

Fernando Paz
Maira Bazan
Vinisa Saynes
Editores



Serie:
Avances Temáticos del Ciclo del Carbono
y sus **Interacciones**

Dinámica del Carbono en el Suelo 2012

Programa Mexicano del Carbono



PM
Programa Mexicano del Carbono



Forma correcta de citar:

Paz, F., M. Bazan y V. Saynes (editores). 2013. Dinamica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Tematicos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo. Texcoco, Estado de México, México. 208 p.

Programa Mexicano del Carbono A.C.
Calle Chiconautla No. 8 Interior A
Colonia Lomas de Cristo, C.P. 56230
Texcoco, Estado de México, México
www.pmcarbono.org

Esta obra fue elaborada por el Programa Mexicano del Carbono (PMC)
Se prohíbe la reproducción parcial o total de esta obra, por cualquier medio

DINÁMICA DEL CARBONO EN EL SUELO

Fernando Paz, Maira Bazan, Rosa M. Cuevas y Vinisa Saynes

Editores

Programa Mexicano del Carbono

Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo

Zacatecas, Zacatecas, México

2012

ISBN 978-607-96490-0-5

PROLOGO

El Programa Mexicano del Carbono (PMC) tiene planteado el objetivo, entre otros, de divulgar el conocimiento en relación al Ciclo del Carbono y sus interacciones en las diversas áreas temáticas de su Comité Científico: Ecosistemas Terrestres, Ecosistemas Acuáticos, Atmosfera, Dimensión Social y Bioenergía.

Por acuerdo del 2011 del PMC, se planteo una estrategia de aprovechar espacios en reuniones, congresos, simposio, etc. de sociedades científicas afines para instrumentar eventos relacionados con las áreas temáticas del programa, de tal manera que se inicie un dialogo y cooperación con estas sociedades y hacer sinergia en el desarrollo del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México.

Este libro compila y documenta los trabajos presentados en el Simposio “Síntesis Nacional y Regional de la Dinámica del Carbono en el Suelo”, realizado en conjunto con la Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo (SMCS) en la ciudad de Zacatecas, Zacatecas. Cristalizan los intereses de ambos colectivos científicos en el área de Ecosistemas Terrestres, componente Suelo. Esperamos seguir coincidiendo con la SMCS en próximos eventos para continuar esta tarea recién iniciada.

La orientación de este simposio hacia la síntesis nacional y regional del conocimiento del ciclo del carbono en los suelos, parte de la estrategia de desarrollar modelos propios en México que se ajusten a la realidad de la información disponible, la cual es escasa e incompleta, para parametrizar modelos simples de la dinámica del carbono en los suelos. En este sentido, las contribuciones reflejan la intención del desarrollo de nuevos paradigmas de síntesis y modelación, que permitirán la consolidación de la estrategia planteada por el PMC, haciendo sinergia con la SMCS.

El Programa Mexicano del Carbono y la Sociedad Mexicana de Ciencias del Suelo agradecen a los autores de los trabajos en extenso incluidos en este libro, su colaboración e interés en divulgar el conocimiento científico en esta importante área. Esperamos en los próximos simposios continuar este ejercicio de interacción y divulgación, que nos permita integrar visiones y paradigmas para el desarrollo del conocimiento en México en relación al carbono en los suelos.

Fernando Paz
Coordinador General
Programa Mexicano del Carbono



CONTENIDO

ESTABILIZACIÓN DE CARBONO ORGÁNICO DE RESIDUOS DE JARDINERÍA POR COMPOSTEO AEROBIO Y PIRÓLISIS	9
EMISIÓN DE CARBONO POR MANTILLO Y HORIZONTES DE FERMENTACIÓN DE UN BOSQUE DE PINO-ENCINO SOMETIDO A MANEJO FORESTAL	14
EL SOFTWARE CARBON-STOCK PARA LA ESTIMACIÓN DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO	20
SIMULACIÓN DEL INCREMENTO EN LA DEPOSICIÓN DE NITRÓGENO ATMOSFÉRICO Y SUS EFECTOS EN LA DESCOMPOSICIÓN DE BOSQUES TROPICALES ESTACIONALMENTE SECOS	24
PARAMETRIZACIÓN DE MODELOS DE ESTADOS Y TRANSICIONES PARA EL CARBONO Y CARACTERIZACIÓN DE LA INCERTIDUMBRE	29
ESTADO ACTUAL DE LA INVESTIGACIÓN DE LOS ALMACENES DE CARBONO EN MÉXICO	35
USO DE LA SEÑAL ESPECTRAL DEL SUELO EN LA REGIÓN DEL INFRARROJO CERCANO COMO CRITERIO DE SELECCIÓN EN LA ESTIMACIÓN DE CARBONO	40
EL PAPEL DEL PROGRAMA MEXICANO DEL CARBONO EN MÉXICO EN RELACIÓN A LOS SUELOS	45
MODELACIÓN Y SÍNTESIS DE LA DINÁMICA DEL CARBONO EN AGREGADOS ASOCIADA A PRÁCTICAS DE CONSERVACIÓN EN CULTIVOS AGRÍCOLAS	51
CAMBIOS DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN SISTEMAS CON HIGUERILLA (<i>Ricinus communis</i> L.)	58
MINERALIZACIÓN DEL BIÓXIDO DE CARBONO EN MEJORADORES ORGÁNICOS ELABORADOS CON BASE A RESIDUOS DE <i>Lupinus montanus</i> Kunth	63
LINEA BASE DE CARBONO EN UN SUELO ESTABLECIDO CON EL SISTEMA MILPA INTERCALADA CON ÁRBOLES FRUTALES (MIAF)	69

EFFECTO DE LAS ENERGÍAS DE DISPERSIÓN EN LA DISTRIBUCIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO POR FRACCIONES FÍSICAS DEL SUELO	74
PROTOCOLO DE OPERACIÓN PARA MEDICIÓN DE CARBONO EN SUELO	81
CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO ASOCIADO A CRONOSECUENCIAS DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA “SELVA EL OCOTE”	87
MODELACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO EN LAS FRACCIONES FÍSICAS DE LOS SUELOS USANDO SOLO EL CARBONO ORGÁNICO TOTAL	93
EQUIVALENCIA AMBIENTAL Y MODELACIÓN DE LA DINÁMICA DEL CARBONO EN LOS AGREGADOS DE LOS SUELOS	100
ELABORACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE BIOCARBONES (BIOCHAR) DE RESIDUOS DE ASERRÍN Y CAÑA DE AZÚCAR	108
ALMACENES DE CARBONO Y CAMBIO DE USO DE SUELO EN EL EJIDO LAS JARAS, MICHOACÁN	114
CAMBIOS EN EL ALMACÉN DE CARBONO DEL SUELO Y SU CALIDAD A TRAVÉS DE LA HISTORIA DE USO EN EL VALLE DEL MEZQUITAL.	119
TRANSFERENCIA DE TECNOLOGÍA Y SU IMPACTO EN EL POTENCIAL PRODUCTIVO DEL SECTOR AGRÍCOLA EN MÉXICO	125
COMPUESTOS ORGÁNICOS Y FORMACION DE AGREGADOS ESTABLES EN TEPETATE	131
FORMACIÓN DE AGREGADOS ESTABLES A PARTIR DE TEPETATE ROTURADO	137
SINTESIS DE LOS PATRONES ASOCIADOS A LA FORMACION DE AGREGADOS DE SUELOS A PARTIR DE TEPETATES	145
PROPUESTA PARA EL ESTABLECIMIENTO DE UN SISTEMA NACIONAL DE MONITOREO DE LA DINÁMICA DEL CARBONO EN ECOSISTEMAS FORESTALES DE MÉXICO ORIENTADO A LA CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DE MODELOS	154



FORMACIÓN DE AGREGADOS EN CRONOSECUENCIAS DE TEPETATES	165
ESTIMACIÓN DE LA DENSIDAD DEL MATERIAL LEÑOSO MUERTO EN ECOSISTEMAS FORESTALES MEXICANOS: DATOS PRELIMINARES DE LA PRIMERA FASE	172
MODELING AGRICULTURAL SOIL CARBON DYNAMICS: PUTTING OUR TOOLS INTO ACTION.	176
DESARROLLO DE MODELOS NACIONALES, ESTATALES Y MUNICIPALES DE ESTADOS Y TRANSICIONES PARA LA DINÁMICA DEL CARBONO	177
¿DINÁMICAS DIFERENTES O SATURACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO EN LOS SUELOS?	181
MODELACIÓN DE LAS FRACCIONES DEL CARBONO EN LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO SEPARADAS POR DIFERENCIAS EN DENSIDAD	188
ESTIMACIÓN DE LA BIOMASA EN <i>Quercus rugosa</i> Y <i>Quercus laurina</i> EN EL CENTRO DE MÉXICO	198
ATLAS DE SUELOS DE LATINOAMERICA Y EL CARIBE: UN INSTRUMENTO DE COMUNICACIÓN ENTRE SOCIEDAD, CIENCIA Y GOBIERNO SOBRE LA IMPORTANCIA DEL SUELO Y SU RELACIÓN CON EL CAMBIO CLIMATICO	200

ESTABILIZACIÓN DE CARBONO ORGÁNICO DE RESIDUOS DE JARDINERÍA POR COMPOSTEO AEROBIO Y PIRÓLISIS

Bacre-González RA¹, Ortega-Larrocea M.P.¹, Palacios-Mayorga S.¹ y Siebe, C.^{1*}

¹Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología, Departamento de Edafología, México, DF, México.

*Autor de contacto: siebe@unam.mx; Circuito Exterior s/n, Cd. Universitaria, México DF CP 04510; (55) 56224286

RESUMEN

El principal gas de efecto invernadero en la atmósfera es el CO₂, por lo que una estrategia de mitigación del calentamiento global es la captura del carbono (C) atmosférico en forma de materia orgánica en el suelo. El carbono de los residuos orgánicos se convierte en el suelo mayoritariamente en CO₂ por procesos de mineralización. Sin embargo, los residuos se pueden estabilizar mediante composteo o pirólisis, para producir abonos ricos en compuestos de C más recalcitrantes, no mineralizables fácilmente en los suelos. En particular la pirólisis produce carbón vegetal conocido como biochar en el cual el carbono se encuentra en formas muy estables. Este trabajo tuvo como objetivo evaluar cuánto C orgánico del presente en residuos de jardinería se mantiene al transformar a éstos a biochar o composta, y analizar el contenido de nutrimentos como N y P en estos abonos. Encontramos que el C orgánico se estabiliza en mayor cantidad en el biochar, pero que la composta contiene mayores contenidos de N.

PALABRAS CLAVE

Fracción ligera, carbono, densidad

INTRODUCCIÓN

En el contexto de la problemática actual de calentamiento global producto de la alta concentración de CO₂ en la atmósfera, el secuestro de carbono (C) en suelos representa una medida de mitigación interesante (Bolan 2012). Actualmente se reconoce que la descomposición de residuos orgánicos en el suelo puede o bien contribuir a las emisiones de CO₂, si éstos se mineralizan, o llevar a incrementar el almacén de humus y con ello secuestrar C en el suelo (Lal 2004). La estabilización de los residuos orgánicos previa a su depositación en el suelo minimiza la mineralización y favorece la captura de C en los suelos (Lehman, Czimczik, Laird, & Sohi, 2009).

Esta investigación se enfocó en comparar la estabilización bioquímica de los residuos a través de su pirólisis o de su compostaje. La pirólisis es el proceso de descomposición térmica de la materia orgánica en condiciones anóxicas. Su producto sólido es el carbón vegetal y cuando éste se aplica al suelo con la intención de capturar C, mejorar las condiciones del suelo o filtrar agua, se le conoce en la literatura como biochar (Lehman y Joseph 2009). La conversión de los residuos orgánicos a biochar incrementa la cantidad de C recalcitrante, ya que se producen estructuras aromáticas similares al furano o compuestos polifenólicos (Paris, Zollfrank y Zickler 2005).

El compostaje aerobio ha sido una técnica utilizada por mucho tiempo para estabilizar a los residuos orgánicos. Es un proceso térmico-biológico que transforma a la materia orgánica en moléculas precursoras de ácidos fúlvicos y húmicos, con estructuras complejas de alto peso molecular (Haug 1980). Este tipo de estructuras le otorgan el carácter estable al momento de aplicarse al suelo.

El objetivo central de este trabajo fue evaluar la cantidad de C orgánico que puede ser estabilizado mediante los procesos de composteo aerobio y pirólisis, utilizando para ambos la misma materia prima proveniente de residuos de jardinería. Se realizó un balance de materia determinando la cantidad de C orgánico total (COT) presente en los residuos antes de ser procesados y la cantidad de COT encontrada en la composta y en el biochar. Además, se midió la concentración de nitrógeno (N) y fósforo (P) en la materia prima y después de ambos procesos de estabilización, debido a las implicaciones que ambos elementos tienen sobre la dinámica del C en su aplicación al suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se realizó en 3 etapas: la caracterización inicial de la materia prima, el monitoreo de los procesos y la caracterización final de los productos (Figura 1).

La materia prima consistió de los residuos de jardín que son recolectados diariamente en el campus de Ciudad Universitaria de la UNAM. Se mezclaron residuos que son procesados mayoritariamente en la planta de composteo, y que consisten de podas de árbol de fresno (*Fraxinus uhdei*), césped y triturado de ramas de especies variadas. El material fue homogenizado y pesado, y se separó una alícuota para su caracterización inicial. Ésta consistió del análisis de lignina, celulosa y hemi-celulosa mediante un estudio bromatológico por triplicado, con la técnica de Van-Soest en el Laboratorio de Bromatología de la Facultad de Veterinaria y Zootecnia, UNAM. Paralelamente, se determinó su contenido de C y N por análisis elemental utilizando un Analizador Elemental CNHS/O Perkin Elmer 2400 serie II, en modo CHN, y de P total por medio de fluorescencia de rayos X.

Para el proceso de pirólisis se diseñó un reactor con 2 cilindros concéntricos de aleaciones de hierro y cobre de distintos tamaños. El cilindro mayor y externo tuvo una altura de 120 cm y diámetro de 90 cm, el de menor tamaño tuvo una altura de 90 cm y diámetro de 75 cm. El cilindro exterior tuvo orificios en la parte inferior de 2.5 cm de diámetro para permitir la entrada de aire. También se le acopló una tapa movable con un orificio en el centro de 10 cm de diámetro, en éste se colocó una chimenea removible con una altura de 70 cm del mismo material.

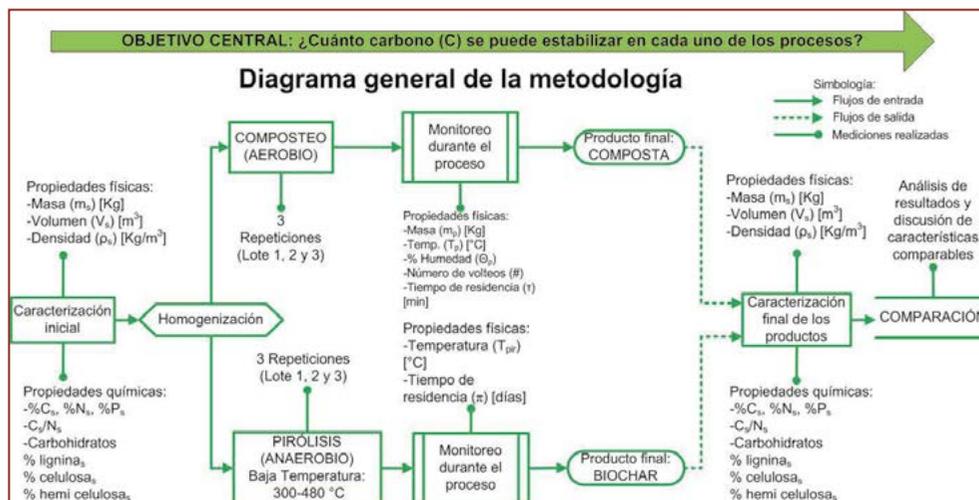


Figura 1. Esquema general de la metodología utilizada en el estudio.

El cilindro interno se diseñó con una de las caras descubiertas por donde se coloca la materia prima, y una vez lleno, se le ajustó una tapa con malla de 1 cm en la cara descubierta que permitiera el escape de los gases de pirólisis. Al cilindro interior se le abrieron 2 orificios para acoplar 2 termopares tipo k con un rango de medición de temperatura entre 0 °C y 900 °C. Cada termopar contó con un sensor de 30 cm de longitud distribuidos en el centro y la periferia de la cara cerrada del cilindro. Se realizaron 3 corridas de pirólisis para obtener 3 distintos lotes de biochar, se pesó el material al inicio y al final del proceso para conocer su masa y se monitoreó la temperatura del proceso.

Para el composteo se utilizaron 3 reactores para obtener 3 lotes diferentes con capacidad de 1 m³ cada uno. Se llenaron con el material homogenizado, se pesaron y humectaron para iniciar el composteo. El tiempo total de composteo fue de 4 meses y durante ese tiempo se monitorearon la temperatura y humedad. Si la temperatura disminuía de forma abrupta, se volteaba el material como medida de oxigenación. Al final del proceso, se determinó el peso y la humedad nuevamente.

La caracterización de los productos finales, biochar y composta, se realizó pesando la masa en seco de cada uno, el secado se realizó a 60 °C y pesos constantes. Posteriormente, se hizo un muestreo aleatorio de los 3 lotes de cada proceso, obteniendo 3 repeticiones por lote tanto del biochar, como de la composta. Las muestras se homogenizaron y se caracterizaron de la misma manera que la materia prima inicial.

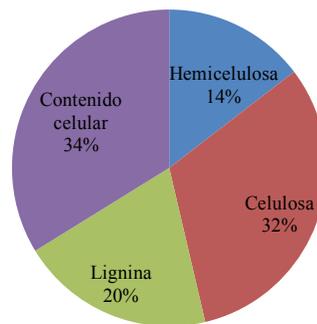
RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los residuos de jardinería contienen una mayor proporción de celulosa en los carbohidratos totales, que de lignina y hemicelulosa (Figura 2).

El compostaje incrementa la proporción de lignina (figura 2), debido a que el material lábil se degradó durante el proceso dejando una mayor cantidad de material lignificado. Para el caso del biochar no se realizaron mediciones debido a que las temperaturas altas del proceso de pirólisis destruyen todo carbohidrato.

Las concentraciones de C y P son significativamente más altas (40 y 100% respectivamente) en el biochar que en la composta y que en el material de jardinería sin procesar (Cuadro 1). La concentración de N es mayor en la composta; casi un 120% mayor que los residuos iniciales y un 35% mayor que en el biochar. Para efectos de su aplicación en el suelo podríamos considerar como ideal el realizar mezclas de los diferentes sustratos como se propone en un estudio realizado en suelos degradados (Lehman, Czimczik, *et al.* 2009).

Carbohidratos en residuos de jardín



Carbohidratos en la composta

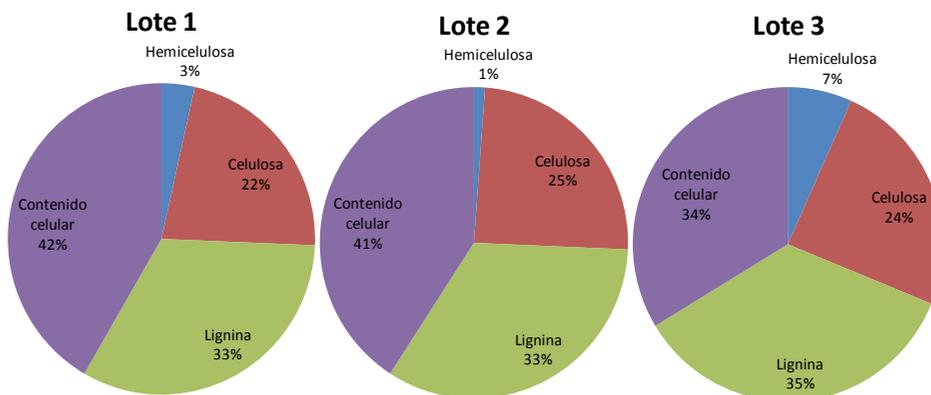


Figura 2. Proporción de carbohidratos principales en la materia prima y en la composta.

Cuadro 1. Contenidos de C, N y P en la materia prima, biochar y composta

Material	C (%)	N (%)	Relación C/N	P (%)
Residuos de Jardín	44.5	1.06	42.0	0.1675
Biochar				
Lote 1	65.2	1.6	40.8	0.3176
Lote 2	63.4	1.8	35.2	0.3234
Composta				
Lote 1	41.4	2.4	17.2	0.2730
Lote 2	42.0	2.3	18.3	0.3126
Lote3	42.0	2.3	18.3	0.2815



Las temperaturas de pirólisis estuvieron en un rango entre 300 – 580 °C, por aproximadamente 3 horas, por lo que de acuerdo a los estándares de producción de biochar se considera pirólisis de baja temperatura (Bates 2010). Por su parte, la temperatura del composteo alcanzó temperaturas máximas de 75 °C y una humedad a lo largo del proceso alrededor del 55%, lo cual se encuentra dentro de los parámetros adecuados (Haug 1980).

Los resultados del análisis elemental también se utilizaron para el balance de masas general de ambos procesos (Cuadro 2). Se reportan los datos de C medido en la materia prima, (masa de entrada) y el contenido de C en los productos (proporción a la salida). El rendimiento reportado de producto/material inicial para el biochar es de alrededor de 38%, mientras que para la composta es de casi 45%, sin embargo la proporción de C en el biochar es considerablemente mayor (64%), mientras que en la composta es solamente de 41%. En la literatura se reportan rendimientos en el rango de 25-33 % para la composta y de 30-35% para el biochar, por lo que nuestros resultados parecen altos, sin embargo cabe resaltar que los rendimientos varían considerablemente dependiendo del sistema que se utilice en cada proceso (Hoornweg, Thomas y Otten 1999).

Cuadro 2. Balance de materia general de ambos procesos

Material	Masa de entrada (Kg) (residuos de jardín)	Proporción de C a la entrada (%)	Masa de salida (Kg)	Proporción de C a la salida de cada proceso (%)
Biochar				
Lote 1	20.2	44.5	7.8	65.2
Lote 2	17.7	44.5	6.7	63.4
Composta				
Lote 1	137.6	44.5	60.0	41.4
Lote 2	133.4	44.5	63.5	42.0
Lote 3	140.7	44.5	62.0	42.0

Nota: Las masas se reportan en seco.

CONCLUSIONES

Del total de C inicial se pierde aproximadamente el 43 % durante la pirólisis, mientras que durante el compostaje es casi el 60 %. La composta tiene mayores contenidos de N, mientras que el biochar contiene más C y P. Los contenidos elevados de las concentraciones de N y P, pueden mejorar la fertilidad de suelos agrícolas y disminuir el uso de fertilizantes químicos. La información aquí presentada es útil para empezar a diseñar estrategias más eficientes de captura de CO₂ atmosférico, como por ejemplo en ciudades o comunidades urbanas que compostean grandes cantidades de material orgánico.

AGRADECIMIENTOS

Al director de áreas verdes del Campus de Ciudad Universitaria - Ing. Alfredo Martínez Sigüenza y el Administrador de la Planta de Composteo de la UNAM - Biól. Javier Montoya, así como al personal que labora en dicha planta. Este proyecto se financió con recursos de la DGAPA-UNAM, proyecto PAPIIT IN-IT101812. Ramón Bacre recibió una beca para estudios de maestría del CONACyT.

BIBLIOGRAFÍA

- Bates, A. 2010. The Biochar Solution. Gabriola Island: New Society Publishers.
- Bolan, N. S. 2012. Stabilization of carbon in composts and biochars in relation to carbon sequestration and soil fertility. *Science of the Total Environment* 424: 264-270.
- Haug, R. T. 1980. *Compost Engineering: Principles and Practice*. Ann Arbor, Michigan: Ann Arbor Science.
- Hoornweg, D., L. Thomas, L. Otten. 1999. *Composting and Its Applicability in Developing Countries*. Washington, D.C.: Urban Development Division, World Bank.

