote Sensing and GIS*. Quattrochi D.L. y M.F. Goodchild (eds.). Lewis Publishers. USA. Pp. 1-26.
- Heilig, A., DeBruyn, D., Walter, M.T., Rose, C.W., Parlange, J.Y., Steenhuis, T.S. 2001. Testing a mechanistic soil erosion model with a simple experiment. *Journal of Hydrology*, 244(1/2): 9-16.
- Hennings, V. 2002. Accuracy of coarse-scale land quality maps as a function of the upscaling procedure used for soil data. *Geoderma*, 107: 177-196.
- Hill, J. 1994. Spectral properties of soils and the use of optical remote sensing systems for soil erosion mapping. In: G. Bidoglio y W. Stumm (eds.). *Chemistry of Aquatic Systems: Local and Global Perspectives*. ECSC, EEC, EAEC, Bruselas y Luxemburgo. Holanda. Pp 497-526.
- Honorato, R., Barrales, L., Peña, I., Barrera, F. 2001. Evaluación del modelo USLE en la estimación de la erosión en seis localidades entre la IV y IX región de Chile. *Ciencia e Investigación Agraria*, 28(1): 7-14.
- Jakeman, A.J., Green, T.R., Beavis, S.G., Zhang, L., Dietrich, C.R., Crapper, P.F., Zhang, L. 1999. Modelling upland and instream erosion, sediment and phosphorus transport in a large catchment. Special Issue. Process interactions in the environment. Selected papers from the International Congress on Modelling and Simulation, Hobart, Tasmania, Australia, 8-11 December 1997. *Hydrological-Processes*. 1999, 13: 5, Centre for Resource and Environmental Studies, The Australian National University, Canberra, ACT 0200, Australia. Pp. 745-752.
- Kaste, J.M., Heimsath, A.M., Hohmann, M. 2006. Quantifying sediment transport across an undisturbed prairie landscape using cesium-137 and high resolution topography. *Geomorphology*, 76(3-4): 430-440.
- Kemper, W.D., Rosenau, R.C. 1986. Aggregate stability and size distribution. In: *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods*. Klute, A. (ed.). Agronomy Series No. 9 Part 1. 2a. Ed. EUA. Pp. 425-442.
- Kinnell, P.I.A., Huang, C., Norton, L.D., Zheng, F. 2001. Comments on vertical hydraulic gradient and run-on water and sediment effects on erosion processes and sediment regimes. *Soil Science Society of America Journal*, 65: 953-956.
- Knisel, W.G. (ed.). 1980. *CREAMS: A field scale model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems*, USDA, Sci. and Educ. Admin., Conserv. Rep. No. 26. Pp. 36-64.
- Lee D.H., Zo, Y.G., Kim, S.J. 1996. Non-radioactive method to study genetic profiles of bacterial communities by PCR-single-strand-conformation polymorphism. *Applied Environmental Microbiology*, 62: 3112-3120.
- Leek, R., Olsen, P. 2000. Modelling climatic erosivity as a factor for soil erosion in Denmark: changes and temporal trends. *Soil Use and Management*, 16(1): 61-65.
- Mulders, M.A. 1977. Applications of detection in pedology. *Memorias del 1er. Colloque Pedologie et Télédétection*. Roma, 29 de agosto al 3 de septiembre. Pp. 331-339.
- Nübel, U., García-Pichel, F., Muysen, G. 1997. PCR primers to amplify 16S rRNA genes from