- R. Lal. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 124: 1-22.
- J. Lehmann, S. Joseph. 2009. *Biochar for Environmental Management Science and Technology*. London, Earthscan.
- J. Lehmann, C. Czimczik, D. Laird, S. Sohi. 2009. Stability of Biochar in the Soil. *In: Lehman, J., S. Joseph. (eds). Biochar for Environmental Management Science and Technology*. Pp. 183-205. Earthscan.
- Paris, O., C. Zollfrank, G. A. Zickler. 2005. Decomposition and carbonisation of wood biopolymers: a microstructural study of soft wood pyrolysis. *Carbon* 43: 53-66.
- Six, J., R. T. Conant, E. A. Paul, K. Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C saturation in soils. *Plant and Soil* 241: 155-176.



EMISIÓN DE CARBONO POR MANTILLO Y HORIZONTES DE FERMENTACIÓN DE UN BOSQUE DE PINO-ENCINO SOMETIDO A MANEJO FORESTAL

Barrales E.^{1*}, Etchevers J.D.², Hidalgo C. I.², Padilla J.², Saynes V.² y Carrasco M.²

¹Estudiante de Maestría en Ciencias, Programa de Edafología, Colegio de Postgraduados Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México.

²Colegio de Postgraduados, Laboratorio de Fertilidad, IRENAT Km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México.

*Autor contacto: barrales.edgar@colpos.mx

RESUMEN

Los suelos forestales influyen en el ciclo global del carbono, debido a emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), en especial CO₂. Este último es producido por la descomposición de la parte orgánica (mantillo y horizontes de fermentación) del suelo (Fisher and Binkley, 2000). Se estima que los suelos emiten 60 Pg C año⁻¹ (Schlesinger, 1997). En México, según el Cuarto Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero, las emisiones de CO₂ por cambio de uso del suelo son de 9.9% del total (INE-SEMARNAT, 2009), sin embargo, existe gran incertidumbre en las estimaciones correspondientes a la contribución que realiza la descomposición del mantillo a este proceso. En el presente trabajo se cuantificaron *in vitro* las emisiones de CO₂ de mantillo (Oi) y horizontes de fermentación (Oe y Oa) de un bosque de pino-encino sometido a manejo forestal con diferentes años (aprox. 25 a 5 años) desde su aprovechamiento (1986, 1987, 1988, 1993 y 1995). Las incubaciones se hicieron en un respirómetro manométrico OxiTop OC110®, a 25°C y 60% de humedad, durante 10 días. Los resultados muestran que el mantillo emite mayores cantidades de CO₂ que los horizontes de fermentación (HF). Las emisiones en el mantillo fueron mayores en el lote de 1988 con 3167 mg de CO₂ por Kg⁻¹ de mantillo por día⁻¹ y menores en el lote de 1986 con 2115.4 mg de CO₂ por Kg⁻¹ de mantillo por día⁻¹. En los HF, el lote de 1986 emitieron 684 y 317 mg de CO₂ por Kg⁻¹ de HF por día⁻¹ para Oe y Oa respectivamente, mientras que en el lote de 1995 registraron 1600 y 1107 mg de CO₂ por Kg⁻¹ de HF por día⁻¹ para Oe y Oa, respectivamente. El grado de descomposición y el tiempo de aprovechamiento influenciaron fuertemente las emisiones de los horizontes de fermentación, mientras que en el mantillo influyó más las propiedades químicas (la relación C/N, contenidos de lignina), debido a que no tenían un proceso de descomposición previo.

PALABRAS CLAVE

Flujos de CO₂, biogeoquímica, mineralización.

INTRODUCCIÓN

Existe gran incertidumbre en las estimaciones de la contribución que realiza la descomposición del mantillo del bosque a la producción del CO₂ que se emite al ambiente. La superficie boscosa de México es de 140 millones de hectáreas (CONAFOR, 2012) y la contribución de este componente del sistema debe ser evaluado para acercarse a las demandas *tier 3* del Intergovernmental Panel for Climate Change (IPCC, 2012) en la Quinta Comunicación Nacional de Gases de Efecto Invernadero que México debe presentar ante la Convención Marcode las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNCCC, s/f). Los suelos forestales contienen altas cantidades de carbono (C) por los restos de hojarasca, ramas y raíces de la vegetación que el bosque deposita en la superficie del suelo. A esta capa generalmente se le denomina, en términos generales, mantillo (Fisher and Binkley, 2000). Sin embargo, en el mantillo comienza un proceso de descomposición que conforma uno o más horizontes de fermentación, donde las condiciones de humedad y temperaturas son óptimas para la actividad microbiana. La descomposición consume oxígeno, carbono, nitrógeno y otros elementos, produciendo agua y

CO₂, este último es emitido hacia la atmósfera (Freyet *et al.*, 2006). El ciclo global del C está compuesto por reservorios y flujos; actualmente existe mucha información a nivel país de la medición y del contenido de este elemento en los reservorios (Cruz-Flores, 2011; Etchevers 2006, 2009), mientras que la cuantificación de la dinámica del C entre los reservorios es muy escasa (Ono *et al.*, 2009; Gower ,2003; Barrera *et al.*, 2004), debido a que la medición en campo y en laboratorio es difícil, por los muchos factores involucrados que determinan las tasas de descomposición. Entre los factores más importantes están las condiciones ambientales (temperatura y precipitación), la composición vegetativa del bosque, y las características químicas, físicas y biológicas del suelo (Krivtsov *et al.*, 2007). El manejo del bosque también es un factor que interviene en las emisiones de CO₂ por los procesos de descomposición, ya que se altera la dinámica del bosque acelerando ó disminuyendo los procesos de descomposición (Welke and Hope, 2005; Spielvogel *et al.*, 2006; Dai *et al.*, 2001).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron muestras de mantillo y horizontes de fermentación de un bosque de pino-encino sometido a manejo forestal, ubicado en el ejido Atopixco, municipio de Zacualtipán, Hidalgo, donde los aprovechamientos habían sido realizados los años 1986, 1987, 1988, 1993 y 1995, teniendo así mantillos con diferentes edades. En la superficie del suelo de los sitios correspondientes a estos bosques se pudieron identificar tres capas diferentes: un Oi o mantillo propiamente tal con escaso grado de descomposición y dos horizontes de fermentación: una capa medianamente descompuesta (Oe) y una capa más humificada (Oa). Estas muestras se colectaron en un área de 0.25 m², posteriormente se secaron, molieron y tamizaron a 2 mm. Se determinó su densidad con el método de la probeta (Delgadillo y Quechulpa, 2006), se analizaron sus contenidos de C y N y se calcularon sus relaciones C/N. Las incubaciones se realizaron con un respirómetro manométrico (OxiTop OC110®), controlando las condiciones de temperatura (25°C) en una incubadora; la humedad de las muestras se mantuvo en 60%. La cantidad de muestra empleada para la incubación fue 10g y el tiempo de incubación 10 días, valores que se decidieron luego de realizar pruebas preliminares no reportadas. Para los cálculos de CO₂ se ejecutaron por medio de ecuaciones estequiométricas a partir de los valores de consumo de oxígeno medidos por el respirómetro y se extrapolaron a valores de mg de CO₂ por kg⁻¹ de mantillo u HF con base en la cantidad utilizada para la incubación (10g).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los contenidos de C de las muestras de mantillo y horizontes de fermentación se presentan en la Figura 1. Los mayores contenidos de C se encontraron en los horizontes de fermentación, mientras que en el mantillo contenía una menor cantidad. El contenido de C en las muestras de los diferentes lotes de aprovechamiento no fue el mismo, debido a la variabilidad de la vegetación existente. En los lotes de 1986, 1987 y 1988 la vegetación arbórea está compuesta por una mezcla de *Pinus patula* y *Quercus*, mientras que en los lotes de 1993 y 1995, la vegetación arbórea el *Pinus patula* es predominante, así como otras especies de la vegetación secundaria.

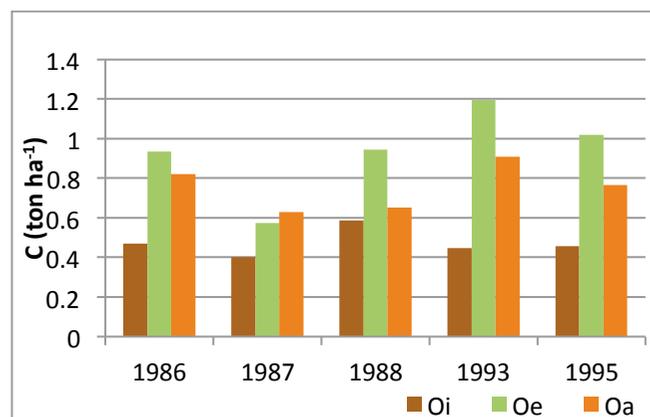


Figura 1. Contenidos de C en mantillo (Oi) y horizontes de fermentación (Oe y Oa) en los diferentes lotes de aprovechamiento.

La relación C/N es un indicador que determina la facilidad con que los residuos orgánicos pueden descomponerse (Alhamdet *et al.*, 2004), éstas se presentan en el Cuadro 1. Este indicador disminuyó con el grado de descomposición de las muestras de mantillo y HF, factor que influyó en la respiración. El mantillo presentó mayores relaciones C/N que las muestras del HF (Oa) más humificado y estas últimas presentaron menores respiraciones.

Cuadro 1. Relaciones C/N de mantillo y horizonte de fermentación de los diferentes lotes de aprovechamiento.

Año	Oi	Oe	Oa
1986	40.59	32.3	32.3
1987	43.83	27.97	18.67
1988	26.66	37.85	26.92
1993	41.25	30.67	27.46
1995	39.25	32.53	27.51

El comportamiento de la respiración del mantillo y HF se muestra en la Figura 2, la tendencia de las emisiones acumuladas de CO₂ fue a ser mayor conforme aumentaba los días de incubación, pero las tasas de emisión disminuyeron. Existen diferencias significativas entre las muestras de estos materiales provenientes de bosques aprovechados en diferentes años a partir del día 5 y hasta el final del proceso de incubación, misma que no se diferenciaron tan claramente en el primer periodo (<5 días).

La cantidad de CO₂ que se registró al incubar las muestras de mantillo y HF se muestran en la Figura 3. El mantillo presentó mayores emisiones que los HF en todas las muestras provenientes de lotes aprovechados en diferentes años. Las respiraciones totales *in vitro* del mantillo al final del tiempo de incubación (10 días), se situaron entre los 12,000 y 18,000 mg de CO₂ por Kg⁻¹ de muestra, siendo mayor en el lote de 1988 y menor en el lote de 1986. En los HF (Oe y Oa) se tuvo mayor emisión en las muestras del horizonte Oe; las emisiones de los lotes de aprovechamiento se ubicaron entre 5000 y 9000 mg de CO₂ por Kg⁻¹ de HF, siendo mayores en el lote de 1995 y menores en el lote de 1986, esto es fueron más altas donde el HF tenía una menor edad. Las muestras del horizonte Oa, fueron las que registraron menores emisiones de CO₂, situándose entre 2000 y 6000 mg de CO₂ por Kg⁻¹ de HF, siendo también mayores en el lote de 1995 y menores en el lote de 1986, al término de los 10 días de incubación. El comportamiento de los HF se deben al tiempo de aprovechamiento, si éste es más reciente las condiciones del suelo se alteran ocasionando una mayor dinámica de sus propiedades biológicas (Welke and Hope, 2005; Spielvogel *et al.*, 2006; Dai *et al.*, 2001). En general, los HF presentaron una tendencia lineal a incrementar el CO₂ acumulado conforme el tiempo transcurrido desde la explotación era mayor.

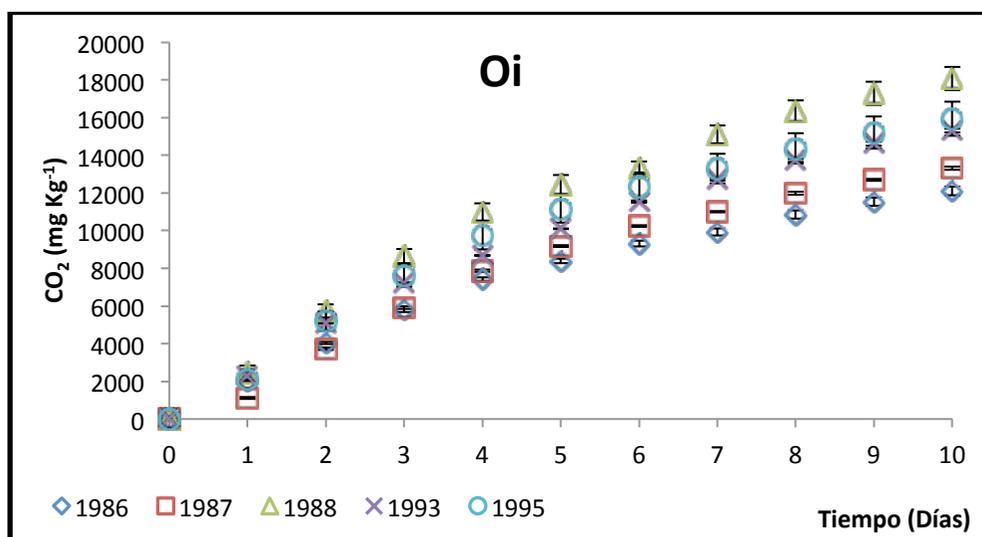


Figura 2. Emisiones de CO₂ de mantillo (Izq.) y horizontes de fermentación Oe (centro) y Oa (der.) de los lotes bajo manejo forestal.

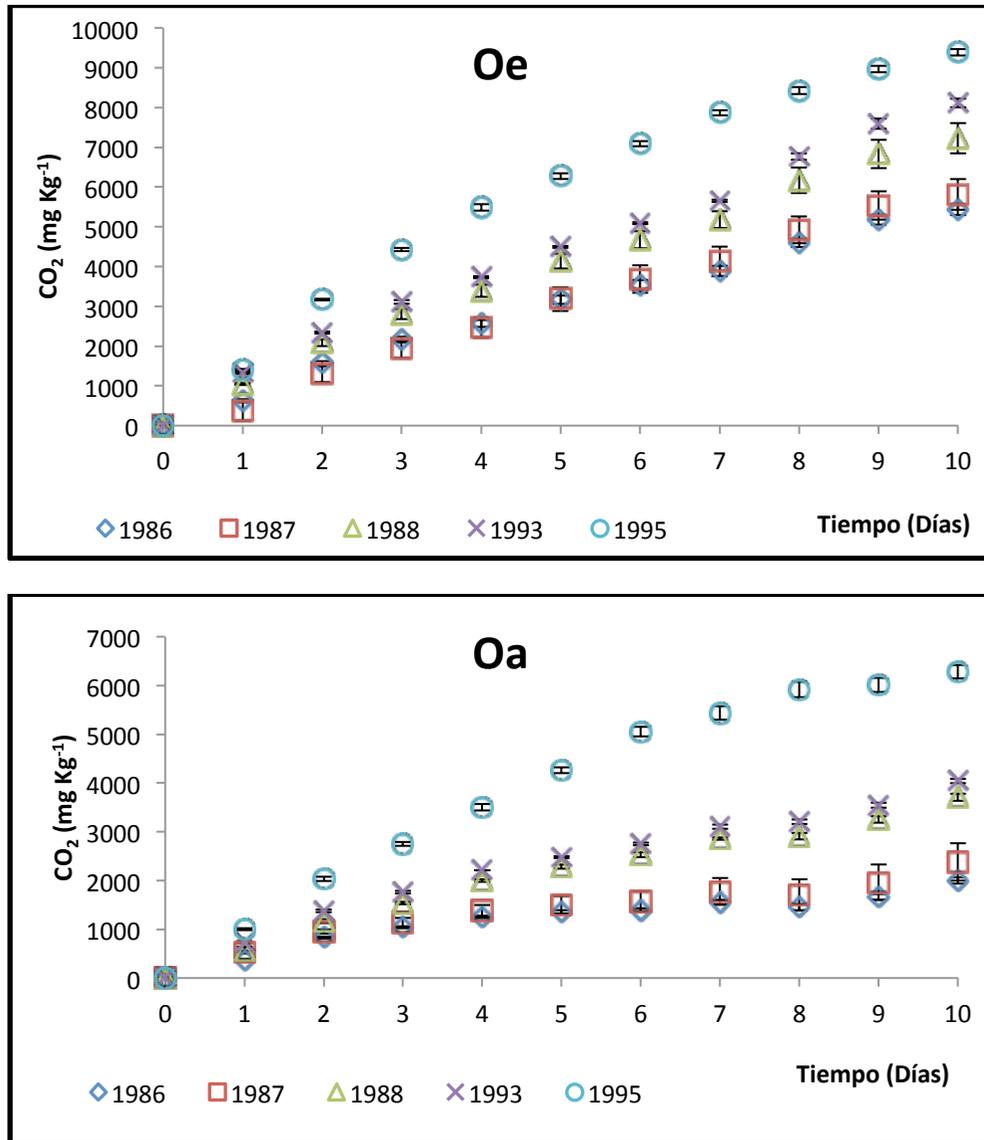


Figura 2. Continuación.

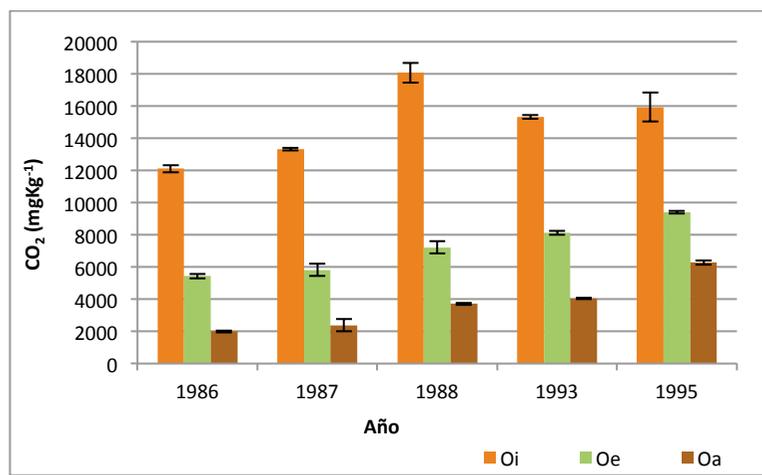


Figura 3. Emisiones totales de mantillo (Oi) y horizontes de fermentación (Oe y Oa) de los diferentes años de aprovechamiento.

La tasa de respiración se estimó a partir de las líneas de tendencia de los datos y se generaron modelos cuadráticos para evaluar la cantidad de CO₂ que se liberó por día, estos datos se presentan en el Cuadro 2. La tasa de evolución de CO₂ se incrementó en los HF a medida que el tiempo transcurrido desde el aprovechamiento era menor, debido a un mayor tiempo de descomposición que las muestras del lote con aprovechamiento más reciente (1995). En las muestras de mantillo se aprecia una tendencia definida. Estas muestras tienen un escaso proceso de descomposición por lo que las tasas de descomposición parecen estar determinadas por la composición del mantillo (hojas, ramas y raíces) de diferentes especies vegetativas presentes en los lotes. En el Cuadro 1 se mostró que el lote de 1988 tiene un menor valor en la relación C/N entre las muestras de mantillo de lotes de aprovechamiento y presentó la mayor emisión de CO₂.

Cuadro 2. Tasas de respiración por día de muestras de mantillo (Oi) y horizontes de fermentación (Oe y Oa) de los lotes de aprovechamiento

Muestra	1986	1987	1988	1993	1995
	mg CO ₂ por Kg ⁻¹ de muestra por día				
Oi	2115.40	2409.70	3167.00	2555.70	2883.50
Oe	684.23	687.30	873.15	901.62	1600.10
Oa	317.40	323.39	522.98	562.29	1107.50

CONCLUSIONES

Los contenidos de C son menores en el mantillo debido a que son muestras con componentes fácilmente consumidos por la biota del suelo y este carbono tiende a perderse en forma de CO₂. En los HF los contenidos de C son mayores por la estabilización que van experimentando la materia orgánica descompuesta, situación que se ve reflejada por una menor C/N. La menor disponibilidad de la fuente energética (C) determina una actividad microbiana más lenta y la cantidad de C que se pierde en forma de CO₂ es menor.

Las tasas de liberación de CO₂ está determinada por las propiedades de las muestras de mantillo y los horizontes de fermentación, por los contenidos de C, N y la relación C/N, así como también del tiempo de aprovechamiento. Las emisiones de CO₂ serán mayores en parcelas con un tiempo de aprovechamiento reciente y la liberación de carbono se estará estabilizando conforme aumente el tiempo de aprovechamiento.

AGRADECIMIENTOS

A los productores del Ejido de Atopixco por permitir el acceso para coleccionar las muestras de mantillo y horizontes de fermentación. En sus sitios de aprovechamiento, parte fundamental para la realización de este trabajo.

Al Colegio de Postgraduados y al Laboratorio de Fertilidad de suelos por todo el apoyo aportado.

BIBLIOGRAFÍA

- Balbondín, C., C. Cruz, F. Paz., J.D. Etchevers. 2009. Soil Carbon Sequestration in Different Ecoregions of Mexico.. 2nd ed. *In*: Lal,R., R. F. Follett (ed). Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect. SSSA Spec. Publ. 57. SSSA, Madison, W.I.
- Barrera, D.M., L.J. Frangi, J. J. Ferrando, F. J. Goya. 2004. Descomposición del mantillo y liberación foliar neta de nutrientes de *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Serm. Et Bizzarri en El Bolson, Rio Negro. *Ecologia Austral* 14: 99-112.
- Beat. F., F. Hagedorn, F. Giudici. 2006. Effect of girdling on soil respiration and root composition in a sweet chestnut forest. *Forest Ecology and Management* 225: 271-277.
- Cruz-Flores, G., J. D. Etchevers. 2011. Contenidos de carbono de suelos someros en pinares y abetales de áreas protegidas de México. *Agrociencia* 45:849-862.
- Dai, K^o. H., E. C. Johnson, T. Charles. Driscoll. RISCOLL. 2001. Organic matter chemistry and dynamics in clear-cut and unmanaged hardwood forest ecosystems. *Biogeochemistry* 54:51-83.
- Delgadillo R.M., M. S. Quechulpa. 2006. Manual de monitoreo de carbono en sistemas agroforestales. CONAFOR. 35 p.
- Etchevers, J. D., O. Maser, C. Balbondín, D. Gómez, A. Monterroso, R. Martínez, M. Acosta, M. Martínez, C. Ortiz. 2006. Soil carbon sequestration in Mexico and central America (Biome A). pp. 119-146. *In*: Lal, R., C. C. Cerri, M. Bernoux, J. Etchevers, E. Cerri. (eds). Carbon sequestration in soils of Latin America. Howarth Press, Inc. New York, USA. pp. 554.

- Fisher R. F., D. Binkley. 2000. Ecology and management of forest soils. Third edition. Ed. John Wiley & sons. INC. Pp. 139-160.
- Gower, S. T. 2003. Patterns and mechanisms of the Forest carbon cycle. Annual Review Environment Resources 28: 169-2004.
- INE-SEMARNAT. 2009. México cuarta comunicación nacional ante la convención marco de las naciones unidas sobre el cambio climático. INE-SEMARNAT. México. 174 p.
- CONAFOR. 2012. Inventario nacional forestal y de suelos (INFyS) informe de resultados 2004-2009. SEMARNAT-CONAFOR. México. 173 p.
- IPCC 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio, IPCC. Ginebra, Suiza. 104 p.
- Krivtsov, V., A. Brendler, R. Watling, K. Liddell, H.J. Staines. 2007. Some aspects of forest soils and litter ecology in the Dawyck Cryptogamic Sanctuary with a particular reference to fungi. *Acta oecologica Sinica* 27:813-836.
- Alhamd L., S. Arakaki, A. Hagihara. 2004. Decomposition of leaf litter of four tree species in a subtropical evergreen broad-leaved forest, Okinawa Island, Japan. *Forest Ecology and Management* 202:1-11.
- Ono, K., K. Hirai, S. Morita, K. Ohse Syuntaro Hiradate. 2009. Organic carbon accumulation processes on a forest floor during an early humification stage in a temperate deciduous forest in Japan: evaluations of chemical compositional changes by ¹³C NMR and their decomposition rates from litter bag experiment. *Geoderma* 151: 351-356.
- Boure P., K. S. Chemidlin, C. Damesin, D. Berveiller, J. C. Lata, E. Dufrene. 2010. Increase in aboveground fresh litter quantity over stimulates soil respiration in a temperate deciduous forest. *Applied Soil Ecology* 46: 26-34.
- Spielvogel, S., J. Prietzel, I. Kogel-Knabner. 2006. Changes of lignin phenols and neutral sugars in different soil types of a high elevation forest ecosystem 25 years after forest dieback. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 655-668.
- Schlesinger, H.W. 1997. Biogeochemistry an analysis of global change. Second edition, Ed. Academic Press, San Diego California USA p 588.
- UNFCCC. United Nations Framework for Climate Change Convention.s/f. (Consultado en <https://www.google.com.mx/search?q=unfccc&ie=utf-8&oe=utf-8&aq=t&rls=org.mozilla:es-MX:official&client=firefox-a> el 25 de septiembre de 2012)
- Welke, S. E., G. D. Hope. 2005. Influence of stand composition and age on forest floor processes and chemistry in pure and mixed stands of Douglas-Fir and paper birch in interior British Columbia. *Forest Ecology and management* 219: 29-42.



EL SOFTWARE *CARBON-STOCK* PARA LA ESTIMACIÓN DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO

Bautista Francisco^{1*} y Gallegos-Tavera Ma. Angeles¹

¹ Laboratorio Universitario de Geofísica Ambiental, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México

* Autor responsable: leptosol@ciga.unam.mx, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701 Col. Ex-Hacienda de San José de La Huerta C.P. 58190 Morelia, Michoacán, México. Tel 52 (443) 3223869

RESUMEN

El estudio del carbono orgánico del suelo por su relación con los problemas ecológicos (p.e. degradación de suelos, pérdida de la biodiversidad) y ambientales (p.e. asolve de cuerpos de agua, cambio climático global) es ahora un tema de gran interés nacional e internacional. Por esta razón, a nivel mundial se trabaja de manera muy intensa en la elaboración de los inventarios de carbono edáfico en diversas regiones y países; sin embargo, en reuniones científicas a menudo se muestran resultados con cálculos erróneos debido a errores en la selección de las propiedades del suelo a medir, a su forma de expresarlas en las unidades inadecuadas y a errores en los cálculos. En este trabajo se describe la estructura y función del software *Carbon-Stock*, que se constituye en una propuesta de herramienta para disminuir y eliminar los errores antes mencionados. Las herramientas implementadas para el desarrollo del software "Carbon Stock" fueron Visual Basic 2008 Express como entorno de desarrollo y SQL Server 2008 Express como SGBD. El software proporciona los siguientes elementos: a) Una interfaz amigable al usuario; b) una base de datos de propiedades para la estimación de carbono orgánico; c) ayudas para la captura de la información; y d) la posibilidad de elaboración de graficas. Los requisitos de instalación de *Carbon-Stock* son: a) Sistema operativo Windows XP o versiones posteriores; b) Windows Instaler 4.5; c) .NET Framework 3.5 SP1; y d) SQL Server 2008 Express. El modelo de ciclo de vida elegido para el software fue el modelo de 4+1 vistas, este permite la interpretación de los aspectos fundamentales para su desarrollo, como: a) la infraestructura del software; b) los módulos que lo constituyen; c) la funcionalidad que debe proveer; y d) los procesos asociados al software.

PALABRAS CLAVE

Perfil del suelo, densidad aparente, fragmentos gruesos, materia orgánica

INTRODUCCIÓN

En los últimos años la medición y estimaciones del carbono almacenado en el suelo han cobrado importancia a nivel nacional y mundial debido a su relación con el cambio climático global (Segura-Castruita et al., 2005; Álvarez et al., 2012), incluso en suelos agrícolas (Gamboa et al., 2008; Chiti et al., 2012). Una forma de mitigación de los daños ocasionados por el cambio climático global es la conservación del carbono del suelo e incluso la promoción del aumento de los contenidos de carbono orgánico en el suelo debido a sus múltiples beneficios ambientales y ecológicos (FAO, 2002). En algunas localidades ya se han instrumentado formas de pago a los poseedores de la tierra por dichos servicios ecológicos y ambientales.

Un requisito ineludible para la instrumentación correcta de dichas políticas de pago de servicios ecológicos y ambientales es la medición del carbono orgánico a lo largo del perfil del suelo, situación que no es compleja pero

que se debe facilitar mediante la instrumentación de medidas que permitan la elaboración de cálculos y resultados confiables.

El objetivo de este trabajo fue la elaboración de un software para el cálculo del almacenaje de carbono orgánico en el suelo.

El software *Carbon-Stock* sistematiza el proceso de estimación de carbono orgánico, permitiendo agilizar el tratamiento de datos y erradicando la introducción de errores en: a) la información de base; y b) el cálculo de carbono orgánico. Al implementar este software el usuario obtendrá resultados confiables rápidamente.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la estimación del carbono orgánico del suelo se requiere la cuantificación o estimación de: a) el volumen de la fracción gruesa del suelo (piedras y gravas); b) la densidad aparente del suelo; c) el espesor de cada uno de los horizontes del perfil del suelo; y d) el contenido de carbono orgánico en la fracción de tierra fina. Para el cálculo de las estimaciones de carbono orgánico por unidad de superficie se utilizó la siguiente ecuación:

$$COS = \sum_{\text{horizonte}=1}^{\text{horizonte}=n} \text{COS}_{\text{horizonte}} \cdot [COS] \cdot DA \cdot E \cdot (1 - V) \cdot 10$$

donde, COS = contenido de carbono orgánico en un tipo de suelo (t C ha⁻¹); COShorizonte = contenido de carbono orgánico por horizonte del suelo (t C ha⁻¹); [COS] = concentración de carbono orgánico del suelo en la fracción de tierra fina obtenida en laboratorio (%); DA = densidad aparente (Mg m⁻³); E = espesor del horizonte (m); y V = porcentaje ocupado por fragmentos de roca en el horizonte/100.

Carbon-Stock es una aplicación diseñada para la estimación de carbono orgánico en el suelo a partir de propiedades edáficas. Puede ser utilizado en los siguientes sistemas operativos: a) Windows XP; b) Windows Vista; y c) Windows 7. Para la instalación del software se definen requerimientos previos: a) el SGBD SQL Server 2008 Express; b) Windows Instalador 3.1 o 4.5; y c) .Net Framework 3.5 SP1.

El proceso de creación del software involucra múltiples actividades, las fases definidas para *Carbon-Stock* están basadas en la norma NMX-I-O45-NYCE-2005, dentro del análisis de requerimientos para el software se tomaron en cuenta los requerimientos de usuario, requerimientos de sistema, de interfaz y de software. El modelo de ciclo de vida del software fue el modelo de 4+1 vistas, este permite la interpretación de los aspectos fundamentales para su desarrollo, como: a) la infraestructura del software; b) los módulos que lo constituyen; c) la funcionalidad que debe proveer; y d) los procesos asociados al software.

Para la instrumentación de su desarrollo, las herramientas elegidas fueron: SQL Server 2008 Express como SGBD y Visual Basic 2008 Express como plataforma de desarrollo, ambos componentes trabajan con licencia freeware, por lo cual son de acceso libre. El software solo puede ser usado si los requerimientos previos se cumplen, para la correcta visualización de la interfaz, se recomienda utilizar una resolución mínima de 1024 X 768 o superior.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El software cuenta con una serie de herramientas que le permiten al usuario tener claridad sobre la manipulación de los datos. Se recomiendan los métodos estándar para la medición de cada una de las propiedades del suelo utilizadas en el cálculo del carbono orgánico del suelo en el perfil completo. A continuación se describen.

La densidad aparente puede medirse con tres técnicas, la más recomendable es la del cilindro de volumen conocido (Siebe et al., 1996), el cual se introduce en el horizonte del suelo, posteriormente la muestra se seca y se pesa, así se cuenta con la masa y el volumen, por un cociente se obtiene el valor de la densidad aparente en mL^{-1} o g cm^{-3} que es equivalente a Mg m^{-3} . Otra forma de confiable de la medición de la densidad aparente es la técnica de la parafina (Gandoy, 1991; NOM, 2003), la cual se recomienda para suelos con estructura estable y de tamaño medio a grande, para lo cual se toma un agregado, se pesa y se recubre con parafina para luego sumergirlo en agua y obtener el volumen, conociendo masa y volumen se calcula la densidad aparente. La técnica de la probeta se utiliza en suelos de estructura de grano simple, el suelo se coloca en una probeta en la cual se mide el volumen y la masa del suelo (Gandoy, 1991).

La fracción gruesa del suelo por horizonte se puede estimar en volumen mediante la comparación con las figuras del manual de Siebe et al., (2006) o de la FAO (2007). Otra forma de estimar el volumen de fragmentos gruesos por cada uno de sus componentes es mediante la separación manual de las piedras, y la separación con tamices de la grava gruesa (20 a 63 mm), grava mediana (6.3 a 20 mm) y la grava fina (2 a 6.3 mm) (FAO, 2007). Los fragmentos gruesos se pesan y se les mide su densidad para después calcular el volumen total de cada fragmento.

La medición de carbono orgánico del suelo puede realizarse con dos técnicas. La técnica de oxidación con calor externo utilizando el dicromato de potasio (Nelson y Sommers, 1982) y el uso de un analizador de carbono orgánico total. Con la técnica del dicromato se utiliza la muestra de suelo tamizada a 2 mm (malla 10), es decir, la tierra fina y el resultado se expresa en porcentaje.

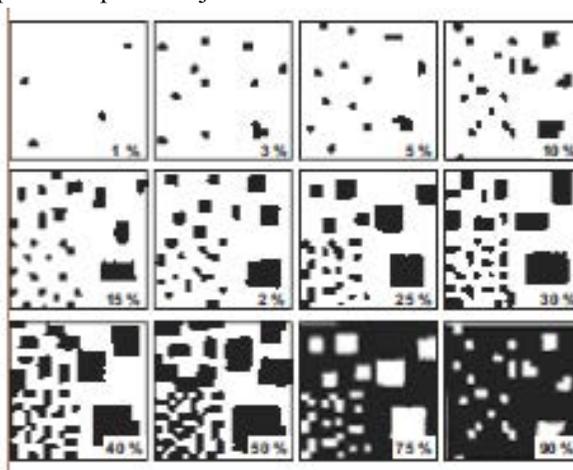


Figura 1. Estimación visual del volumen de fragmentos gruesos del suelo por horizonte (FAO, 2006)

Cuando se utiliza el analizador de carbono orgánico total es necesario tamizar una muestra conocida de tierra fina de malla 10 (2 mm de luz) con una malla 100 (0.147 mm de luz) y saber el porcentaje de muestra de tierra fina que pasó la malla 100 para poder convertir el porcentajes de carbono en malla 100 a porcentaje de carbono en malla 10, mediante la siguiente ecuación:

$$\%C \text{ (en malla 10)} = [(\%C \text{ en malla 100}) (\text{porcentaje de suelo en malla 100})] / 100$$

El espesor de los horizontes se mide en campo y se expresa en centímetros pero para el cálculo del carbono orgánico del suelo por superficie se expresa en metros.

El software proporciona los siguientes elementos: a) Una interfaz amigable al usuario; b) una base de datos de propiedades para la estimación de carbono orgánico; c) ayudas para la captura de la información y para corroborar la localización geográfica de las muestras; y d) graficas para la exportación de los datos.

Para su ejecución implementa la siguiente secuencia de pasos: a) el usuario captura la información del lugar (posición geográfica, uso de suelo, tipo de cobertura vegetal, etc.); b) copia y pega, o ingresa manualmente: 1) la concentración de carbono orgánico; 2) la densidad aparente (Mg m^{-3}); 3) el espesor del horizonte (m); y 4) el porcentaje de fragmentos de gruesos (en volumen); b) el usuario puede utilizar ayudas en la captura de información; c) el software realiza la estimación de carbono orgánico por horizonte; d) se obtiene una sumatoria de la estimación por horizonte, dando una estimación global por perfil; e) el usuario implementa los análisis de datos.

Carbon-Stock permite la elaboración de análisis de series de tiempo mediante regresiones lineales para la identificación de cambios continuos y la técnica de Mann Kendal para la identificación de cambios continuos o por impulsos.

CONCLUSIONES

El software *Carbon-Stock* presenta varias ventajas que lo hacen atractivo y útil, como son: a) herramientas de ayuda para la selección de las técnicas de análisis de suelo; b) herramientas para la conversión de unidades; c) herramientas para la estimación de porcentajes de la fracción gruesa del suelo; y d) la posibilidad de informes tabulares y gráficos.

AGRADECIMIENTOS

A la DGAPA-PAPIIT de la Universidad Nacional Autónoma de México por el apoyo financiero al proyecto IN 223110.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, G., P. Krasilnikov, N. E. García-Calderón. 2012. Vertical distribution and soil organic matter composition in a montane cloud forest, Oaxaca, Mexico. *European Journal of Forest Research* 6:1643-1651.
- Bautista, F., G. Palacio, P. Quintana, A. J. Zinck. 2011. Spatial distribution and development of soils in tropical karst areas from the Peninsula of Yucatán, Mexico. *Geomorphology* 135: 308–321.
- Chiti, T., L. Gardin, L. Perugini, R. Quarantino, F. Primo-Vaccari, F. Migliett, R. Valentini. 2012. Soil organic carbon stock assessment for the different cropland land uses in Italy. *Biology and Fertility of Soils* 48: 9–17.
- FAO. 2002. Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. FAO. Roma. 61 pp.
- FAO. 2006. Guidelines for soil description, Fourth Edition, FAO, Roma, 97 pp.
- Gamboa, A.M., C. Hidalgo, F. De Leon, J. D. Etchevers, J. F. Gallardo, J. Campo. 2008. Nutrient Addition Differentially Affects Soil Carbon Sequestration in Secondary Tropical Dry Forests: Early- versus Late-Succession Stages. *Restoration Ecology* 18: 252-260.
- Gandoy, B.W. 1992. Manual de laboratorio para el manejo físico de suelos. Universidad Autónoma Chapingo. Departamento de Suelos. Chapingo, México
- Nelson, D.W., L. E. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. *In: Page, A.L., R.H. Miller, D. R. Keeney. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Madison, WI. pp 535-577.*
- NOM (Norma oficial mexicana. Diario oficial de la federación). 2003. NOM-023-SEMARNAT-2001. 73 pp.
- Segura-Castruita, M.A., P. Sánchez-Guzmán, C. A. Ortiz-Solorio, Ma. del C. Gutiérrez-Castorena. 2005. Carbono orgánico de los suelos de México. *Terra Latinoamericana*, 23: 21-28.
- Siebe, C., R. Janh, K. Stahr. 1996. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A. C., Publicación especial 4. Edo. de México, México.
- Statgraphics Plus 5.1 A Manugistics Product. 2000. Statistical Graphic Corp., Online Manuals, Herndon, Virginia.

SIMULACIÓN DEL INCREMENTO EN LA DEPOSICIÓN DE NITRÓGENO ATMOSFÉRICO Y SUS EFECTOS EN LA DESCOMPOSICIÓN DE BOSQUES TROPICALES ESTACIONALMENTE SECOS

Bejarano M.^{1*}, Hidalgo C.², Etchevers J.²; Parra V.³ y Campo J¹

¹ Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. México Distrito Federal, México

² Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Texcoco, Estado de México, México

³ Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, México

* Autor responsable: marylin.bejarano@gmail.com; Apartado Postal 70-275, México Distrito Federal, CP 04510, México; + 52 5556229038.

RESUMEN

La deposición atmosférica de Nitrógeno (N) podría incrementar hasta un factor de cuatro en las regiones tropicales para el 2030. Nuestro objetivo fue evaluar si la respuesta de la descomposición al incremento en la disponibilidad de N es modulada por la calidad del material, el régimen de precipitación del sitio y la tasa de adición de N o por sus interacciones en bosques tropicales estacionalmente secos (BTES). Para esto, colectamos hojas de ecotipos de dos especie arbóreas y dominantes (*Gymnopodium floribundum* y de *Piscidia piscipula*) en tres BTES ubicados en un gradiente de precipitación (531, 993 y 1035 mm de PMA) en la Península de Yucatán, México. Posteriormente en cada bosque de estudio durante un año, se descompuso cada uno de los ecotipos bajo tres tasas de adición de N (Control, N1: 10 kg N ha⁻¹ año⁻¹ y N2: 32 kg N ha⁻¹ año⁻¹). A pesar de las diferencias ecofisiológicas existentes entre las especies, la descomposición de ambas especies presentó una respuesta similar a los tratamientos de adición de N, pero difirió en intensidad de acuerdo al ecotipo y a la PMA del bosque de descomposición. El material descompuesto en el bosque húmedo tuvo los cambios más significativos ante la adición de N; bajo los tratamientos de adición de N los ecotipos del bosque más seco se descompusieron más rápido, mientras que los ecotipos húmedos se descompusieron más lentamente que el tratamiento testigo. Nuestros resultados sugieren que el efecto del futuro incremento en la deposición de N en BTES podría ser principalmente modulado por la PMA del sitio y luego por la calidad del material en descomposición en interacción con la tasa de deposición de N. De acuerdo con nuestros resultados, ante los escenarios de cambio climático y de incremento de deposición de N, se esperaría un mayor cambio en la tasa de descomposición diaria de los BTES más húmedos.

PALABRAS CLAVE

Cambio global, ciclo de carbono, Interacción carbono-nitrógeno.

INTRODUCCIÓN

A nivel global la descomposición influye significativamente el ciclo de Carbono (Tuomi *et al.*, 2009) ya que es un proceso que participa en el balance de C entre los ecosistemas y la atmósfera (McGuire y Treseder, 2010). En los bosques tropicales, la descomposición es principalmente regulada por la precipitación media anual (PMA) y por la calidad de la hojarasca (Cleveland *et al.*, 2006). En general, cuando hay un incremento de ingreso de N, la calidad de la hojarasca gana importancia como modulador de la descomposición (Knorr *et al.*, 2005). Sin embargo, en los bosques tropicales, el incremento experimental de N ha determinado resultados poco consistentes entre los estudios realizados. Esta variabilidad puede deberse a que los experimentos han sido realizados con diferentes tipos de material, tasas de adición de N o, en bosques con diferentes tasas de dinámica de Carbono (C) y N (Carreiro *et al.*, 2000; Hobbie y Vitousek, 2000).

En los bosques tropicales el principal ingreso de N es por la fijación biológica (Hedin *et al.*, 2009) y en segundo lugar, por la deposición atmosférica de N reactivo (entendido como las formas químicas de N capaces de reaccionar con otros compuestos) (Galloway *et al.*, 2008). Sin embargo, diferentes modelos predicen que esta

última vía de ingreso podrá incrementar hasta por un factor de cuatro en las próximas décadas, como consecuencia de la emisión de N_r hacia la atmósfera originado por uso de fertilizantes nitrogenados, de combustibles fósiles y el cultivo de leguminosas y, por su posterior deposición sobre la superficie terrestre (Lamarque *et al.*, 2005; Dentener *et al.*, 2006;).

Actualmente, los BTES son uno de los ecosistemas más vulnerables y amenazados a escala global (Miles *et al.*, 2006). En México las predicciones de cambios en la temperatura y en los regímenes de precipitación como consecuencia del cambio climático, consideran que los BTES serán los más fuertemente afectados por una disminución en su área (Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez, 1997). Específicamente, los BTES de la Península de Yucatán, son los principales reservorios de C en suelo de México (Balbontín *et al.*, 2009), por lo que es fundamental entender los cambios que podrían originar el incremento en la deposición atmosférica de N y el cambio climático en la descomposición.

Nuestro objetivo fue determinar si el proceso de descomposición en tres BTES de la Península de Yucatán es afectado por el incremento de la disponibilidad de N, por la calidad del material en descomposición, por la PMA o por, sus interacciones. Nuestra hipótesis principal es que el efecto de adición de N podría ser mayor bajo esta combinación de factores: (1) en el sitio con mayor PMA, en donde existe una mayor limitación de N (Solis y Campo, 2004), (2) para el material con menor calidad química (Sinsabaugh *et al.*, 2002) y a la mayor tasa de adición de N; que para otra posible combinación de factores.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento de descomposición se realizó en tres BTES maduros ubicados en un gradiente de precipitación en Yucatán. Los bosques más secos son Chixchulub (531 PMA) y X'matkuil (991 PMA) y están localizados sobre una planicie cárstica con elevaciones menores a 3 msnm; mientras que el bosque húmedo es Hobonil (1035 PMA) y está localizado sobre colinas con elevaciones menores a los 600 msnm (Chiappy *et al.*, 2000). En la Península los suelos pueden ser litosoles negros superficiales, comunes en áreas en las que el material parental es superficial o, rendzinas rojas profundas en áreas de acumulación de suelo (Shang y Tiessen, 2003).

En junio del 2007 se establecieron 16 parcelas (12 x 12) en cada uno de los bosques. Durante dos años se monitoreó el número de individuos (DAP > 3cm), el incremento de su área basal y altura y, la producción de hojarasca y mantillo en cada parcela. Estos datos permitieron agrupar a las parcelas por medio de un análisis de correspondencias principales y posteriormente, asignar al azar los tratamientos de adición de N entre los bloques de parcelas similares (Campo *et al.*, datos no publicados). En octubre del 2009 se colectó suficiente material foliar de *Gymnopodium floribundum* (Polygonaceae) y *Piscidia piscipula* (Fabaceae) en cada bosque, cada una de estas colectas fue homogenizada y considerada un ecotipo de acuerdo a las variaciones climáticas existentes entre los bosques. El material fue transportado al laboratorio, secado a 70°C durante 24 h y almacenado hasta el momento del experimento. En junio del 2010 se colocó en cada parcela siete bolsas de descomposición de cada ecotipo (5 g de material, 15 x 15 cm, malla de nylon 1x1 mm) y a continuación, a cuatro parcelas de cada bosque se adicionaron uno de los siguientes tratamientos de adición de N: Control (deposición actual estimada = 8 kg N/ha año), +N1: 2.4 kg N/ha año (ingreso total= 10 kg N/ha año) y +N2: 24 kg N/ha año (ingreso total = 32 kg N/ha/año). Las tasas de adición en los tratamientos +N1 y +N2 corresponden a la tasas de deposición atmosférica futuras predichas para la Península de Yucatán y al máximo incremento esperado en BTES, respectivamente (Dentener *et al.*, 2006). El N fue adicionado en forma de Urea de lenta liberación (Multicote 8,40-00-00, Haifa Chemical).