- cyanobacteria. *Applied Environmental Microbiology*, 63: 3327-3332.
- Oades, J.M. 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil*, 76:319-337.
- O'Neill R.V., DeAngelis, D.L., Waide, J.B., Allen, T.F.H. 1986. A hierarchical concept of ecosystems. Princeton University Press. Princeton, N.J.
- Pandey, A., Chowdary, V.M., Mal, B.C. 2007. Identification of critical erosion prone areas in the small agricultural watershed using USLE, GIS and remote sensing. *Water Resources Management*, 21(4): 729-746.
- Pelletier, R.E., Griffin, R.H.I. 1988. An evaluation of photographic scale in aerial photography for identification of conservation practices. *Journal of Soil and Water Conservation*, 43(4): 333-337.
- Pietola, L., Horn, R., Yli-Halla, M. 2005. Effects of trampling by cattle on the hydraulic and mechanical properties of soil. *Soil and Tillage Research*, 82(1): 99-108.
- Porto, P., Walling, D.E., Ferro, V. 2001. Validating the use of caesium-137 measurements to estimate soil erosion rates in a small drainage basin in Calabria, Southern Italy. *Journal of Hydrology*, 248(1/4): 93-108.
- Post, D.F., Martin, E.S., Simanton, J.R., Sano, E.E. 1999. Use of hand-held radiometers to evaluate the cover and hydrologic characteristics of semiarid rangelands. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 13(2): 201-217.
- Quinton, J.N., Catt, J.A., Hess, T.M. 2001. The selective removal of phosphorus from soil: is event size important? *Journal of Environmental Quality*, 30(2): 538-545.
- Reganold, J. 1989. Farming's organic future. *New Scientist*, 122(1668): 49-52.
- Reid, L.M. 1993. Research and cumulative watershed effects. USDA Forestry Services General Technical Reports PSW-GTR-141.
- Riney, T. 1982. Study and management of large mammals. John Wiley & Sons Ltd. Gran Bretaña.
- Ritchie, J.C., Nearing, M.A., Nichols, M.H., Ritchie, C.A. 2005. Patterns of soil erosion and redeposition on lucky hills watershed, Walnut Gulch experimental watershed, Arizona. *Catena*, 61(2-3): 122-130.
- Smalla, K., Oros-Sichler, M., Milling, A., Heuer, H., Baumgarte, S., Becker, R., Neuber, G., Kropf, S., Ulrich, A., Tebbe, Ch.C.. 2007. Bacterial diversity of soils assessed by DGGE, T RFLP and SSCP fingerprints of PCR-amplified 16S rRNA gene fragments: do the different methods provide similar results? *Journal of Microbiological Methods*, 69(3): 470-479.
- Summer, W., Summer, W., Klaghofer, E., Zhang, W. 1998. Developments in physically-based overland flow modelling. In: *Modelling soil erosion, sediment transport and closely related hydrological processes. Proceedings of an international symposium, Vienna, Austria, 13 to 17 July 1998.* W. Summer y E. Klaghofer (eds.). IAHS Publication No. 249. IAHS Press. Wallingford, Gran Bretaña. Pp. 33-43.
- Swanston, D.N., Swanson, F.J. 1980. Soil mass movement. In: *An approach to water resources evaluation, nonpoint silvicultural sources.* V.1 a V.49. Environment Research Laboratory. EPA-600/880012. Environmental Protection Agency. Athens, GA.
- Thompson, A.L., Ghidry, F., Regmi, T.P. 2001. Raindrop energy effects on chemical and sediment transport. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 44(4): 835-841.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M. 1982. Organic matter and water stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 33: 141-163.
- Valentin, C., Poesen, J., Li, Y. 2005. Gully erosion: impacts, factors and control. *Catena*, 63(2-3): 132-153.
- Walling, D.E., He, Q. 1999. Improved models for estimating soil erosion rates from cesium-137 measurements. *Journal of Environmental Quality*, 28(2): 611-622.
- Walling, D.E., Q. He, W. Summer, E. Klaghofer y W. Zhang. 1998. Use of fallout ¹³⁷Cs measurements for validating and calibrating soil erosion and sediment delivery models. In: *Modeling soil erosion, sediment transport and closely related hydrological processes.*

- Proceedings of an international symposium, Vienna, Austria, 13 to 17 July 1998. W. Summer y E. Klaghofer (eds.). IAHS Publication No. 249. IAHS Press. Wallingford, UK. Pp. 267-278.
- Weinhold, B.J., Tanaka, D.L. 2001. Soil properties changes during conversion from perennial vegetation to annual cropping. *Soil Sciences of America Journal*, 65(6): 1795-1803.
- Widjoatmodjo M., Fluit, A.C., Verhoef, J. 1994. Rapid identification of bacteria by PCR-single strand conformation polymorphism. *Journal of Clinical Microbiology*, 32: 3002-3007.
- Wilkinson, P.L., Brooks, S.M., Anderson, M.G., Wheeler, H., Kirby, C. 1998. Investigating the effect of moisture extraction by vegetation upon slope stability. *Hydrology in a changing environment. Volume III. Proceedings of the British Hydrological Society International Conference, Exeter, Gran Bretaña, July 1998.* 1998,; 7 ref. John Wiley & Sons Ltd. Gran Bretaña Pp. 237-252.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses. *Agricultural Handbook* 537. 58pp.
- Yagama, R.K., Prasad, S.S., Reddy, G.J. 1990. Deforestation and its consequences - a formidable situation in India. *Environment Ecology*, 8(1A): 192-196.
- Yang, T.C., Yu, P.S., Wheeler, H., Kirby, C. 1998. The effect of land-use change on the design hydrograph. In: *Hydrology in a Changing Environment. Vol. III. H. Wheeler (ed.) Proceedings of the British Hydrological Society International Conference. Exeter, Gran Bretaña. Julio de 1998.* John Wiley & Sons, Ltd. Gran Bretaña.
- Zhang, X.C., Friedrich, J.M., Niering, M.A., Norton, L.D. 2001. Potential use of rare earth oxides as tracers for soil erosion and aggregation studies. *Soil Sciences of America Journal*, 65(5): 1508-1515.
- Zumstein E., Moletta, R., Gordon, J.J. 2000. Examination of two years of community dynamics in an anaerobic bioreactor using fluorescence polymerase chain reaction single-strand-conformation-polymorphism analysis. *Environmental Microbiology*, 2: 69-78.
- Zuo, Y., Erbach, D.C., Marley, S.J. 2000. Soil structure evaluation by using a fiber-optic sensor. *Transactions of the ASAE*, 43(6): 1317-1322.

*Submitted July 21, 2009– Accepted July 23, 2010
Revised received October 05, 2010*