Las bolsas fueron colectadas a los 15, 30, 60, 90, 120, 180 y 365 días de iniciado el experimento y fueron secadas a 70°C durante 24 h. El material remanente fue limpiado de partículas de suelo y fue posteriormente pesado. Para cada combinación de factores realizamos un modelo de regresión lineal con estructura de correlación temporal (AR 1) con el paquete *gls:nlme* (Pinheiro *et al.*, 2011) para estimar la pendiente de la regresión (*k*) o tasa de descomposición diaria (Olson, 1963). Para encontrar diferencias entre la PMA, los ecotipos y la tasa de adición de N utilizamos una *prueba t-students* para la comparación de las pendientes con el paquete *contrast:contrast* (Kuhn *et al.*, 2011). Nos abstuvimos de hacer comparaciones entre las especies porque en caso de encontrar diferencias éstas agruparían factores ambientales y evolutivos que no son considerados dentro de este estudio. Todos los análisis fueron realizados con el paquete R (Team, 2008).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para las dos especies la tasa de descomposición diaria (valor k) cambió de acuerdo a la interacción entre ecotipos, la PMA de los bosques y la tasa de adición de N. Para las muestras testigo de ambas especies el efecto de la PMA del bosque en que se descompuso el material fue similar; el valor k no difirió entre los bosques para el ecotipo de 531 PMA pero fue mayor para los ecotipos de 993 y 1035 PMA descompuestos en el bosque húmedo (Cuadro 1). Este resultado es similar a los encontrados en una amplia escala geográfica en los que se ha reportado una relación positiva entre las tasas de descomposición y la PMA del sitio en el que se descompone el material (Parton *et al.*, 2007). Sin embargo, es sorprendente la baja sensibilidad del valor k del ecotipo de 531 PMA al incremento en la PMA, sobre todo cuando ambos ecotipos tienen el mayor índice de área específica y el menor grosor en hojas vivas (Roa *et al.* datos no publicados); ambos rasgos estructurales de la hoja han sido positivamente relacionados con la tasa de descomposición (Cornwell *et al.*, 2008). Contrariamente a lo esperado, estos ecotipos también presentaron los menores porcentajes de masa remanente (datos no mostrados). El cambio no significativo en el valor k y el menor porcentaje de masa remanente en los ecotipos de 531 PMA que fueron descompuestos en los bosques húmedos, sugieren que el material en descomposición tiene una calidad química que no puede ser eficientemente descompuesta por la comunidad de microorganismos de los bosques húmedos. Las evidencias que sostienen esta idea es que los dos bosques más húmedos tienen una menor relación C:N en biomasa microbiana (16-13) que el bosque más seco (23) (Bejarano *et al.* datos no publicados), sugiriendo que la composición de la comunidad microbiana entre el bosque seco y los bosques húmedo es diferente. En este sentido, nuestros resultados son consistentes con el efecto local de ventaja de sitio en la descomposición descrito anteriormente en otros ecosistemas forestales del mundo (Gholz *et al.*, 2000). En general, el efecto del ecotipo en el valor k en las muestras del tratamiento testigo fue no significativo, estos resultados son congruentes con concentraciones de N total y de relaciones C:N entre los ecotipos similares (datos no publicados).

El incremento en la disponibilidad de N tendió a afectar la tasa de descomposición en la misma dirección en ambas especies, pero afectó a *G. floribundum* más fuertemente que a la de *P. piscipula* (Cuadro 1). Sin embargo, la dirección de los cambios fue diferente entre los tratamientos de adición de N. Cuando los ecotipos de *G. floribundum* fueron descompuestos en los bosques secos, el valor k no cambió significativamente entre los tratamientos de adición de N; mientras cuando fueron descompuestos en el bosque húmedo el tratamiento +N2 incrementó y disminuyó el valor k para los ecotipos de 531 y 1035 PMA en comparación con las muestras testigo, respectivamente (Cuadro 1). Estructurales no permiten explicar el efecto de la adición de N en la tasa de descomposición; este resultado es consistente con lo reportado anteriormente para otros bosques tropicales (Hättenschwiler y Jorgensen, 2010). De esta manera, las diferencias desencadenadas por la adición de N deben afectar al proceso de descomposición por medio de otros mecanismos químicos. Aunque en este estudio no discriminamos a detalle los compuestos de C del material descompuesto, es posible que los compuestos lábiles y recalcitrantes de C brinden una explicación a los resultados reportados. Esta idea se soporta en el hecho de que las comunidades de microorganismos son las que se afectan directamente por la mayor disponibilidad de N y en que los compuestos fácilmente accesibles para éstos son los que parecen modular las respuestas observadas en otros bosques tropicales (Cusack *et al.*, 2011; Koehler *et al.*, 2009).

Para *P. piscipula*, los tratamientos de adición de N no afectaron el valor k de todos los ecotipos descompuestos en todos los sitios, la única excepción ocurrió con el ecotipo de 1035 de PMA que fue descompuesto en el bosque húmedo, donde el tratamiento +N2 también disminuyó la tasa de descomposición (Cuadro 1).

Nuestros resultados sugieren que el efecto del incremento de la deposición de N en BTES en el ciclo del C podría ser mayor en los bosques más húmedos, ya que estos bosques tienen una mayor tasa de transformación de N y paralelamente una menor concentración de N total y mineral en el suelo (Bejarano *et al.*, datos no publicados). Sin embargo, el efecto de diferentes tasas de ingreso de N parece depender de la calidad del material en descomposición debido a que los tres ecotipos de ambas especies no presentaron tasas de descomposición diferentes en el tratamiento testigo. En este sentido, en nuestro estudio la relación C:N del material en descomposición y los rasgos estructurales no permiten explicar el efecto de la adición de N en la tasa de descomposición; este resultado es consistente con lo reportado anteriormente para otros bosques tropicales (Hättenschwiler y Jorgensen, 2010). De esta manera, las diferencias desencadenadas por la adición de N deben afectar al proceso de descomposición por medio de otros mecanismos químicos. Aunque en este estudio no discriminamos a detalle los compuestos de C del material descompuesto, es posible que los compuestos lábiles y

recalcitrantes de C brinden una explicación a los resultados reportados. Esta idea se soporta en el hecho de que las comunidades de microorganismos son las que se afectan directamente por la mayor disponibilidad de N y en que los compuestos fácilmente accesibles para éstos son los que parecen modular las respuestas observadas en otros bosques tropicales (Cusack *et al.*, 2011; Koehler *et al.*, 2009).

Cuadro 1. Tasas de descomposición diarias (k) de hojas de tres ecotipos de *Gymnopodium floribundum* descompuestos en bosques tropicales estacionalmente secos ubicados en un gradiente de precipitación en la Península de Yucatán.

	ADICIÓN	BOSQUES DE DESCOMPOSICIÓN								
		531 PMA			993 PMA			1035 PMA		
		k		r^2	k		r^2	k	r^2	
<i>Gymnopodium floribundum</i>										
Ecotipo (531 PMA)	T	-0.45	a1A	0.63	-0.48	a1A	0.31	-0.68	c1A	0.49
	+N1	-0.58	a2A	0.49	-0.64	a2A	0.52	-1.15	b1A	0.77
	+N2	-0.66	a2A	0.59	-0.55	a2A	0.36	-1.60	a1A	0.83
Ecotipo (993 PMA)	T	-0.43	12A	0.61	-0.41	a2A	0.47	-0.63	b1A	0.78
	+N1	-0.45	a2A	0.65	-0.48	a2AB	0.45	-0.91	a1B	0.84
	+N2	-0.45	a1B	0.68	-0.44	a1A	0.53	-0.36	c1B	0.38
Ecotipo (1035 PMA)	T	-0.51	a1A	0.8	-0.56	a1A	0.59	-0.60	a1A	0.68
	+N1	-0.47	a1A	0.67	-0.41	a1B	0.52	-0.51	ab1C	0.6
	+N2	-0.43	a1B	0.61	-0.51	a1A	0.50	-0.41	b1B	0.4
<i>Piscidia piscipula</i>										
Ecotipo (531 PMA)	T	-0.46	a1A	0.61	-0.44	a1A	0.61	-0.50	a1B	0.48
	+N1	-0.51	a1A	0.63	-0.43	a1A	0.52	-0.58	a1B	0.57
	+N2	-0.45	a2A	0.56	-0.48	a12A	0.58	-0.63	a1A	0.61
Ecotipo (993 PMA)	T	-0.42	a2A	0.51	-0.49	a2A	0.55	-0.75	a1A	0.57
	+N1	-0.41	a3A	0.55	-0.54	a2A	0.66	-0.75	a1B	0.69
	+N2	-0.45	a1A	0.59	-0.46	a2A	0.51	-0.64	a1B	0.65
Ecotipo (1035 PMA)	T	-0.4	a2A	0.54	-0.51	a2A	0.61	-0.79	a1A	0.76
	+N1	-0.41	a2A	0.58	-0.44	a2A	0.58	-0.79	a1A	0.83
	+N2	-0.41	a1A	0.57	-0.42	a1A	0.56	-0.17	b2B	0.14

Adición: T: testigo, +N1: 10 kg N ha/año, +N2: 32 kg N ha/año. Diferentes letras minúsculas indican diferencias en la tasa de descomposición diaria (k) entre los tratamientos de adición de N para el mismo ecotipo descompuesto en el mismo bosque (Efecto del tratamiento). Diferentes números indican diferencias en el valor k entre los bosques de descomposición para el mismo ecotipo y tratamiento de adición de N (Efecto de la PMA). Diferentes letras mayúsculas indican diferencias entre los ecotipos descompuestos en el mismo bosque y bajo el mismo tratamiento de adición de N (Efecto del ecotipo). Las diferencias reportadas son significativas al nivel de < 0.05 . Para todas las regresiones los r^2 ajustados fueron significativos ($P < 0.001$).

CONCLUSIONES

Nuestros resultados sugieren que el efecto del futuro incremento en la deposición de N en BTES podría ser principalmente modulado por la PMA del sitio y luego por la calidad del material en descomposición en interacción con la tasa de deposición de N. De acuerdo con nuestros resultados, ante los escenarios de cambio climático y de incremento de deposición de N, se esperaría un mayor cambio en la tasa de descomposición diaria de los BTES más húmedos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado gracias al financiamiento parcial del Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México. M. Bejarano, agradece la beca y el financiamiento del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) y de la Universidad Nacional Autónoma de México. Agradecemos la asistencia en campo de A. Aranguren, G. Pacheco, R. Maldana y N. Salinas.

BIBLIOGRAFIA

- Balbontín, C., C. O. Cruz, J. Etchevers. 2009. Soil carbon sequestration in different Ecoregions of Mexico. *En*: Rattan L., Follett F. S. (eds). *Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect*. pp. 71-96.
- Carreiro, M. M., R. L. Sinsabaugh, D. A. Repert, D. F. Parkhurst. 2000. Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition. *Ecology* 81: 2359-2365.
- Chiappy, C., L. Gama, L. Giddings, V. Rico, A. Velázquez. 2000. Caracterización de los paisajes terrestres actuales de la Península de Yucatán. *Investigaciones Geográficas (Mx)* 42: 28-39.
- Cleveland, C. C., S. C. Reed, A. R. Townsend. 2006. Nutrient regulation of organic matter decomposition in a tropical rain forest. *Ecology* 87: 492-503.
- Cornwell, W. K., J. H. C. Cornelissen, K. Amatangelo, E. Dorrepaal, V. T. Eviner, O. Godoy, S.E. Hobbie, B. Hoorens, H. Kurokawa, N. Pérez. 2008. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. *Ecology Letters* 11: 1065-1071.
- Cusack, D. F., W. L. Silver, M. S. Torn, S. D. Burton, M. K. Firestone. 2011. Changes in microbial community characteristics and soil organic matter with nitrogen additions in two tropical forests. *Ecology* 92: 621-632.
- Dentener, F., J. Drevet, J. F. Lamarque, I. Bey. 2006. Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: A multimodel evaluation. *Global Biogeochemical Cycles* 20: GB4003.
- Galloway, J. N., A. R. Townsend, J. W. Erisman, M. Bekunda, Z. Cai, J. R. Freney, L. A. Martinelli, S. P. Seitzinger, M. A. Sutton. 2008. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science* 320: 889-892.
- Gholz, H. L., D. A. Wedin, S. M. Smitherman, M. E. Harmon, W. J. Parton. 2000. Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: Toward a global model of decomposition. *Global Change Biology* 6 751-765.
- Hättenschwiler, S., B. Aeschlimann, M. M. Couteaux, J. Roy, D. Bonal. 2008. High variation in foliage and leaf litter chemistry among 45 tree species of a neotropical rainforest community. *New Phytologist* 179: 165-175.
- Hedin, L. O., E. N. J. Brookshire, D. N. L. Menge, A. R. Barron. 2009. The nitrogen paradox in tropical forest ecosystems. *Annual review of ecology, Evolution, and systematics* 40: 613-635.
- Hobbie, S. E., P. M. Vitousek. 2000. Nutrient regulation of decomposition in Hawaiian montane forests: Do the same nutrients limit production and decomposition. *Ecology* 81: 1867-1877.
- Knorr, M., S. D. Frey, P. S. Curtis. 2005. Nitrogen additions and litter decomposition: A meta-analysis. *Ecology* 86: 3252-3257.
- Koehler, B., M. D. Corre, E. Veldkamp, I. P. Sueta. 2009. Chronic nitrogen addition causes a reduction in soil carbon dioxide efflux during the high stem-growth period in a tropical montane forest but no response from a tropical lowland forest on a decadal time scale. *Biogeosciences* 6: 2973-2983.
- Kuhn, M., S. Weston, J. Wing, J. Forester. 2011. Contrast: A collection of contrast methods. R package version 0.14.
- Lamarque, J., J. Kiehl, P. Brasseur, T. Butler, P. Cameron-Smith, W. Collins, C. Granier, D. Hauglustaine, P. Hess. 2005. Assessing future nitrogen deposition and carbon cycle feedback using a multimodel approach: Analysis of nitrogen deposition. *Journal of Geophysical Research* 110: D19303.
- McGuire, K. L., K. K. Treseder. 2010. Microbial communities and their relevance for ecosystem models: Decomposition as a case study. *Soil Biology and Biochemistry* 42: 529-535.
- Miles, L., A. C. Newton, R. S. DeFries, C. Rabilius, I. May, S. Blyth, V. Kapos, J. E. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33: 491-505.
- Olson, J. S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecology systems. *Ecology* 44: 331-332.
- Parton, W. J., W. L. Silver, et al. 2007. Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. *Science* 315: 361-364.
- Pinheiro, J., D. Bates, S. DebRoy, D. Sarkar. 2011. nlme: Linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-102.
- Shang, C. and H. Tiessen. 2003. Soil organic c sequestration and stabilization in karstic soils of Yucatan. *Biogeochemistry* 62: 177-196.
- Sinsabaugh, R. L., M. M. Carreiro, D. A. Repert. 2002. Allocation of extracellular enzymatic activity in relation to litter composition, n deposition, and mass loss. *Biogeochemistry* 60: 1-24.
- Solis, E., J. Campo. 2004. Soil N and P dynamics in two secondary tropical dry forests after fertilization. *Forest ecology and management* 195: 409-418.
- Team, R. D. C. 2008. R: A language and environment for statistical computing.
- Tuomi, M., T. Thum, H. Jarvinen, S. Fronzek, B. Berg, M. Harmon, J. A. Trofymow, S. Sevanto, J. Liski. 2009. Leaf litter decomposition--estimates of global variability based on yasso07 model. *Ecological Modeling* 220: 3362-3371.
- Villers-Ruiz, L., I. Trejo-Vázquez. 1997. Assessment of the vulnerability of forest ecosystems to climate change in Mexico. *Climate Research* 9: 87-93.

PARAMETRIZACIÓN DE MODELOS DE ESTADOS Y TRANSICIONES PARA EL CARBONO Y CARACTERIZACIÓN DE LA INCERTIDUMBRE

Covaleda Sara^{1*}, Paz Fernando² y de Jong Ben³

¹Kibeltik Clima y Medio Ambiente A.C., Calle Ejército Nacional 31, San Cristobal de las Casas, Chiapas

²GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carr. México-Texcoco, Estado de México

³El Colegio de la Frontera Sur, Campus Campeche, Calle 10 X 61 No. 264 Colonia Centro, C.P. 24000, Campeche, Campeche

* Autor responsable:scovaleda@gmail.com; Ejército Nacional 31, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, Tel: +52 967 6740324

RESUMEN

En Chiapas se han desarrollado modelos de estados y transiciones (METs) para las principales regiones del estado, asociados a los almacenes de carbono de biomasa aérea y suelo (30 cm superficiales). Para ello se utilizó la información disponible en inventarios forestales y trabajos de investigación desarrollados en el estado. El problema es que dada la diversidad de tipos de vegetación/ usos del suelo considerados y la escasez de estudios sobre almacenes de carbono, no fue posible encontrar datos de carbono edáfico en todos los casos. De igual forma no todos los datos encontrados cuentan con una estimación de su incertidumbre, lo que dificulta su utilización. Por ello, fue necesario estimar los datos de carbono en suelo faltantes, así como la incertidumbre asociada a los datos de carbono encontrados. Tras la revisión bibliográfica se identificaron los vacíos de información y se buscaron datos pareados de carbono de biomasa aérea y carbono en suelo (obtenidos en el mismo estudio) en ecosistemas y usos del suelo con una edad superior a 10 años. El conjunto de datos resultante fue relacionado mediante una regresión lineal, a través de la cual pudo hacerse la estimación de los datos faltantes. La incertidumbre asociada a las estimaciones de carbono se analizó, a su vez, relacionando los datos promedio de carbono en cada almacén con su desviación estándar. La realización del proceso de estimación y utilización de la información resultante puede ser de gran ayuda en los procesos iniciales de la construcción de modelos de dinámica de carbono que permitan orientar las políticas públicas y estrategias encaminadas al desarrollo sustentable bajo en carbono, mientras, a través de nuevos inventarios o trabajos de investigación se obtiene la información requerida.

PALABRAS CLAVE

Carbono biomasa aérea y suelo, sitios pareados, incertidumbre

INTRODUCCIÓN

En Chiapas el sector Uso del Suelo, Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura (USCUSS) contribuyó en 2007 con el 57 % de las emisiones totales de GEI (28,161.08 GgCO₂e), siendo la principal fuente de emisiones, seguido del sector agropecuario, con el 19 %, así que, conjuntamente, las actividades desarrolladas en el sector rural suponen un 76 % del total de emisiones (PACCCCH, 2011). Estos datos nos dan una idea de la importancia de la planeación de estrategias encaminadas a establecer economías bajas en carbono en el sector rural Chiapaneco, considerando estrategias REDD+ (reducción de emisiones por degradación y deforestación) y RETUS (reducción de emisiones en todos los usos del suelo) encaminadas a mejorar el balance de emisiones en los sectores agrícola y pecuario.

En este sentido se han desarrollado modelos de estados y transiciones (METs) para las principales regiones del estado (Figura 1) asociados a los almacenes de carbono de biomasa aérea y suelo (30 cm superficiales). Para ello se utilizó la información disponible en inventarios forestales y trabajos de investigación desarrollados en el estado.



Figura 1. Regiones consideradas para la construcción de los METs en el estado de Chiapas

Además de los usos del suelo tradicionales en cada región se consideraron otros relacionados con prácticas de manejo sustentables como los sistemas agroforestales (milpa con árboles dispersos, taungya y acahual mejorado) y silvopastoriles (pastizal con árboles dispersos y cercos vivos) que ya están siendo implementados por algunas organizaciones en comunidades rurales. Otros, como la labranza de conservación y el MIAF (maíz intercalado con árboles frutales) constituyen alternativas para mejorar la producción agrícola y, además, contribuyen a la captura de carbono en agroecosistemas (Eagle *et al.*, 2011). Dentro de los sistemas forestales se consideraron bosques conservados y degradados por diferentes factores (extracción de madera y leña no regulada y pastoreo de ganado en el bosque) y como sistemas forestales manejados, los bosques bajo plan de manejo forestal y los bosques con extracción regulada de productos no maderables (principalmente palma). En cuanto al café se consideraron varios tipos de sistemas productivos.

El problema es que dada la diversidad de estados (tipos de vegetación/ usos del suelo) considerados en las distintas regiones de Chiapas y la escasez de estudios sobre almacenes de carbono, no fue posible encontrar datos de carbono en todos los casos (la biomasa aérea fue el almacén de carbono del que se encontraron más datos). De igual forma no todos los datos encontrados cuentan con una estimación de su incertidumbre, lo que dificulta su utilización.

Por ello, el objetivo de este trabajo fue estimar los datos de carbono en suelo faltantes para los ecosistemas y usos del suelo en las diferentes regiones de Chiapas, así como estimar la incertidumbre asociada a los datos de carbono encontrados.

MATERIALES Y MÉTODOS

En primer lugar se llevó a cabo una búsqueda y revisión de literatura sobre almacenes de carbono en ecosistemas naturales y manejados del estado de Chiapas. Se utilizaron trabajos cuyo ámbito era el estado de Chiapas (de Jong *et al.*, 2010 y Paz *et al.*, 2010), trabajos de investigación llevados a cabo en distintas zonas de Chiapas, se citan a continuación: Aguilar (2007), Aguilar-Cruz (2008), Aguirre (2006), Alvarado (2000), Alvarado (2007), Bolom Ton (2000), Caamal (2008), Castillo *et al.* (2009), Celedón-Muñoz (2006), de Jong (2000), de Jong *et al.* (2000), Delgadillo y Quechulpa (2007), Duarte (2010), Esquivel (2005), González (2008), Jiménez *et al.* (sin publicar), Kötz (2003), Marinidou (2009), Mendoza *et al.* (2003), Monroy-Sosa (2009), Morales (2010), Orihuela (2010), Peeters *et al.* (2003), Rendón (2007 y 2009), Reynoso (2005), Roncal *et al.* (2008), Salgado *et al.* (2007), Soto-Pinto *et al.* (2010), Soto-Pinto *et al.* (2012), Vargas *et al.* (2011).

Además, se consultaron trabajos realizados en otras regiones como los trabajos de Covalada (2008) y Ordóñez *et al.* (2008), en Michoacán y de Pacheco *et al.* (2007) en Hidalgo para obtener información sobre algunos almacenes de carbono asociados a los bosques de pino-encino y plantaciones. También se consideró la información generada en el proyecto de “Manejo Sustentable de Laderas” (PMSL) en Oaxaca por el COLPOS (2006), en relación a prácticas agrícolas sustentables.

Tras la revisión bibliográfica se identificaron los vacíos de información en relación al carbono edáfico y se buscaron datos pareados de carbono de biomasa aérea y carbono en suelo (obtenidos en el mismo estudio) en ecosistemas y usos del suelo con una edad superior a 10 años. El conjunto de datos resultante fue relacionado mediante una regresión lineal, a través de la cual pudo hacerse la estimación de los datos faltantes.

La incertidumbre asociada a las estimaciones de carbono se analizó, a su vez, relacionando los datos promedio de carbono en cada almacén con su desviación estándar.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El resultado obtenido en cuanto a la estimación de los datos de carbono faltantes, a través de la relación del carbono edáfico con la biomasa aérea se muestra en la Figura 2, donde se observa una relación lineal entre ambos almacenes, con un coeficiente de correlación de 0.76. Este tipo de relación entre la biomasa aérea de los ecosistemas y el carbono orgánico edáfico sólo es posible obtenerla cuando los contenidos de carbono en los reservorios considerados han alcanzado un nivel estable a lo largo del tiempo, si se consideran sistemas inestables o en transición, la relación entre ambas variables no es clara.

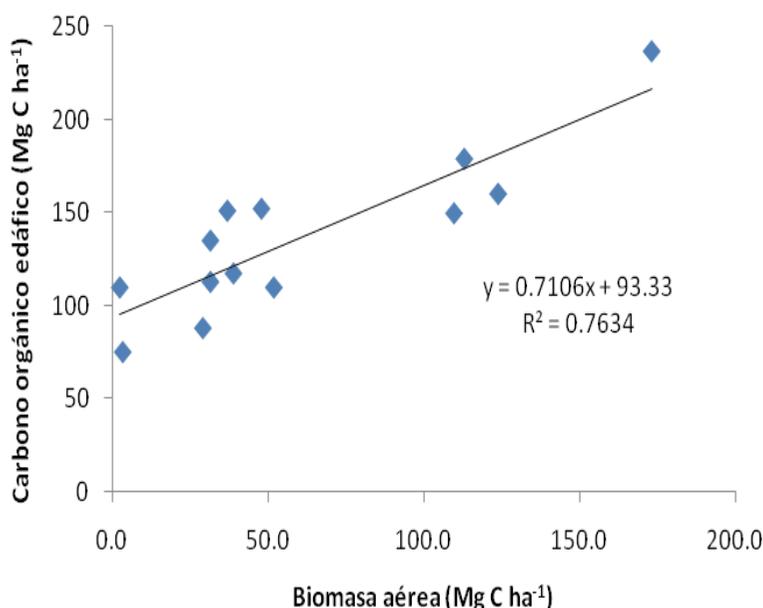


Figura 2. Relación entre el carbono de la biomasa aérea y el carbono orgánico edáfico

Para analizar la incertidumbre asociada a las estimaciones de los valores de carbono, se analizó la relación entre el promedio y la desviación estándar (coeficiente de variación). Las Figuras 3 y 4 muestran los resultados obtenidos de este análisis para los almacenes de carbono de biomasa aérea y suelo. Se observa una condición de heterodasticidad (la desviación estándar está linealmente relacionada con el promedio), implicando que a mayor contenido de carbono, la varianza será mayor, y viceversa.

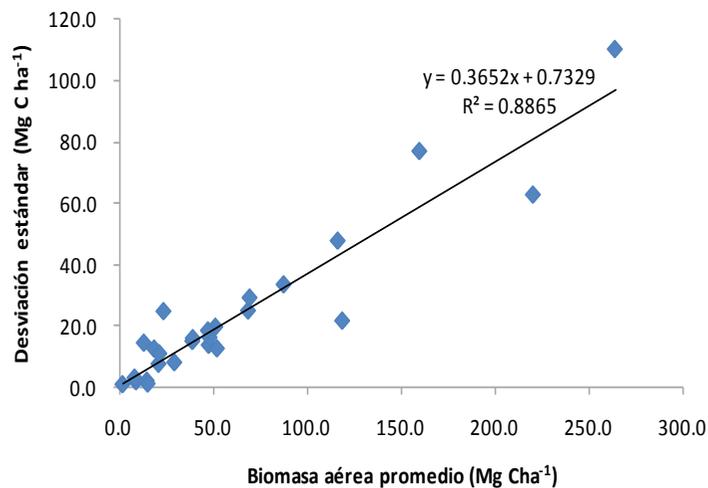


Figura 3. Relación entre el promedio de carbono de la biomasa aérea y su desviación estándar

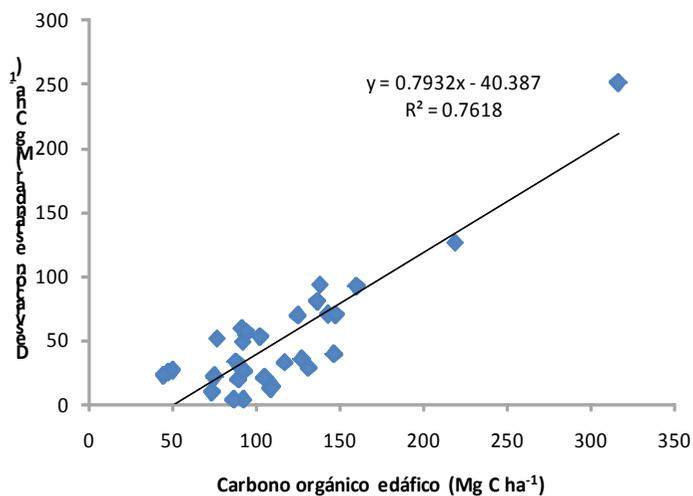


Figura 4. Relación entre el carbono orgánico edáfico promedio y su desviación estándar

CONCLUSIONES

La estimación de datos faltantes, así como la caracterización de la incertidumbre asociada a la información presentada en inventarios y trabajos de investigación, es posible buscando relaciones explicativas entre variables. La realización del proceso de estimación y utilización de la información resultante puede ser de gran ayuda en los procesos iniciales de la construcción de modelos de dinámica de carbono que permitan orientar las políticas públicas y estrategias encaminadas al desarrollo sustentable bajo en carbono, mientras, a través de nuevos inventarios o trabajos de investigación se obtiene la información requerida.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo brindado a este trabajo por el proyecto “Una REDD para Chiapas”.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar, V. H. 2007. Captura de carbono y evaluación de pasturas en sistemas de monocultivo y silvopastoriles en Selva Lacandona, Chiapas, México. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco, edo. de México.
- Aguilar, J.A.: 2008. Crecimiento de árboles maderables y evaluación del ataque de *Hypsipyla grandella* en sistemas agroforestales en Chiapas, México. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco, edo. de México.
- Aguirre, C.M. 2008. Servicios Ambientales: captura de carbono en sistemas de café bajo sombra en Chiapas, México. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco, Estado de México.
- Alvarado, J. C. 2007. Sistemas de producción de café y su impacto en la calidad del suelo en la Sierra Madre de Chiapas, México. Tesis de Maestría. UNACH. Villaflores, Chiapas.
- Bolom Ton, F. 2000. Estructura de la vegetación arbórea en un gradiente de disturbio de comunidades del bosque mesófilo de las montañas del norte de Chiapas. Tesis de licenciatura. UNICACH. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- Caamal, J.M. 2008. Cuantificación del carbono orgánico del suelo en sistemas agroforestales del estado de Chiapas. Tesis de licenciatura. Instituto Tecnológico de Chiná. Campeche, Campeche.
- Castillo, M.A., Quechulpa, S., Hernández, M.A., Esquivel, E. 2009. Estudio de factibilidad para implementar proyectos forestales de captura de carbono en la comunidad zona Lacandona. Informe final de consultoría para CI.
- Celedón, H. 2006. Impacto del sistema agrícola de roza, tumba y quema sobre las características de tres unidades de suelo en la Selva Lacandona de Chiapas. Tesis de Maestría. UNAM. México
- Covaleda, S. 2008. Influencia de diferentes impactos antrópicos en la dinámica del carbono y la fertilidad de suelos volcánicos mexicanos, implicaciones sobre el secuestro de carbono. Tesis doctoral. Universidad de Valladolid. Palencia, España.
- Danielsen, F., Beukema, H., Burgess, N.D., Parish, F., Bruhl, C., Donandl, P.F., Murdiyarsa, D., Phalan, B., Reijnders, L., Struebig, M. y Fitzherbert, E.B. 2009. Biofuel plantations on forested lands: Double jeopardy for biodiversity and climate. *Conservation Biology* 23 (2): 348-358.
- de Jong, B.H.J. 2000. Forestry for mitigating the greenhouse effect: An Ecological and Economic Assessment of the Potential of Land Use to Mitigate CO₂ Emissions in the Highlands of Chiapas, Mexico. Tesis doctoral. Wageningen Universiteit. Wageningen, Holanda.
- de Jong, B.H.J., Ochoa, S., Castillo, M., Ramírez, N. y Cairns, M.A. 2000. Carbon flux and patterns of land use land cover change in the Selva Lacandona. *Ambio*, 29 (8): 504-511.
- de Jong, B.H.J., Olguín, M., Rojas, F., Maldonado, V., Paz, F., Etchevers, J.D., Cruz, C.O., Argumedo, J.A. 2009. Inventario nacional de emisiones de gases de efecto invernadero 1990 a 2006: Uso de suelo, cambio de uso de suelo y silvicultura. Informe final preparado para el INE.
- de Jong, B.H.J., Rojas, F., Olguín, M., de la Cruz, V., Paz, F., Jiménez, G., Castillo, M.A. 2010. Establecimiento de una línea base de las emisiones actuales y futuras de Gases de Efecto Invernadero provenientes de Agricultura, Silvicultura y otros usos del suelo. Informe final de consultoría para CI.
- Delgadillo, M. y Quechulpa, S. 2007. Inventario de carbono y caracterización de tres sistemas agroforestales en localidades de los municipios salto de agua, Chilón y Comitán del estado de Chiapas, México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco. Estado de México.
- Duarte, A.F. 2010. Manejo forestal comunitario y biodiversidad en Los Altos de Chiapas. Tesis de Maestría. ECOSUR. San Cristóbal de las Casas, Chiapas.
- Eagle, A.J., Henry L.R., Olander L.P., Haugen-Kozyra K., Millar N., and Robertson G.P. 2011. Greenhouse gas mitigation potential of agricultural land management in the United States, a synthesis of the literature. Technical Working Group on Agricultural Greenhouse Gases (T-AGG) Report. Second Edition. Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions. Duke University. Durham, North Carolina.
- Esquivel, E. 2005. Uso de suelo y almacenamiento de carbono en dos comunidades del municipio de Marqués de Comillas, Chiapas. Tesis de maestría. Instituto Politécnico Nacional.
- González, M. 2008. Estimación de la biomasa aérea y la captura de carbono en regeneración natural de *Pinus maximinoi* H. E. Moore, *Pinus oocarpa* var. *ochoterenai* Mtz. y *Quercus* sp. en el norte del Estado de Chiapas, México. Tesis de Maestría. CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- Gottingen, C.V. 2005. The potential of oil palm and forest plantations for carbon sequestration on degraded land in Indonesia. *Ecology and Development Series*, 28.
- Hernández, J. 2010. Secuestro de carbono en acahuals en fase de regeneración y en pastizales cultivados en la zona de influencia del Parque Nacional Palenque. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco, Estado de México.
- Jimenez, G., Soto, L. y De Jong, B.H.J. (sin publicar). Sistemas agroforestales y captura de carbono (CO₂) en la región norte de Chiapas, México. Ecosur. San Cristobal de las Casas, Chiapas.
- Marinidou, E. 2009. Estimación del aporte de la cobertura arbórea a la regulación climática y la conservación de la biodiversidad: diseño y aplicación de una metodología en Chiapas, México. Tesis de maestría. CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- Mendoza, J., Karlitum, E., Olsson, M. 2003. Estimations of amounts of soil organic carbon and fine root carbon in land use and land cover classes, and soil types of Chiapas highlands, Mexico. *Forest Ecology and Management* 177: 191-206.
- Monroy, A. 2009. Impacto de sistemas agroforestales sobre el suelo y potencial de regeneración de la vegetación en Chiapas, México. Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco, Estado de México.
- Morales, T.A. 2010. Carbono en sistemas ganaderos en un paisaje de conservación REBIMA Chiapas, México. Tesis de maestría. ECOSUR. San Cristobal de las Casas, Chiapas.
- Orihuela, E. 2010. Dinámica de carbono en la selva de la Reserva de la Biósfera Selva El Ocote en el estado de Chiapas. Tesis doctoral en proceso. ECOSUR. Villahermosa, Tabasco.



- Pacheco, F.C., Aldrete, A., Gómez, A., Fierros, A.M., Cetina-Alcalá, V.M., Vaquera, H. 2007. Almacenamiento de carbono en la biomasa aérea de una plantación joven de *Pinus greggii* Engelm. *Revista Fitotecnia Mexicana* 30(3): 251-254.
- Paz, F., Cruz, C.O., Argumedo, J.A., Marín, M.I., Etchevers, J.D. 2010. Documento de Referencia para la Estimación del Carbono Orgánico en el Suelo (COS), en el Estado de Chiapas. Preparado para Conservación Internacional México.
- Peeters, L.Y.K., Soto, L., Perales, H., Montoya, G., Ishiki, M. 2003. Coffee production, timber, and firewood in traditional and Inga-shaded plantations in Southern Mexico. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 95: 481-493.
- Programa de Acción Ante el Cambio Climático del Estado de Chiapas. 2011. <http://www.cambioclimaticochiapas.org/portal/descargas/paccch/paccch.pdf>
- Ordoñez, J.A.B., De Jong B.H.J., García-Oliva F., Aviña, F.L., Pérez, J.V., Guerrero, G., Martínez, R. y Masera, O. 2008. Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover. *Forest Ecology & Management*. 225: 2074-2084.
- Redondo, A., Montagnini, F. 2006. Growth, productivity, aboveground biomass, and carbon sequestration of pure and mixed native tree plantations in the Caribbean lowlands of Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 232: 168-178.
- Rendón, N. 2007. Resultados de monitoreo rápido en las fincas Santa Cruz y Las Nubes. Documento inédito elaborado para La Productora de Cafés Orgánicos de Santa Cruz y Las Nubes.
- Rendón, N. 2009. Informe técnico de línea base en carbono de bosques de transición del ejido Capitán Luis A. Vidal (municipio de Siltepec, Chiapas, México). Informe final de consultoría para el FONCET.
- Reynoso, R. 2005. Estructura, composición florística y diversidad del bosque y cafetales de la reserva de la biósfera el Triunfo, Chiapas, México. Tesis de licenciatura. UNICACH. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- Roncal, S., Soto, L., Castellanos, J., Ramírez, N. y de Jong, B.H.J. 2008. Sistemas agroforestales y almacenamiento de carbono en comunidades indígenas de Chiapas, México. *Interciencia*, 33: 202-206.
- Soto-Pinto, L., Anzueto, M., Mendoza, J., Jiménez, G., De Jong, B.H.J. 2010. Carbon sequestration through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico. *Agroforestry Systems* 78: 39-51.
- Soto-Pinto, L., Castillo, M.A., Jiménez, G. 2012. Agroforestry Systems and Local Institutional Development for Preventing Deforestation in Chiapas, Mexico. En: Moutinho, P (ed.). 2012. *Deforestation Around the World*. InTech, Rijeka, Croacia.
- Vargas, A., Tapia, C., Trujillo, J.M., De la Cruz, J.C., Mendoza, L.A., Hernández, M.A., Fournier, S., Delgadillo, M., Quechulpa, S. 2011. Fortalecimiento y expansión de proyectos de captura de carbono forestal en comunidades cafetaleras de la Sierra Madre de Chiapas. *Ambio-Conservación Internacional México-Starbucks-CONANP*. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

ESTADO ACTUAL DE LA INVESTIGACIÓN DE LOS ALMACENES DE CARBONO EN MÉXICO

Etchevers1 Jorge D.^{1*}

¹ Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados

* Autor responsable: jetchev@colpos.mx; Carretera México-Texcoco Km. 36.5, Montecillo, Texcoco 56230, Estado de México; 9931450019.

RESUMEN

El estudio de los almacenes de carbono C en los suelos de México ha sido conducido por diversos actores institucionales e investigadores, que a título personal, han aportado valiosa información al tema. Entre los actores institucionales debemos mencionar la valiosa participación del ex-Instituto Nacional de Ecología (INE), quién sentó las primeras bases para que se iniciasen estudios relacionados con la problemática del cambio climático, que cristalizaron en la Primera Comunicación Nacional a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. La información relativa al sector forestal y agrícola de este documento fue limitada, por lo que se iniciaron los pasos necesarios para fortalecer en las futuras comunicaciones la información referente este importante sector, cuya participación se estimaba en aproximadamente 25% del total de las emisiones. Fue el propio INE quien convocó a una reunión de algunos científicos nacionales con científicos de Estados Unidos de América, que ya trabajaban en este tópico, lo que lanzó la iniciativa de estructurar una línea de investigación que tuviese carácter nacional. Producto de este impulso inicial, fue la constitución del Programa Mexicano del Carbono, un actor ejecutivo de la iniciativa lanzada, que es probablemente el actor no institucional que agrupa una masa crítica de investigadores interesados en trabajar en el ciclo de carbono, no sólo en el nivel terrestre, sino también en los niveles marino, atmosférico y las implicaciones sociales. En este resumen del estado actual de los almacenes de carbono en México, nos referiremos en particular a los desarrollos realizados en el sector terrestre.

PALABRAS CLAVE

Carbono en México, estado actual, almacenes

INTRODUCCIÓN

Me parece oportuno dejar constancia de quienes, en asociación con el PMC, han realizado esta tarea hasta el presente. Los siguientes investigadores del Colegio de Postgraduados han participado activamente en esta empresa: el grupo de trabajo de Jorge D. Etchevers y Claudia Hidalgo (Juliana Padilla, Minerva Carrasco, David Gómez, Miguel Acosta, Aurelio Báez, Claudio Balbontín, Consuelo Figueroa, Isabel del Rayo Estrada, Miguel Ángel Vergara, Lucila González, Mariela Fuentes y otros) y el grupo de trabajo de Fernando Paz (Vinisa Saynes, Rosa Cuevas, Maira Bazan, Ma. Isabel Marín, Julio Wong, Edgardo Medrano, Martín Bolaños y otros) y varios más, cuya participación ha sido temporal, pero no por ello menos efectiva, en generar información relativa a los almacenes de carbono en el suelo, el uso de información satelital para el estudio de los almacenes terrestres de C y últimamente el empleo de modelos para el análisis de situaciones presentes y futuras de los mismos. Por el Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) debemos mencionar la activa participación del grupo de trabajo de Ben de Jong (Marcela Olgún, Fabiola Rojas, Vanessa Maldonado, Pablo Martínez, Verónica de la Cruz, Filiberto Jiménez, entre otros), quienes dedicados exclusivamente a esta tarea o de manera parcial se han preocupado por estudiar los aspectos relacionados con los almacenes de C en la parte aérea de los sistemas terrestres y su distribución espacial y temporal. La colaboración del ex -Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), a través de sus especialistas Carlos Omar Cruz y Jesús Abad Argumedo han sido fundamentales para el éxito de numerosos proyectos emprendidos que están relacionados con el ambiente terrestre, tanto en lo referente a los almacenes de C en el suelo, como en el estrato aéreo. La Universidad Nacional Autónoma de México,

principalmente personal del Centro de Investigaciones en Ecosistemas (CIEco) colaboró en las etapas iniciales de los estudios de los almacenes de C, mediante la participación del grupo de trabajo de Omar Masera (René Martínez, Gabriela Guerrero, Pavka Patiño, Jorge Morfin, Ernesto Alvarado, Diego Pérez, Adrián Ghilardi) y de manera individual de los investigadores Felipe García Oliva y Julio Campo (y sus estudiantes de postgrado). El Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), ha estado presente con la participación continua de Tomás Hernández y temporal de Antonio Ordóñez. El Centro de Ciencia de la Atmósfera ha tenido presencia en los estudios de interés para el PMC, con la participación de Carlos Gay, Amparo Martínez y Cecilia Conde, quienes en años recientes constituyeron el Programa Universitario del Cambio Climático y comienzan a hacer contribuciones de manera independiente. Hay además de estas instituciones y personas, un importante número de investigadores en universidades ubicadas en los estados, que han contribuido con valiosa información al estudio del ciclo de carbono, sus almacenes y flujos, como se puede deducir del análisis de los trabajos presentados en este evento científico.

Las primeras contribuciones de México al tema del C en plantaciones forestales establecidas en climas tropicales y templados con diferentes manejos, en particular al modelado de los almacenes y su flujo de trabajos sobre almacenes de C fueron los realizados por Masera y su colaboradores (2003), quienes trabajaron en un modelo amigable (CO₂-Fix) para determinar de manera dinámica el potencial de secuestro de carbono y los flujos de este elemento. Acosta (2002a y b) ya venía trabajando y publicaba los primeros resultados de sus investigaciones en bosques de la Sierra Norte de Oaxaca orientados principalmente a establecer metodologías para estudiar, los almacenes de carbono en la parte aérea y subterránea de sistemas boscosos. En ese entonces México no disponía de una metodología apropiada para determinar esos parámetros, que son importantes para poder definir líneas bases y calcular los almacenes de carbono.

A solicitud del Dr. Rattan Lal quien estaba interesado en estimar el estado del conocimiento del secuestro de C en América Latina (*ver Lal et al., 2006*), Etchevers y colaboradores se dieron a la tarea de producir la primera aproximación de los almacenes de C en suelos superficiales de México (*Etchevers et al., 2006*). Para realizar este trabajo se usó una base de datos de carbono de aproximadamente 4,000 muestras de suelo provenientes de todo el país, pero colectadas totalmente al azar, sin un esquema definido, que había sido generada por Ortiz y colaboradores a solicitud de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, para elaborar un mapa de degradación del país (*Semarnat-CP, 2003*). Las muestras de suelo colectadas en el año 2000 de la profundidad 0 a 20 cm deban una idea muy preliminar de la cantidad de C en los suelos y su distribución en el territorio nacional.

Ese primer mapa de carbono en el suelo del país se muestra en la Figura 1, pero no satisfacía las necesidades requeridas para un verdadero inventario. Un problema adicional de dicho estudio es que no se había medido simultáneamente la densidad aparente de los suelos, en el punto de colección de la muestra.

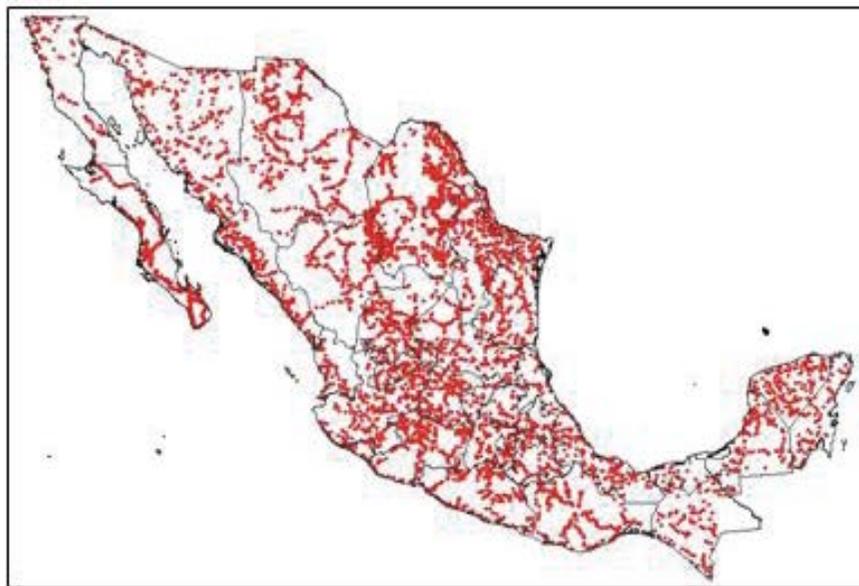


Figura 1. Distribución de las muestras del primer estudio de carbono en el suelo (0-20cm).

Como la información no era suficiente para los fines requeridos, se buscó complementar dicha información, con datos de C provenientes de los trabajos de clasificación de suelo realizados desde finales de la década de los 50, del siglo pasado por el INEGI. Estos datos provenían de más de 12,000 perfiles y poseían información referente a la densidad aparente medida por el método del terrón, pero su número y valor constituían un avance importante en cuanto a cobertura y permitía calcular la distribución de la densidad de carbono por unidad de suelo. En la Figura 2 se muestra la densidad y distribución de las muestras con que se generó esta segunda aproximación a los almacenes de carbono en los suelos de México en el año 2007.



Figura 2. Distribución de las muestras de la segunda versión (2007) del mapa de carbono en el suelo con datos provenientes de los archivos de INEGI construidos con propósitos de clasificación de suelos.

La tercera y actual versión del mapa de C de los suelos de México constituyó un gran salto cualitativo, porque ha sido construida con a una base de datos proveniente de aproximadamente 12 000 perfiles y 52 000 datos de C, también proveniente de un rescate de la casi totalidad de las fichas de descripción de suelos que poseía INEGI, información que fue digitalizada por el PMC, con el apoyo del INE. Dicho mapa se muestra en la Figura 3.

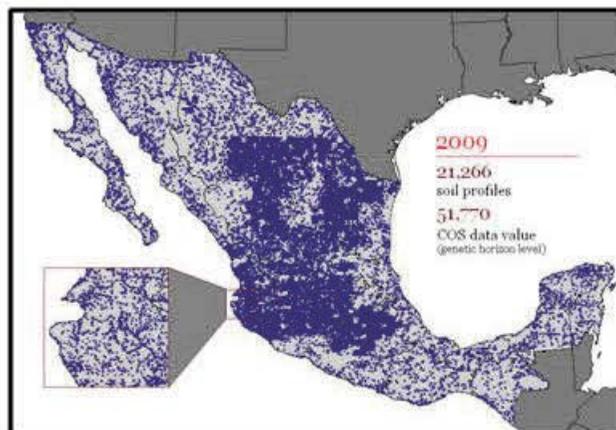


Figura 3. Distribución de las muestras de suelo de la tercera versión (2009) del mapa de carbono en el suelo con datos provenientes de los archivos de INEGI construidos con propósitos de clasificación de suelos.

Actualmente se trabaja en un mapa de cuarta generación con datos provenientes del Inventario Forestal y de Suelos (INFYS, s/f), con muestras provenientes de los sitios establecidos por este sistema, para realizar la determinación de volúmenes de madera y la composición botánica en éstos. En el periodo 2009 al presente se ha venido cumpliendo el segundo objetivo del inventario, que es medir los almacenes de C existentes en los suelos

de los sitios inventariados. Los aproximadamente 22,000 sitios del inventario se establecieron en el periodo 2004-2008, pero no se colectaron muestras de suelo. En el primer periodo de remuestreo y verificación de cambios se comenzó el proceso de colecta de muestras de suelo. Actualmente se tienen colectadas todos los sitios que les correspondía observación en los años 2009, 2010 y 2011, lo cual constituye aproximadamente un grupo de 12,000 muestras, de las cuales se han analizado aproximadamente 10,000. En la Figura 4 se muestra la distribución de las parcelas que constituyen la base de observación del INFYS.

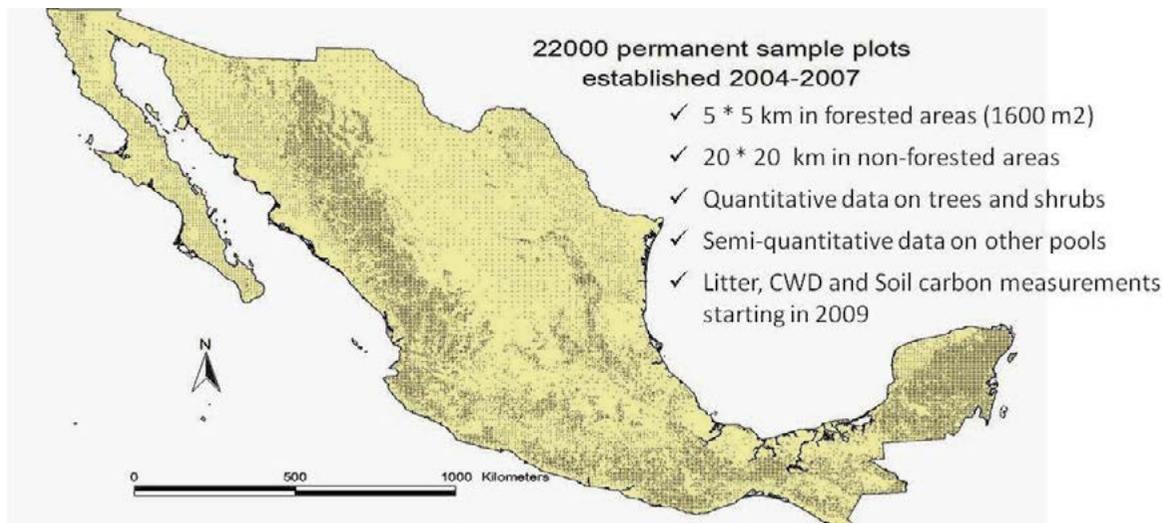


Figura 4. Distribución de las parcelas que constituyen la base de observación del INFYS.

Conjuntamente con el muestreo de suelos y densidad aparente realizado en uno de los sitios (hay cuatro en cada conglomerado) se ha diseñado un esquema que permitirá conocer en el futuro la variabilidad espacial de C en suelo de estas parcelas, así como establecer la cantidad de mantillo y horizontes de fermentación y sus respectivas cantidades de C asociadas. Estos datos están en proceso de análisis y estarán terminados cuando se complete el ciclo de muestreo de 5 años, que debe concluir en 2013.

Con el propósito de abaratar los costos del análisis del C se han investigado y puesto a punto técnicas analíticas modernas, no contaminantes con base en el análisis espectroscópico en el rango del cercano infrarrojo (NIRS). También se han investigado técnicas *in vitro* para estimar la evolución de CO₂ desde las capas de mantillo y horizontes de fermentación, resultados que se presentan en este Simposio. Adicionalmente a lo anterior se han hecho algunas mediciones de la evolución de CO₂ desde el suelo, en terrenos sometidos a diferentes manejos agronómicos, resultados que han sido divulgados en artículos científicos y presentaciones en congresos (Báez *et al.*, 2009; Covalada *et al.*, 2009).

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta M., J. D. Etchevers B., C. Monreal, K. Quednow y C. Hidalgo M. 2002a. Un método para la medición del carbono en los compartimientos subterráneos (raíces y suelo) de sistemas forestales y agrícolas de ladera en México, pp. 9-18. In: J. Gayoso y R. Jandl (eds.), Simposio internacional: medición y monitoreo de la captura de carbono en ecosistemas forestales, Valdivia, Chile. Iufo World Series 13, Vienna, Austria (<http://www.iufo.org/publications/series/world-series/worldseries-13/>).
- Acosta m., K. Quednow, J. D. Etchevers B. y C. Monreal. 2002b. Un método para la medición del carbono almacenado en la parte aérea de sistemas de vegetación natural e inducida en terrenos de ladera en México, pp. 9-18. In: J. Gayoso y R. Jandl (eds.), Simposio internacional: medición y monitoreo de la captura de carbono en ecosistemas forestales, Valdivia, Chile. Iufo World Series 13, Vienna, Austria (<http://www.iufo.org/publications/series/world-series/worldseries-13/>).
- Anónimo. S/f. Metodología para medir la captura de carbono en sistemas naturales y agrícolas de ladera. Consultado el 25 de octubre 2012. www.colpos.mx/proy/pmsl/docs/pdf/subiv%20r1.pdf
- Báez P., A., J. D. Etchevers B., M. Haulon, G. Werner, G. Flores y C. Hidalgo M. 2009. Pérdida de carbono por erosión hídrica y emisiones de CO₂ en tepetates habilitados para la agricultura. p: 25-48. In: Gallardo L., J. F. (coordinador). Emisiones de gases con efecto invernadero en ecosistemas iberoamericanos. Red iberoamericana de física y química ambiental, Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental. España.

- Covaleda, S., C. Prat, F. García-Oliva, J. D. Etchevers B., y F. Paz. 2009. Flujos de CO_2 edáfico en un transecto de bosques de pino-encino afectados por actividad antrópica en la microcuenca de atécuaro (michoacán, méjico). pp: 123-150. *In*: Gallardo L., J. F. (coordinador). Emisiones de gases con efecto invernadero en ecosistemas iberoamericanos. Red Iberoamericana de Física y Química Ambiental, Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental. España.
- Etchevers B., J. D., O. Maserá, C. Balbontín, D. Gómez, A. Monterroso, R. Martínez, M. Acosta, M. Martínez and C. Ortiz. 2006. Soil carbon sequestration in México and Central America (biome a). pp. 119-146. *In*: Lal, R., C. C. Cerri, M. Bernoux, J. Etchevers and E. Cerri. (eds.). Carbon sequestration in soils of Latin America. Howarth Press, Inc. New York, USA.
- INFYS. Inventario nacional forestal y de suelos. S/f. Consultado el 21 de octubre de 2012, en www.cnf.gob.mx:8080/snif/portal/infys.
- Lal, R., C. C. Cerri, M. Bernoux, J. Etchevers and E. Cerri. 2006. Carbon sequestration in soils of Latin America. Food Products Press. New York, USA. 554 p.
- Masera, O. R., J.F. Garza-Caligaris, M. Kanninen, T. Karjalainen, J. Liski, G.J. Nabuurs, A. Pussinen, B.H.J. de Jong , G.M.J. Mohren. 2003. Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2fix v.2 approach. *Ecological Modelling* 164:177-199.
- SEMARNAT-CP. 2003. Evaluación de la degradación del suelo causada por el hombre en la república mexicana, escala 1: 250 000. Memoria Nacional 2001-2002. México.



USO DE LA SEÑAL ESPECTRAL DEL SUELO EN LA REGIÓN DEL INFRARROJO CERCANO COMO CRITERIO DE SELECCIÓN EN LA ESTIMACIÓN DE CARBONO

Carrasco Minerva^{1*}, Hidalgo Claudia¹, Etchevers Jorge D.¹ y Paz Fernando²

¹Colegio de Postgraduados, Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental, Campus Montecillo;

²GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Km 36.5 Carretera México-Texcoco, CP 56230, Montecillo, Edo. de México.

* Autor de contacto: minervacf@unam.mx ; Tel: 58045900, Ext. 1238

RESUMEN

La espectroscopia del infrarrojo cercano como tecnología moderna proporciona datos sobre la naturaleza física y química de las muestras por medio de la generación de información contenida en las huellas espectrales y su posterior tratamiento por técnicas quimiométricas. El empleo de esta técnica para estimar el contenido de carbono en suelo se ha reportado en varios trabajos (Fuentes *et al.*, 2009, Carrasco *et al.*, 2010, Carrasco *et al.*, 2011; Fuentes *et al.*, 2012). Carrasco *et al.* (2010, 2011) presentaron esta técnica como alternativa para estimar la cantidad de carbono en suelo en muestras del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) en el cual se colectaron aproximadamente 23,674 muestras de suelo. Sin embargo, este método presenta algunas imprecisiones que están siendo corregidas. En un primer paso se ha observado que los suelos analizados con espectroscopia NIRS pueden ser agrupados de acuerdo al espectro que presentan, los cuales muestran variaciones en cuanto a presencia o ausencia de sobretonos y variación en la intensidad de los mismos. El objetivo de este trabajo es presentar los avances que se tienen con relación a la definición de grupos de suelos atendiendo a su señal espectral en NIRS. Las huellas espectrales de las muestras obtenidas por el infrarrojo cercano se trataron quimiométricamente realizando el análisis por regresión de componentes principales, se utilizó la primera derivada de la densidad óptica $\log(1/R)$ y los cuadrados mínimos parciales modificados. Los resultados muestran que la espectroscopia de reflectancia en el infrarrojo cercano, con el accesorio de la esfera de integración, permite agrupar los suelos atendiendo a su señal espectral y contenido de carbono, lo cual permitirá en el futuro desarrollar calibraciones más específicas (por grupo) y disminuir la incertidumbre en la predicción de carbono con esta técnica espectroscópica.

PALABRAS CLAVE

PCA, MPLS, NIRS

INTRODUCCIÓN

La evaluación de las propiedades físicas y químicas del suelo mediante métodos analíticos involucran procedimientos largos, preparar la muestra a un tamaño de partícula y, en ocasiones pretratamientos como la eliminación de la materia orgánica (Rozados *et al.*, 2004).

La espectroscopia de reflectancia en el infrarrojo cercano (NIRS) es una alternativa para realizar análisis no destructivos, de forma rápida y más económica, pero ésta se encuentra en una etapa de estandarización. Esta técnica comprende la región espectral de los $4,000\text{ cm}^{-1}$ - $12,000\text{ cm}^{-1}$. Las bandas de absorción en esta zona son sobretonos o combinaciones de las bandas vibracionales de tensión fundamentales, las cuales aparecen en la región comprendida entre $1700 - 3000\text{ cm}^{-1}$, e incluye los enlaces del tipo C-H, N-H y O-H.

La muestra sólida, finamente pulverizada, se irradia con una o más bandas estrechas de radiación provocando una reflectancia difusa, en la que la radiación penetra la capa superficial de las partículas, excita los modos de vibración de las moléculas del analito, y luego se dispersa en todas direcciones. De este modo se produce un espectro de reflectancia que depende de la composición de la muestra. (Wetzel, 1983).

El análisis usando NIRS ha tenido un creciente interés y principalmente en combinación con la quimiometría, debido a que no sólo se utiliza en forma rutinaria para identificar compuestos o realizar mediciones cuantitativas sencillas, sino también porque se utiliza para estimar concentraciones de especies en sistemas multicomponentes (Fuentes *et al.*, 2009; Cargéle, 2009). Es por ello que en varios estudios se ha usado espectroscopia de reflectancia en el infrarrojo cercano para medir propiedades del suelo; sin embargo en éstos se asume que el tamaño, forma y arreglo del tamaño de partículas puede afectar la transmisión de la luz y por tanto el espectro de reflectancia (Chang *et al.*, 2001; Bernard *et al.*, 2008). Recientemente Carrasco *et al.*, (2011) mostraron que los espectros generados con el accesorio de muestreo denominada esfera de integración permite obtener espectros reproducibles de las muestras, además de minimizar variaciones espectrales debidas al tamaño de partícula (2 mm y 149 μm) (Carrasco *et al.*, 2011) observadas en la reflectancia difusa plana. Este accesorio está formado por una esfera hueca, sus paredes interiores están recubiertas con un material reflectante difuso casi perfecto como el sulfato de bario, de tal forma que se colectan los rayos reflejados en cualquier ángulo dentro de ella, así mismo también se encuentra insertado un detector de alta sensibilidad. La radiación reflejada por la muestra alcanza finalmente los detectores, después de múltiples reflexiones en las paredes de la esfera. El espejo basculante permite medir el cociente entre la intensidad de la radiación reflejada por la muestra y la reflejada por la pared (Figura 1). Por otro lado, Carrasco *et al.*, (2010) desarrollaron un método quimiométrico para predicción de carbono en muestras del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) para las cuales se colectaron los registros espectrales de 23674 muestras de suelos en un rango de 1000 - 2500 nm. Para ello se usó una regresión de componentes principales (PCA) y los cuadrados mínimos parciales modificados (MPLS) donde se consideraron dos parámetros para evaluar el desarrollo de la ecuación NIRS: el error estándar de calibración (SEC) o varianza de la ecuación y el coeficiente de determinación (RSQ). Para este modelo se obtuvo un SEC fue de 0.1417 y un RSQ = 0.9994 Carrasco *et al.*, (2010). Sin embargo, con este modelo se obtienen incertidumbres considerables en la predicción del carbono. Por lo anterior al observarse que los espectros de las 23, 674 muestras analizadas presentaron diferencias espectrales, se ha propuesto corregir este modelo y formar grupos de suelos atendiendo a su señal espectral y contenido de carbono, para posteriormente desarrollar calibraciones más específicas (por grupo) y disminuir la incertidumbre en la predicción de carbono con esta técnica espectroscópica.

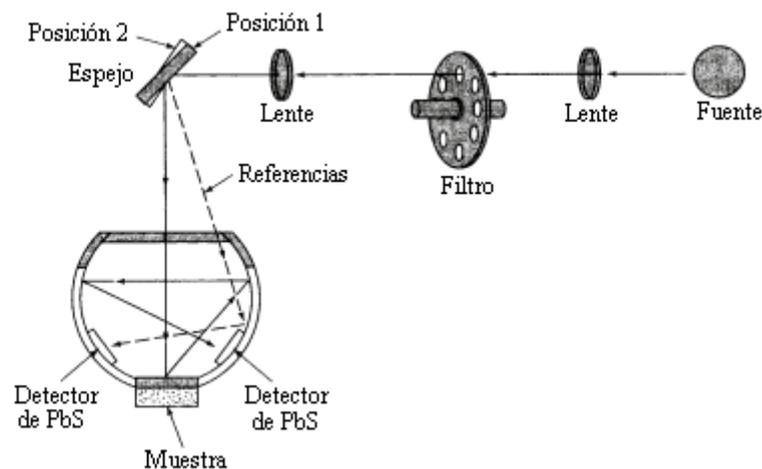


Figura 1. Esquema de un espectrofotómetro con esfera de integración

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron 220 muestras de suelo provenientes de sitios del Inventario Nacional Forestal y Suelos (INFyS) y tamizadas a un tamaño de partícula de 149 μm . Las muestras se analizaron por espectroscopia del infrarrojo cercano (NIRS) en un espectrofotómetro Nicolet Nexus 470 FTIR. Se consideró la región espectral NIR (1000 – 2500 nm) en donde se presenta únicamente absorción de energía reflejada en estiramiento y doblez de las moléculas. Las 220 muestras se clasificaron en 5 grupos: grupo I (50 muestras), grupo II (70 muestras), grupo III (50 muestras), grupo IV (30 muestras) y el grupo V (20 muestras). Para el análisis de la muestra, ésta

se colocó en un vaso de precipitado de 10 ml, asegurándose que el polvo cubriera completamente el fondo del vaso, el cual se ubicó en la parte superior de la superficie horizontal (aproximadamente de 1cm de diámetro) del aditamento que contiene la esfera de integración. El haz que proviene de la fuente NIR choca con la muestra, la radiación se dispersa en forma difusa y se refleja muchas veces aleatoriamente dentro de la esfera, antes de ser registrada por el detector, produciendo el espectro de NIRS. La luz difusa reflejada (R) es registrada por el detector de InGa (Indio-Galio) en un intervalo de 1000-2500 nm. Los datos de reflectancia difusa generados por la esfera de integración se registran como el logaritmo (1/R), donde R= reflectancia. Obtenidos los espectros en NIRS de las muestras analizadas se procedió a realizar la predicción del contenido de carbono para las 200 muestras seleccionadas usando para ello un modelo quimiométrico generado con el Software WinISI II (Carrasco *et al.*, 2010, Carrasco *et al.* 2011). Para ello se tomaron solo 3 muestras de cada grupo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Propiedades Espectrales

Las señales espectrales obtenidas para las 220 muestras de suelo seleccionadas y agrupadas en los cinco grupos antes descritos se presentan en la Figura 2. La observación de los espectros de los 5 grupos muestran las variaciones de las bandas de combinación que involucran vibraciones de estiramiento y de deformación entre 1440 y 2200 nm, correspondientes principalmente a combinaciones originadas de uniones C-H, $-\text{CH}_2-$, C=C y C=O. Se observó que en los espectros de los suelos de los grupos III y IV la banda alrededor de los 1400 nm presenta un doblete a 1389 y 1399 nm el cual se asocia a las vibraciones C-H. En los espectros del grupo IV se presentan sobretonos de combinación muy débiles entre los 2200 y 2380 nm correspondientes a los enlaces C-H y C-C. Lo anterior muestra que aún cuando es difícil interpretar directamente las vibraciones asociadas a distintos enlaces químicos con espectroscopia en el infrarrojo cercano, debido a que se presentan superposiciones de uniones débiles y combinaciones de bandas vibracionales fundamentales, con esta técnica se puede apreciar, que las 200 muestras seleccionadas corresponden a distintos grupos de suelos.

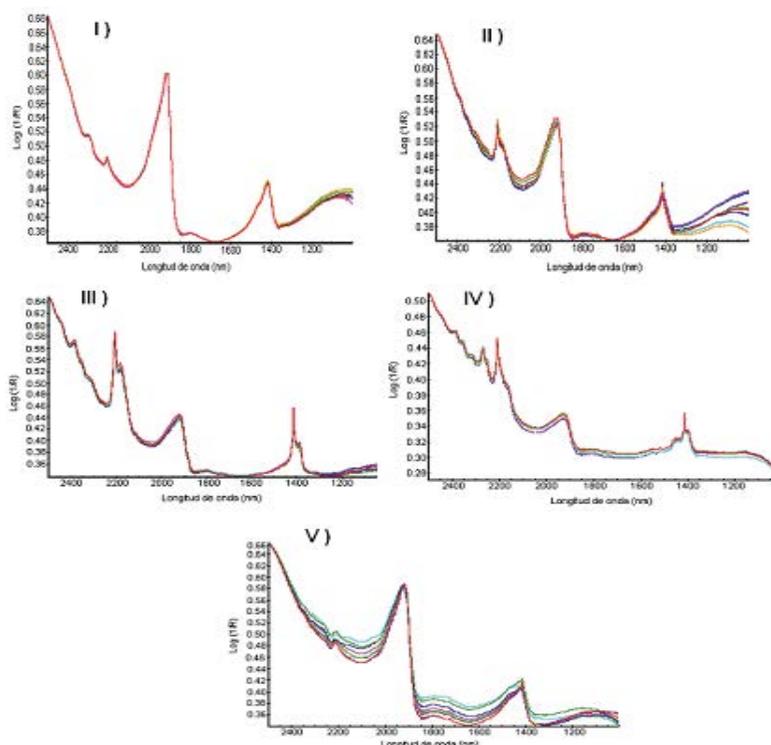


Figura 2. Clasificación de suelos por sus propiedades espectrales en el infrarrojo cercano

En el cuadro 1 se muestra el contenido de carbono estimado con el modelo quimiométrico para los cinco grupos de muestras seleccionadas. Se definieron rangos para los distintos suelos atendiendo al contenido de carbono estimado. Los resultados muestran que dentro de un mismo grupo, el porcentaje de carbono varía dentro de un rango definido, lo cual también ha reportado Chang *et al.* (2001). En los suelos de los grupos I, II y V que tienen un mayor porcentaje de carbono, los espectros muestran bandas de mayor intensidad y definición. En específico aquellas ubicadas alrededor de 1400 y 2000 nm. En tanto que los suelos de los grupos III y IV, cuyo porcentaje de carbono fue menor, presentan señales espectrales menos intensas alrededor de los 2000 nm, y está poco definida la banda a aproximadamente a 1400 nm. Adicionalmente, para los cinco grupos de suelos, se observaron diferencias en las señales espectrales registradas en la región de mayor número de onda entre 2200 y 2400 nm. En los grupos de suelo III y IV se observó un sobretono débil a 2354 nm. Esta señal espectral se ha asociado a al ión carbonato que presenta una banda característica a 2350 nm (Hunt y Salisbury, 1971). La presencia de carbonatos en estos suelos, aún cuando deberá corroborarse por otros estudios analíticos complementarios, permite diferenciar estos suelos de aquellos de los grupos I, II y V. También podría explicar que este tipo de carbono podría estar interfiriendo en los modelos quimiométricos desarrollados para estimar el carbono orgánico del suelo. Lo cual está en vía de estudio.

Cuadro 1. Contenido de carbono estimado con el modelo quimiométrico para los cinco grupos de muestras seleccionadas

	Muestra	Carbono %	Rango
Grupo I	3396	7.04	Medio
	5309	6.7	
	5791	4.62	
Grupo II	4008	9.63	Alto
	6103	9.14	
	6008	12.87	
Grupo III	5570	2.16	muy bajo
	5789	1.82	
	7312	2.65	
Grupo IV	4482	2.23	muy bajo-bajo
	4797	4.06	
	5753	1.05	
Grupo V	5867	9.15	Alto
	6187	8.3	
	6332	13.13	

CONCLUSIONES

Con la espectroscopia del infrarrojo cercano, y el empleo del aditamento esfera de integración, ha sido posible obtener espectros reproducibles de las muestras de suelo.

A partir de la información contenida en las huellas espectrales de los suelos seleccionados se clasificaron éstos en cinco grupos cuyo contenido de carbono varía en rangos definidos desde muy bajo hasta alto.

Las señales obtenidas en la región del infrarrojo cercano corresponden principalmente a combinaciones de bandas de estiramiento y de deformación asignadas a C-H, CH₂, C=C y C=O.

El agrupar los suelos de acuerdo a sus características espectrales, hace posible definir semejanzas o diferencias entre ellos. Además que permite definir estrategias que pueden mejorar el desarrollo de modelos quimiométricos empleados para predecir la cantidad de carbono orgánico en el suelo.

AGRADECIMIENTOS

Al Inventario Nacional Forestal y Suelos de CONAFOR y al Colegio de Postgraduados, Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental

BIBLIOGRAFÍA

- Ludwig, B., R. Nitschke, T. Terhoeven-Urselmans, K. Michel, H. Flessa. 2008. Use of mid – infrared spectroscopy in the diffuse – reflectance mode for the prediction of the composition of organic matter in soli and litter. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171: 384 – 391.
- Nduwamungu, C., N. Ziadi, G. F. Tremblay, L. E. Paren, 2009. Near-Infrared Reflectance Spectroscopy Prediction of Soil Properties Effects of Sample Cups and Preparation. *Nutrient Management Soil and Plant Analysis* 73: 1896-1903.
- Carrasco, M., J. D. Etchevers, C. Hidalgo, V. Saynes, F. Paz, C. O. Cruz. 2010. Determinación de carbono del suelo mediante NIRS. Resumen II Simposio Internacional del Carbono en México, Sonora, México.
- Carrasco, M., J. D. Etchevers, C. Hidalgo, F. Paz. Predicción del contenido de carbono en suelos por NIRS. Resumen VI Congreso (VI CIFYQA) Cancún (México) del 25 a 29 de Abril de 2011.
- Carrasco, M., R. M. López, C. Hidalgo, J. D. Etchevers, V. Saynes. 2011. Comparación de Reflectancia Difusa Plana y Esfera de Integración por Espectroscopia del Infrarrojo cercano (NIRS) para el monitoreo de carbono en suelos. Resumen III Simposio Internacional del Carbono en México, Toluca México.
- Chang, Ch., D. A. Laird, M. J. Mausebach, C. Hurburgh. 2001. Near infrared reflectance spectroscopy=principal components regression analyses of soil properties. *Soil Science Society of America Journal* 65: 480 – 490.
- Fuentes, M., C. Hidalgo, I. González-Martín, J. M. Hernández-Hierro, B. Govaerts, K. D. Sayre, J. Etchevers. 2012. NIR Spectroscopy: An Alternative for Soil Analysis. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 43: 346-356.
- Fuentes M., I. González Martín, J. M. Hernández-Hierro, C. Hidalgo, B. Govaerts, J. Etchevers, K. D. Sayre, L. Dendooven. 2009. The natural abundance of ¹³C with different agricultural management by NIRS with fibre optic probe technology. *Talanta* 79: 32 – 37.
- Hunt, G. R., J. W. Salisbury. 1971. Visible and near-infrared spectra of mineral and rocks, Carbonates. *Modern Geology* 2: 23 – 30.
- Rozados, L. M. J., M. Suárez, H. Méndez. 2004. Distribución del tamaño de partículas en Suelos forestales de Galicia (No España) mediante la aplicación de tecnología de difracción láser. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 20: 209 – 214.
- Wetzel, D. L. 1983. Near-infrared reflectance analysis: Sleeper among spectroscopic techniques. *Annals of Chemistry* 55: 1165A – 176A.

EL PAPEL DEL PROGRAMA MEXICANO DEL CARBONO EN MÉXICO EN RELACIÓN A LOS SUELOS

Fuentes-Ponce, M.H.^{1*}, Etchevers-Barra J.D.² y Briones O.³

¹Universidad Autónoma Metropolitana- Xochimilco, Laboratorio de Fisiología y Tecnología de Cultivos, Departamento de producción agrícola y animal.

²Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados, IRENAT.

³Instituto de Ecología, A.C., Laboratorio de Ecofisiología Vegetal.

* Autor responsable: mfponce@correo.xoc.uam.mx; Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, México 04960 D.F., Mexico; +52 55 54837000 ext. 3081.

RESUMEN

Actualmente, se ha profundizado en la investigación y divulgación del ciclo del carbono, inscrito en un contexto de deterioro ambiental, en donde el suelo es un componente fundamental tanto en la captura de C como en las emisiones del mismo hacia la atmósfera en forma de CO₂. El contenido y dinámica del carbono orgánico del suelo (COS) es afectado por diferentes usos de suelo y prácticas agrícolas. En México las prácticas de manejo no sustentables, como la deforestación, técnicas de cultivo convencionales, ganadería intensiva y cambio de uso de suelo, han acelerado la pérdida del COS y la degradación del suelo, aumentando las emisiones de CO₂ a la atmósfera. Es apremiante incentivar estudios sobre el ciclo del C en ecosistemas terrestres que aporten elementos científicos y técnicos, para idear estrategias de manejo y políticas públicas en pos de la captura o secuestro de C, al tiempo de reducir las emisiones de CO₂ a la atmósfera. Por ello, el Programa Mexicano del Carbono (PMC) pretende actuar como coordinador y facilitador de las actividades científicas, así como sistematizador de los resultados generados en torno a estudios del ciclo del C, que consideren la dinámica de dicho elemento en los flujos aire-suelo-agua dependiendo de la capacidad de distintos suelos para capturar o emitir C conforme a los diferentes ecosistemas y/o agro-ecosistemas.

PALABRAS CLAVE

Inventarios de carbono, métodos de medición de C, modelación flujos de C

INTRODUCCIÓN

El calentamiento global es un fenómeno que actualmente afronta la humanidad, generado por el aumento en la atmósfera de los denominados gases de efecto invernadero (GEI), los cuales reducen la salida hacia la estratosfera de las radiaciones infrarrojas que se producen al chocar los rayos del sol con la superficie terrestre. Las radiaciones quedan atrapadas en las moléculas de los GEI presentes en la atmósfera, elevando la temperatura de ésta y a su vez de la tierra, lo que ha provocado cambios climáticos y desequilibrios ecológicos. El bióxido de carbono es el gas que, en mayor proporción, es liberado por la actividad humana, en comparación con los demás gases (Field *et al.*, 2004). Por lo tanto, es urgente desarrollar tecnologías que contribuyan a disminuir las emisiones de CO₂ y actividades o manejos que faciliten la captura o retención parcial (secuestro) de carbono, reduciendo su liberación a la atmósfera. Entre estos últimos se encuentran la captura de carbono por los ecosistemas y agro-ecosistemas terrestres (Paz, 2010).

En las últimas décadas se ha profundizado en la investigación y la divulgación sobre el ciclo del carbono en un contexto de deterioro ambiental, en donde el suelo es un componente fundamental tanto en la captura o secuestro de carbono a corto y largo plazo, como en las emisiones del mismo hacia la atmósfera en forma de CO₂ (West y Post 2002; Allmaras *et al.*, 2004). Sin embargo, su importancia también radica en que el C orgánico del suelo (COS) está involucrado en procesos químicos, físicos y biológicos del suelo que determinan la calidad del mismo y por consecuencia la posibilidad de mantener biomasa vegetal aérea y subterránea, que

también cumplirá la función de reservorio de C en ecosistemas terrestres (Andrews *et al.*, 2002; Karlen *et al.*, 2006; Malhi y Lemke 2007; Fuentes *et al.*, 2009).

Así mismo, la importancia del COS se circunscribe en varios escenarios, uno de ellos de suma importancia es el papel como uno de los indicadores más sensibles de impacto ambiental y de calidad del suelo (Andrews *et al.*, 2002); ya que su contenido y dinámica se ve afectado por diferentes usos de suelo y prácticas agrícolas, lo que implica cambios en los reservorios de C en la biomasa aérea y subterránea y en el suelo (incluyendo mantillo y materia orgánica), en un proceso dinámico de transferencia de C entre los almacenes mencionados, que involucra procesos como la descomposición y mineralización de la materia orgánica (de Jong *et al.* 2011).

En las condiciones ecológicas actuales, el ciclo del carbono se encuentra en un estado de transición, lo que hace prioritario su estudio. El suelo es un factor determinante en la dinámica del carbono, considerando, como ya se dijo, su papel en la retención y liberación del mismo a la atmósfera. Por su importancia, el suelo es parte de tres convenciones de Naciones Unidas (UNCCD, UNFCC y UNCBD), y en especial del Protocolo de Kyoto, donde es considerado como un reservorio de carbono, por lo que el manejo de los bosques y de los sistemas agrícolas puede contribuir a aumentar los sumideros y a retardar la liberación del carbono a la atmósfera. Hasta ahora no se tiene una explicación satisfactoria de los mecanismos implicados en el aumento o disminución de los sumideros terrestres de carbono, por lo que es necesario continuar las observaciones de laboratorio y de corto plazo en el campo e incrementar las de mediano y largo plazo. Así mismo, generar inventarios de C, implementar ecosistemas de experimentación e intensificar los estudios basados en modelos que integren las interacciones planta-suelo-atmósfera, evaluando los mecanismos de retroalimentación positivos y negativos que afecten la respuesta de las plantas y el suelo al incremento del CO₂.

En México las prácticas no sustentables, como la deforestación, técnicas de cultivo convencionales que implican quema o remoción de residuos de cosecha, ganadería intensiva y cambio de uso de suelo, que aceleran la pérdida del COS y la degradación del suelo, aumentando las emisiones de CO₂ a la atmósfera, han sido comunes en el último siglo. Se considera que el 47% de los suelos están degradados (SEMARNAT, 2002), por lo que es apremiante incentivar estudios sobre el ciclo del C en ecosistemas terrestres, que aporten elementos científicos y técnicos, para idear estrategias de manejo y políticas públicas en pos de la captura o secuestro de C, al tiempo de reducir las emisiones de CO₂ a la atmósfera.

Hay algunos estudios sobre dinámica del C asociados principalmente a los reservorios de la biomasa aérea realizados en el país (Maser, 1995; Maser *et al.*, 1997; de Jong *et al.*, 1999; Ordóñez *et al.*, 2001; Acosta *et al.*, 2002, Seppänen, 2002, García-Oliva y Maser, 2004), pero poco se conoce sobre la dinámica de acumulación del COS (García-Oliva y Maser, 2004). En épocas recientes se han realizado estimaciones del C de los suelos de México (Segura-Castruita *et al.*, 2005; de Jong *et al.* 2009 y 2010), sobresaliendo la estimación del C almacenado para todas las eco-regiones del país, con base en 12,224 perfiles de suelo para el primer metro de profundidad, (Balbontin *et al.*, 2009). Así mismo hay trabajos aún no publicados conducidos por el Programa Mexicano del Carbono (PMC) (Saines *et al.*, 2011).

Existen en nuestro país trabajos a nivel regional que cuantifican el COS, además de considerar raíces o mantillo, en caso de zonas forestales, principalmente en el trópico húmedo y seco y en la zona templada: Chiapas y Michoacán (Mendoza-Vega *et al.*, 2003; Ordoñez *et al.*, 2008), en las regiones de Chamela, Jalisco y de los Altos de Chiapas (de Jong *et al.*, 1999; Jaramillo *et al.*, 2003) y para sistemas agrícolas en Oaxaca (Etchevers *et al.*, 2006) y Valle de México (Fuentes *et al.*, 2012). Algunas otras investigaciones han evaluado los cambios en el contenido del COS como resultado de procesos de conversión de ecosistemas naturales a sistemas manejados y por la presencia de la vegetación como islas de fertilidad en ecosistemas desérticos de Puebla y Durango (Perroni-Ventura *et al.*, 2010; Briones y Montaña 2010).

En el 2006, a instancia del Instituto Nacional de Ecología, surge el Programa Mexicano del Carbono (PMC), una asociación de científicos que se ha planteado brindar bases científicas para entender el cambio climático y sus efectos en México, con base en el conocimiento del ciclo el C, lo que incluye el estudio a nivel nacional de los reservorios e interacciones planta-atmósfera del C en diferentes suelos de disímiles ecosistemas y agro-ecosistemas. Así mismo, el PMC ha planteado la dimensión social como estrategia transversal para analizar y generar propuestas respecto a la dinámica del C considerando el ámbito social y cultural.

Visión y propuesta del PMC respecto al estudio del ciclo del C y los suelos de México

El PMC busca coordinar las actividades científicas relativas a los estudios del ciclo del carbono que se realicen en México, fungir como contraparte científica de México de programas similares en otros países, desarrollar e impulsar la investigación científica referente al ciclo del carbono en el país, y sistematizar la información científica sobre el carbono. Entre los objetivos específicos de estas investigaciones resaltan el conocer la dinámica del carbono considerando los flujos aire-suelo-agua dependiendo de la capacidad de distintos suelos para capturar o emitir dicho elemento conforme a los diferentes ecosistemas y/o agro-ecosistemas.

Para llevar a cabo lo anterior es necesario tener una visión global y holística del país, sin obviar las especificidades de su heterogeneidad ambiental y agropecuaria que determinan la dinámica del ciclo del C y específicamente la retención de C en el suelo. Para ello consideramos necesario la creación de una red nacional de parcelas permanentes, en las cuales se monitoreen los almacenes de COS y las transferencias de C a la atmósfera en forma de CO₂. Dichas parcelas quedarían establecidas en condiciones representativas por tipo de ecosistema o eco-región en el territorio nacional, así como en parcelas con diferentes edades de uso en los agro-ecosistemas y pastizales. Así mismo, es necesario desarrollar metodologías para la estimación de C que sean aplicables y replicables a nivel nacional y regional, así como en los estudios puntuales que faciliten la extrapolación de datos a diferentes escalas espaciales. Es crucial promover el desarrollo de metodologías y tecnologías de monitoreo satelital y de modelaje del Carbono.

Respecto a los estudios de COS en el área de Ecosistemas Terrestres del Programa Mexicano del Carbono se llevan acciones para desarrollar los siguientes temas prioritarios:

- a) Generar bases de datos de mediciones de C de ecosistemas y agro-sistemas de México, con la finalidad de conocer los almacenes y flujos de C del país (Covaleda, 2009; Paz *et al.*, 2010b; Rojas y Paz, 2011; Cuevas y Paz, 2011).
- b) Estudiar y hacer un diagnóstico de la variación espacial y temporal de los almacenes y flujos de C en los ecosistemas terrestres, los cuales incluyen estudios específicos de los almacenes de este elemento en el suelo (Paz *et al.*, 2008a y b; y 2010a; Paz y de Jong, 2011a)
- c) Conocer los procesos físicos, químicos y biológicos que controlan las fuentes y almacenes de C en el suelo y cómo cambian estos procesos en el tiempo y espacio, en una visión de síntesis y modelación con base en enfoques de adaptación al cambio climático, desarrollado por la comunidad internacional (González *et al.*, 2010a y b y 2011a, b y c) o con base en el desarrollo de nuevos modelos (Covaleda *et al.*, 2007; Paz y Covaleda, 2011; Paz *et al.*, 2011).
- d) Proponer modelos de manejo de reservorios terrestres de C y proveer las bases científicas para apoyar a los tomadores de decisiones (Covaleda *et al.*, 2011a y b, Reyes *et al.*, 2011).

Para lograr lo anterior el área temática Ecosistemas Terrestres del PMC plantea:

- A) Integrar en una red de colaboración a los investigadores que actualmente están desarrollando investigación del ciclo de C en los ecosistemas terrestres mexicanos, para formar y fortalecer grupos de investigadores en ecosistemas estratégicos.
- B) Generar nuevos núcleos de investigadores en sitios importantes donde actualmente no hay investigación del ciclo del carbono.
- C) Apoyar la formación de recursos humanos.

En lo particular, el Programa Mexicano del Carbono respecto al estudio de C en el suelo ha desarrollado:

1. Estudios de C en suelos forestales, agrícolas y pastizales
2. Actualización parámetros biofísicos (vegetación y suelo)
3. Inventarios de C a nivel nacional con base en la generación de tres bases de datos. La primera correspondió a un estudio realizado por Ortiz y colaboradores para SEMARNAT, basada en aproximadamente 4000 muestras de suelos superficiales (0-15 cm), la cual fue empleada por Balbontín *et al.* (2009) y de Jong *et al.* (2011). La segunda base generada a partir de aproximadamente 20,000 datos de C de distintas profundidades de suelo, correspondientes a diferentes perfiles del país abarcando las descripciones realizadas por INEGI desde los años 60 hasta la primera década de este siglo. La tercera base fue construida con datos de COS generados del análisis

de alrededor de 8,000 muestras georeferenciadas provenientes de los muestreo realizados por CONAFOR, principalmente en terrenos boscosos, como parte del inventario forestal, mismas que fueron usadas por Saines *et al.* (2011) para realizar un trabajo en el se estableció la distribución del C en regiones ecológicas, suelos y vegetación arbórea del país.

4. Adaptación de metodologías de medición de C en el suelo acorde a las condiciones del país, lo que ha permitido estandarizar metodologías de campo y laboratorio, lo que contribuye a disminuir la incertidumbre de la información disponible. Se han desarrollado estándares y protocolos relacionados con el muestreo en campo de variables relacionadas con la dinámica del carbono, en coordinación con CONAFOR, SAGARPA e INEGI, entre otros, para definir bases homogéneas y estandarizadas para la creación de un sistema nacional de muestreo/monitoreo (Paz y de Jong, 2011b, Paz *et al.* 2011b, PMC, 2011).

5. Desarrollo de métodos analíticos que faciliten y aumenten la eficiencia en la medición del COS, para generar inventarios y monitorios a nivel nacional, tales como la tecnología del cercano infrarrojo (NIR) aunado a la quimiometría; análisis de isótopos estables de ^{13}C con espectrometría de masas y NIR (Fuentes *et al.*, 2009b; 2010). Técnicas que permitan aumentar la eficiencia de medición a nivel laboratorio y campo (Fuentes *et al.*, 2012; Carrasco *et al.*, 2012).

6. Participación en la coordinación de esfuerzos nacionales para la generación de sistemas de manejo agrícola y agroforestales que fomenten la retención de COS en dichos sistemas.

CONCLUSIONES

En el estudio y entendimiento de la dinámica del ciclo del C en nuestro país, y específicamente en el papel que juega el suelo en la captura y secuestro de C, así como en su liberación a la atmósfera en forma de CO_2 en diferentes ecosistemas y agroecosistemas; es primordial conjuntar el esfuerzo e información generada por investigadores de diferentes disciplinas. Para ello es necesario homogeneizar protocolos de medición y evaluación del C del suelo, así como sus emisiones, con la finalidad de generar bases de datos comparables, que aporten elementos para analizar la situación actual del ciclo del C con base en la heterogeneidad de climas y manejos, que permitan proponer alternativas racionales de manejo y políticas públicas encaminadas a mitigar y adaptarnos al cambio climático que impera en nuestro país. Con base en lo anterior el Programa Mexicano del Carbono (PMC) pretende actuar como coordinador, facilitador y sistematizador de la actividades científicas y resultados generados en torno a estudios del ciclo del C, que consideren la dinámica de dicho elemento en los flujos aire-suelo-agua dependiendo de la capacidad de distintos suelos para capturar o emitir C conforme a los diferentes ecosistemas y/o agro-ecosistemas.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta-Mireles, M., J. Vargas-Hernández, A. Velázquez-Martínez, J.D. Etchevers-Barra. 2002. Aboveground biomass estimation by means of allometric relationship in six hardwood species in Oaxaca, México. *Agrociencia* 36 (6): 725-736.
- Allmaras, R.R., D.R. Linden, C.E. Clapp. 2004. Corn-residue transformations into root and soil carbon as related to nitrogen, tillage, and stover management. *Soil Sci Soc Am* J68:1366-1375.
- Andrews, S.S., D.L. Karlen, J.P. Mitchell. 2002. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. *Agric. Ecosyst. Environ.* 90: 25-45.
- Balbontín, C., O. Cruz, F. Paz, J. Etchevers. 2009. Soil carbon sequestration in different ecoregions of Mexico. En: *Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect*. 2nd. Edition. SSSA Special Publication 57. ASA-CSSA-SSSA, WI, USA.
- Briones, O. Y C. Montaña. 2010. Dinámica del Carbono y delta ^{13}C en las fracciones del suelo de los patrones bandeados de vegetación del Desierto Chihuahuense. 2º Simposio Internacional del Carbono en México. San Carlos, Nuevo Guaymas, Sonora (México).
- Carrasco, M., R.M. López, C. Hidalgo, J. Etchevers. 2011. Comparación de reflectancia difusa plana y esfera de integración por espectroscopia del infrarrojo cercano (NIRS) para el monitoreo de carbono en suelos. In: *Tercer Congreso del programa Mexicano de Carbono*. Toluca, Edo de México, México.
- Covaleda, S., F. Paz, J. Gallardo, C. Prat, J. Etchevers, C. Hidalgo. 2007. Teoría de estados y transiciones aplicada a suelos volcánicos sometidos a diferentes manejos I: relación molar (Sio-Sid)/(Alo-Ald). *Simposio Carbono Orgánico del Suelo y Calentamiento Global: Perspectivas y Oportunidades de Investigación en Latinoamérica*. XVII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Guanajuato (México).
- Covaleda, S., F. Paz, B. de Jong. 2011a. Modelo genérico de estados y transiciones para los cambios en los almacenes de carbono en ecosistemas templados de Chiapas. En: F. Paz (ed.), *Memorias del III Simposio Internacional del Carbono en México*, Programa Mexicano del Carbono. Toluca, Estado de México. pp. 104-110.

- Covalada, S., F. Paz, B. de Jong. 2011b. Modelos de estados y transiciones: una herramienta para la planificación de estrategias REDD+. En: F. Paz (ed.), Memorias del III Simposio Internacional del Carbono en México, Programa Mexicano del Carbono. Toluca, Estado de México. pp. 605-610.
- Cuevas, R., y F. Paz. 2011. Elementos para el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero estandarizados a nivel nacional para los Programas Estatales de Acción ante el Cambio Climático y Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de los bosques – Fase 2. En: F. Paz (ed.), Memorias del III Simposio Internacional del Carbono en México, Programa Mexicano del Carbono. Toluca, Estado de México. pp. 623-629.
- de Jong, B., M. Cairns, P. Haggerty, N. Ramírez-Marcial, S. Ochoa-Gaona. 1999. Land-use change and carbon flux between 1970s and 1990s in central highlands of Chiapas, México. *Environmentla Management* 23: 373-385.
- de Jong, B., M. Olguín, F. Rojas, V. Maldonado, F. Paz, J. Etchevers, C.O. Cruz, J. Argumedo. 2009. Inventario nacional de emisiones de gases de efecto invernadero 1990-2006, Uso del Suelo, Cambio de Uso del Suelo y Silvicultura. Reporte preparado para el Instituto Nacional de Ecología. México, D.F. 119 p.
- de Jong, B., C. Anaya, O. Maserá, O. Olguin, F. Paz, J. Etchevers, R.D. Martínez, G. Guerrero, C. Balbontin. 2010. Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in Mexico. *Forest Ecology and Management*. 260: 1689-1701.
- de Jong, B., F. Paz, J. Etcheveres. 2011. Hacia la modelación de la dinámica del Carbono en los ecosistemas terrestres de México: edo. actual y planes futuros. Simposio Congreso Mexicano de Ecología, Veracruz.
- Etchevers, J., C. Prat, C. Balbontin, M. Bravo, M. Martínez. 2006. Influence of land use on carbon sequestration and erosion in Mexico, a review. *Agronomy for Sustainable Development* 26: 21-28.
- Field, C., M. Raupach, R. Victoria. 2004. The global Carbon Cycle: Integrating humans, climate, and the natural world. Pp 1- 13 (ed.) Field, C. B. y Raupach, M. R. In: *The global carbon cycle. Integrating humans, climate and the natural world*. Scope 62. Island Press. USA.
- Fuentes, M., B. Govaerts, F. De León, C. Hidalgo, K.D. Sayre, J. Etchevers, L. Dendooven. 2009. Fourteen years of applying zero and conventional tillage, crop rotation and residue management systems and its effect on physical and chemical soil quality. *European Journal of Agronomy* 30: 228-237.
- Fuentes, M., I. González-Martín, J.M. Hernández-Hierro, C. Hidalgo, B. Govaerts, J. Etchevers, K.D. Sayre, L. Dendooven. 2009b. The natural abundance of ^{13}C with different agricultural management by NIRS with fibre optic probe technology. *Talanta* 79: 32-37
- Fuentes, M., B. Govaerts, C. Hidalgo, J. Etchevers, I. González Martín, J.M. Hernández-Hierro, K.D. Sayre, L. Dendooven. 2010. Organic carbon and stable ^{13}C isotope in conservation agriculture and conventional systems. *Soil Biology and Biochemistry*. 42: 551-557.
- Fuentes, M., C. Hidalgo, J. Etchevers, F. De León, A. Guerrero, L. Dendooven, N. Verhulst, B. Govaerts. 2012. Conservation agriculture, increased organic carbon in the top-soil macro-aggregates and reduced soil CO_2 emissions. *Plant Soil*. 355: 183-197.
- Fuentes, M., C. Hidalgo, I. González-Martín, J.M. Hernández-Hierro, B. Govaerts, K.D. Sayre, J. Etchevers. 2012. NIR Spectroscopy: An Alternative for Soil Analysis. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 43:(1-2) 346-356.
- Jaramillo, J., J. Kauffman, L. Rentería-Rodríguez, D. Cummings, L. Ellingson. 2003. Biomass, carbon, and nitrogen pools in Mexican Tropical Dry Forest Landscapes. *Ecosystems* 6: 609-629.
- García-Oliva, F. and O. R. Maserá. 2004. Assessment and measurement issues related to soil carbon sequestration in land-use, land-use change, and forestry (LULUCF) projects under the Kyoto protocol. *Climatic Change* 65: 347-364.
- Gonzalez, L., J. Etchevers, F. Paz, R. Valdez, J.M. Gonzalez, E. Moreno. 2010a. Estimation of changes in soil organic carbon in hillside systems on a regional scale. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 12: 57-67
- Gonzalez, L., J. Etchevers, J.M. Gonzalez, F. Paz. 2010b. Soil organic changes at the plot level in hillside Systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. doi:10.1016/j.agee.2010.09.010
- González, L., J. Etchevers, F. Paz, D. Díaz, M.H. Fuentes, S. Covalada, M. Pando. 2011a. Performance of the RothC-26.3 model in short-term experiments in Mexican sites and systems. *Journal of Agricultural Science*. Doi:10.1017/S0021859611000232
- González, L., J. Etchevers, F. Paz, J.M. González. 2011b. El uso potencial de modelo RothC-26.3 en los inventarios nacionales de carbono orgánico del suelo en México. En: M.B. Turran y F. García-Oliva (Eds.). *Materia orgánica edáfica y captura de carbono en sistemas iberoamericanos*. SIFyQA_Ministerio de Ciencia e Innovación, Salamanca, España. pp: 229-248.
- González, L., J. Etchevers, F. Paz, J. González. 2011c. Desempeño del modelo ROTHC-26.3 en los niveles de estudio: parcela, sistema y región en México. En: F. Paz (ed.), Memorias del III Simposio Internacional del Carbono en México, Programa Mexicano del Carbono. Toluca, Estado de México. pp.120 -127.
- Karlen, D.L., E.G. Hurley, S.S. Andrews, C.A. Cambardella, D.W. Meek, M.D. Duffy, A.P. Mallarino. 2006. Crop rotation effects on soil quality at three northern corn/soybean belt locations. *Agron. J.* 98: 484-495.
- Malhi, S.S., R. Lemke. 2007. Tillage, crop residue and N fertilizer effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality and nitrous oxide gas emissions in a second 4-yr rotation cycle. *Soil Till. Res.* 96: 269-283.
- Maserá, O. R. 1995. Carbon mitigation scenarios for Mexican forests: methodological considerations and results. *Interciencia* 20 (6): 388-395.
- Maserá, O., M. J. Ordoñez, and R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: Current situations and long term scenarios. *Climatic Change* 35: 265-295.
- Mendoza-Vega, J., E. Karlton, M. Olsson. 2003. Estimations of amounts of soil organic carbon and fine root carbon in land use and land cover classes, and soil types of Chiapas highlands, Mexico. *Forest Ecology and Management* 177(1-3): 191-206.
- Ordoñez J.A., B.H. J. de Jong, and O. Maserá. 2001. Almacenamiento de carbono en un bosque de *Pinus pseudostrobus* en Nuevo San Juan, Michoacán. *Madera y Bosques* 7 (2): 27-47.
- Ordoñez, J., B. de Jong, F. García-Oliva. 2008. Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the Central Highlands of Michoacan, Mexico. *Forest Ecology and Management* 255: 2074-2084.

- Paz, F., C. Balbontín, J. Etchevers, M. Martínez, C. Ortiz. 2008a. Análisis multifractal del carbono en los suelos. 1. Función universal de escalamiento. *Terra Latinoamericana* 26: 183-191.
- Paz, F., C. Balbontín, J. Etchevers, M. Martínez, C. Ortiz. 2008b. Análisis multifractal del carbono en los suelos. 2. Divergencia de momentos estadísticos. *Terra Latinoamericana* 27: 257-264.
- Paz, F., F. García, M. Olguín, S. Covalada, M.I. Marín. 2010. Elementos para el INEGI estandarizados a nivel estatal para los PEACC y REDD. Informe final preparado para el INE. INE/A1-042/2010. 62 p. + anexos.
- Paz, F., C. Balbontín, J. Etchevers, M. Martínez, C. Ortiz. 2010a. Análisis multifractal del carbono en los suelos. 3. Estimaciones escalantes. *Terra Latinoamericana* 28: 59-71.
- Paz, F. 2010b. Evaluación, importancia y perspectivas de la captura de carbono y reducción de emisiones de gases efecto invernadero en pastizales y matorrales: hacia la implementación de REDD++. En: M.E. Velasco, M. Salvador, M.L. Adriano, R.A. Perezgrovas y B. Sánchez (Editores). *Memorias del I Congreso Internacional de Pastizales Chiapas 2010*. SOMMAP. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. pp. 7-22.
- Paz, F., S. Covalada, J. Etchevers. 2011. Modelación de la distribución del carbono orgánico de los suelos por fracciones físicas. En: F. Paz (ed.), *Memorias del III Simposio Internacional del Carbono en México*, Programa Mexicano del Carbono. Toluca, Estado de México. pp. 271-278.
- Paz, F., y S. Covalada. 2011. Desarrollo de un modelo de protección química del carbono en suelos volcánicos. En: F. Paz (ed.), *Memorias del III Simposio Internacional del Carbono en México*, Programa Mexicano del Carbono. Toluca, Estado de México. pp. 247-253.
- Paz, F., y B. de Jong. 2011a. Desarrollo de una estrategia de mapeo del carbono en ecosistemas terrestres usando fusión de información cuantitativa y semi-cuantitativa en campo bajo el principio de conservación de la incertidumbre. En: F. Paz (ed.), *Memorias del III Simposio Internacional del Carbono en México*, Programa Mexicano del Carbono. Toluca, Estado de México. pp. 371-376.
- Paz, F., y B. de Jong. 2011b. Inventarios dinámicos del carbono en ecosistemas terrestres cambiando espacio por tiempo: cronosecuencias. En: F. Paz (ed.), *Memorias del III Simposio Internacional del Carbono en México*, Programa Mexicano del Carbono. Toluca, Estado de México. pp. 377-382.
- Perroni-Ventura, Y., C. Montaña, F. García-Oliva. 2010. Carbon-nitrogen interactions in fertility island soil from a tropical semi-arid ecosystem. *Functional Ecology* 24: 233-242.
- Reyes, M., S. Covalada, F. Paz. 2011. Ordenamientos territoriales e intervenciones a escala local en Chiapas en REDD+: carbono, costos de oportunidad y modelos de estados y transiciones. En: F. Paz (ed.), *Memorias del III Simposio Internacional del Carbono en México*, Programa Mexicano del Carbono. Toluca, Estado de México. pp. 642-646.
- Rojas, F., y F. Paz. 2011. Elementos para el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero estandarizados a nivel nacional para los Programas Estatales de Acción Ante el Cambio Climático y Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de los bosques – Fase 1. En: F. Paz (ed.), *Memorias del III Simposio Internacional del Carbono en México*, Programa Mexicano del Carbono. Toluca, Estado de México. pp. 618-622.
- Saynes, V., J. Etchevers, F. Paz, B. de Jong, C. Cruz, M. Carrasco, C. Hidalgo, J. Padilla. 2011. Carbono en los suelos forestales de México: revalorando nuestros almacenes. En: F. Paz (ed.), *Memorias del III Simposio Internacional del Carbono en México*, Programa Mexicano del Carbono. Toluca, Estado de México. pp. 92-98.
- Segura-Castruita, M., P. Sánchez-Guzmán, C. Ortiz-Solorio, Ma. Guitérrez Castorena. 2005. Carbono orgánico de los suelos de México. *TERRA Latinoamericana* 23:21-28.
- SEMARNAT, 2002. Evaluación de la degradación del suelo causada por el hombre en la República Mexicana. Escala 1:250,000. Memoria Nacional 2001–2002, México, p. 3.
- Seppänen P. 2002. Secuestro de carbono a través de reforestaciones de eucalipto en el trópico húmedo. *Foresta veracruzana* 4 (2): 51-58.
- West, T.A., W.M. Post. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation : A global data analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66 : 1930-1946.

MODELACIÓN Y SÍNTESIS DE LA DINÁMICA DEL CARBONO EN AGREGADOS ASOCIADA A PRÁCTICAS DE CONSERVACIÓN EN CULTIVOS AGRÍCOLAS

Fuentes Mariela¹, Paz Fernando^{2*}, Hidalgo Claudia³ y Etchevers Jorge³

¹Universidad Autónoma Metropolitana- Xochimilco, Laboratorio de Fisiología y Tecnología de Cultivos, Departamento de producción agrícola y animal.

²GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5. Carretera México- Texcoco, Montecillo, CP 56230, México.

³Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México- Texcoco, Montecillo, CP 56230, México.

* Autor responsable: ferpazpel@gmail.com; Montecillo, km 36.5 Carretera México- Texcoco, Montecillo, Estado de México. 56230, México.

RESUMEN

La distribución de las masas y del carbono orgánico asociado a las diferentes fracciones de los agregados de los suelos es producto del manejo de los mismos. Las prácticas de conservación en cultivos agrícolas tienden a mejorar la distribución de agregados y carbono en los diferentes tamaños, de tal forma que se mejoran las condiciones del cultivo y se puede incrementar la captura de carbono. Un reto que plantea este tipo de prácticas de conservación es su modelación y síntesis en forma simple, de tal manera que sea posible instrumentar esquemas de manejo generalizados (cualquier tipo de suelo y clima) con información mínima. En esta perspectiva, la revisión de un modelo simple de distribución de masa y carbono por tamaños de los agregados es discutida en este trabajo, además de un esquema de síntesis asociado al concepto de equivalencia ambiental para la distribución del carbono orgánico por fracción de masa de los agregados, asociada a tamaños de las partículas de éstos. Los resultados obtenidos permiten utilizar en forma confiable el marco teórico introducido y usar el esquema de equivalencia ambiental general para sintetizar y analizar los impactos de diferentes tratamientos asociados a prácticas de conservación en cultivos agrícolas.

PALABRAS CLAVE

Distribución de masa y carbono, equivalencia ambiental, tamaño de agregados

INTRODUCCIÓN

La dinámica de la materia orgánica (MO) de los suelos es dependiente de procesos biológicos que descomponen los residuos que contienen MO y nutrientes. El uso del suelo y las prácticas de manejo inciden en la formación y descomposición de MO en la estructura del suelo (Blanco-Canqui y Lal, 2004; Bronick y Lal, 2005), por lo que es importante analizar y sintetizar este tipo de perturbaciones antropogénicas.

La estructura de la matriz del suelo puede ser caracterizada en función de procedimientos de fraccionamiento físico de los suelos (Christensen, 2001): (a) materia orgánica libre u ocluida en agregados, sin formar complejos órgano-minerales; (b) complejos órgano-minerales primarios; y, (c) complejos órgano-minerales secundarios (agregados). La modelación de los complejos órgano-minerales primarios producto de la dispersión física del suelo usando ultrasonido ha sido discutida en Paz *et al.* (2011, 2012a) e Hidalgo *et al.* (2012).

Las partículas órgano-minerales primarias y las de MO no en complejos pueden ocurrir como unidades discretas en los suelos, pero generalmente estas unidades están incorporadas en agregados de diferentes tamaños. El potencial de un suelo para formar agregados depende de la distribución de tamaños de los complejos órgano-minerales primarios y MO no en complejos y, sus características.

En términos experimentales, los agregados son aislados a través de técnicas de fraccionamiento seco o húmedo en tamizado con mallas (Kemper y Rosenau, 1986). El tamizado en seco está asociado a la estabilidad de los agregados para la desintegración mecánica y el húmedo incluye efectos adicionales del proceso de humidificación. Las fuerzas mecánicas ejercidas en el proceso de tamizado en húmedo son menos abrasivas que

la del seco. En el tamizado en húmedo se presentan fuerzas de disgregación (rompimiento de grandes agregados en más pequeños) y dispersión (liberación de partículas primarias de los agregados) (Emerson y Greenland, 1990).

Las prácticas de manejo agrícolas perturban la matriz del suelo, provocando cambios en su estructura (West y Post, 2002; Fuentes *et al.*, 2009), dependientes del manejo particular. La labranza rompe los agregados de los suelos y reduce la materia orgánica. La labranza cero generalmente presenta mayor proporción de macroagregados (> 250 µm), con mayor carbono en éstos que en los microagregados (< 250 µm) (Tantely *et al.*, 2008; Fuentes *et al.*, 2011). El retorno de residuos al suelo mejora la estructura de éste (Martens, 2000). La rotación de cultivos y el uso de cultivos de cobertera generalmente muestra efectos en la estructura del suelo y distribución del carbono (Jarecki y Lal, 2003; Blanco-Canqui y Lal, 2004; Bronick y Lal, 2005), dependiendo de los cultivos usados.

Marco teórico

Los desarrollos teóricos y conceptuales de esta sección están descritos en Paz *et al.* (2012b) y repetidos brevemente con fines de entendimiento de los análisis realizados.

El modelo de distribución de carbono por fracción (C_f) asociada al tamaño T_f, está dado por:

$$C_f = A \left(\frac{1}{T_f} \right)^{-B} \tag{1}$$

donde A y B dependen del carbono asociado al tamaño mínimo de los agregados.

Para generalizar el modelo introducido al caso de diferentes prácticas de manejo para un uso agrícola, podemos considerar la fracción de masa A_f (en %) asociada al tamaño f (T_f) de los agregados. Bajo el supuesto que la distribución del tamaño de los agregados tiene una relación similar a la ecuación (1), se puede establecer la relación (datos en %):

$$C_f = a + bA_f \tag{2}$$

La Figura 1a muestra las relaciones entre A_f y C_f (ambos en %) para distintos usos del suelo y/o prácticas de manejo y la Figura 1b la relación entre los parámetros a y b de la relación (2).

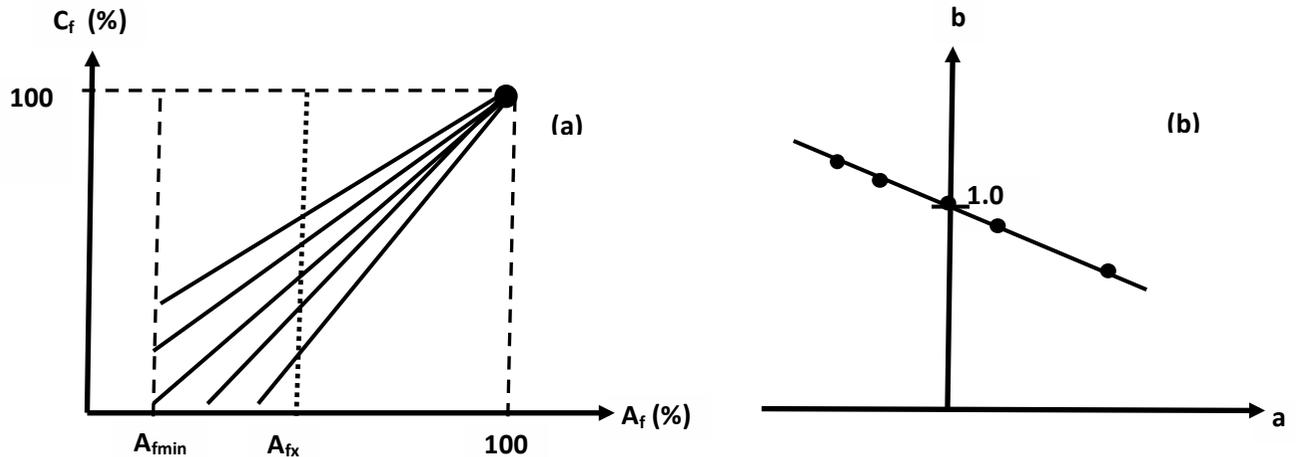


Figura 1. (a) Relación entre A_f y C_f para distintos usos del suelo/prácticas de manejo y (b) relación entre los parámetros a y b.

La relación entre los parámetros a y b de la relación (2) es producto de la propiedad de que un conjunto de líneas rectas que se intersectan en un punto común (Figura 1a), sus parámetros tienen una relación lineal (Figura 1b) y es la base del concepto de equivalencia ambiental introducido por Paz *et al.* (2009). Este principio establece que es posible hacer equivalentes (en términos de la distribución del carbono en los suelos y distribución de los agregados) diferentes usos del suelo (medios ambientes) y prácticas asociadas a un uso del

suelo (manejo). El usar valores de A_f y C_f en porciento, permite recentrar en un punto común diferentes usos del suelo y/o prácticas de manejo.

Bajo la consideración de diferentes prácticas de manejo aplicadas con tiempo suficiente para que la distribución del carbono en los agregados del suelo aproxime un estado de equilibrio (estático o dinámico), nuestro caso, el concepto de equivalencia ambiental puede ser planteado, en términos generales, usando la distribución del carbono (en masa del carbono en relación a la masa del suelo) por fracciones de agregados y no en términos relativos (%). La Figura 2a muestra esta situación donde diferentes usos del suelo y/o prácticas de manejo conducen a incrementos o reducciones del carbono total. En esta situación el punto en común de las líneas rectas se aproxima en una fracción A_f dada, Figura 2a. Así, en la Figura 2b se muestra la relación de la pendiente b de la ecuación (2), con C_f no en %, con el carbono total (C_t).

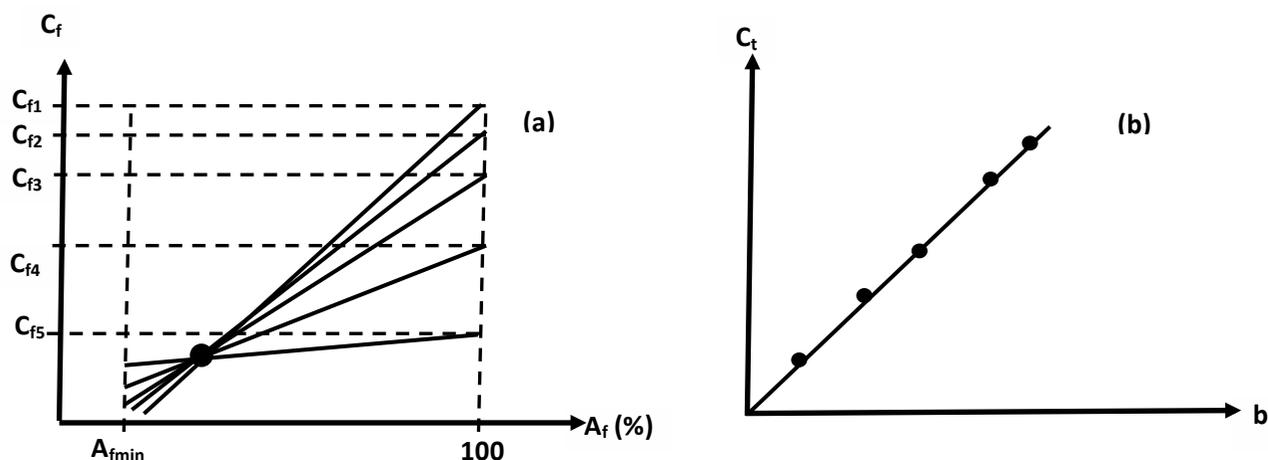


Figura 2. Concepto de equivalencia ambiental en términos del espacio A_f - C_f . (a) Diferentes usos del suelo/prácticas de manejo y punto de convergencia y (b) relación entre la pendiente b de las líneas rectas del modelo entre A_f y C_t y el carbono total del suelo.

La equivalencia ambiental define que puede haber un número cualquiera de usos del suelo o prácticas de manejo de un uso del suelo que tienen una pendiente b (y C_t) en común y que no pueden ser diferenciados en relación a la distribución del carbono por fracciones de agregados, relación (1). En la perspectiva de modelación (tiempo en forma implícita), el concepto de equivalencia ambiental permite sintetizar un número infinito de estados del sistema suelo-estructura (materia orgánica) en función de solo el carbono orgánico total; ya que éste define la distribución del mismo por fracciones de agregados. Por otra parte, en relación al análisis de los efectos de diferentes usos del suelo y prácticas de manejo, el valor de C_t define una relación única con la distribución de agregados y el carbono asociado a éstos, permitiendo un formato sintético de análisis.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para el análisis y modelación de la propuesta teórica se utilizaron los datos de la distribución del carbono en agregados de suelos para distintas prácticas agrícolas en cultivos de maíz (*Zea mays* L.) y trigo (*Triticum aestivum* L.) descritas en Fuentes *et al.* (2011).

El estudio fue realizado en la estación experimental El Batán del CIMMYT en el estado de México (19°31' N, 98°50' O, 2259 msnm de altitud). La temperatura media es de 14°C y la precipitación anual de 600 mm, con 520 mm distribuidos entre mayo y octubre. El suelo es Cumulic Halplustoll (Soil Survey Staff, 2003), con 38 % de arcilla, 37 % de limo y 25 % de arena.

El experimento fue instalado en 1991 usando 64 parcelas de 7.5 x 22 m, con una pendiente de 0.3 % de Norte a Oeste. Se aplicaron 32 tratamientos en un diseño en bloques completamente al azar, con dos repeticiones. Los tratamientos no han sido cambiados desde el inicio del experimento y consisten de combinaciones de prácticas de labranza (labranza cero y labranza convencional), manejo de residuos de cosecha (con y sin retención) y rotación de cultivos (monocultivo de maíz, monocultivo de trigo y rotación de ambos cultivos). En los análisis que se muestran más adelante solo se consideran 16 tratamientos, con dos repeticiones (Fuentes *et al.*, 2011).

Las muestras de suelo no perturbadas fueron colectadas en cuatro sitios de cada parcela a las profundidades de 0-5 cm y 5-10 cm en septiembre del 2007; aunque en este trabajo solo se analiza la profundidad de 0-5 cm. Las muestras en seco fueron pasadas por un tamiz de 8 mm para obtener una muestra de 20 g para el análisis de estabilidad de agregados en húmedo (Barthès *et al.*, 2000; Kemper y Rosenau, 1986; Limón-Ortega *et al.*, 2002). La muestra fue disgregada en agua por 30 min y tamizada en húmedo en una columna de mallas con aberturas de 4.75, 2.00, 1.00, 0.50, 0.25 y 0.05 mm, sumergidas en un cilindro de agua destilada y sujetas a 60 ciclos por min de agitado. Las fracciones que quedaron en cada malla fueron colectadas y secadas a 105°C por 18 h. El carbono orgánico en cada fracción fue determinado con un autoanalizador (TOC-5050A, Shimadzu).

En el caso de las masas de los agregados por fracciones se obtuvieron para todas las fracciones analizadas; pero para el carbono orgánico en el suelo, en la fracción menor de 53 μm no se midió éste, por lo que los análisis que se muestran enseguida son para el caso de datos truncados discutido por Paz *et al.* (2012b).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Considerando que en los datos experimentales las fracciones mayores a 2 mm de los agregados en muchos casos eran nulas, solo se realizaron análisis hasta la fracción de agregados hasta 2 mm. Para poner en contexto esta situación, la Figura 3a muestra el ajuste del modelo de la relación (1) para la masa de los agregados considerando todas las fracciones medidas y la Figura 3b solo hasta la fracción de 2 mm.

Los ajustes mostrados en la Figura 3a pueden ser debidos a la falta de corrección por arenas en los datos experimentales, ya que el rompimiento del patrón de la relación (1) solo se da en las fracciones de arenas.

En el caso del modelo de la relación (2), la Figura 4 muestra el caso de considerar los datos completos de las masas (Figura 4a) y datos truncados a partir de la fracción de 53 μm ; los datos del carbono por fracción siempre están truncados en ésta fracción. En ambos casos los ajustes del modelo lineal son buenos, por lo que en lo siguiente solo se discute el caso de datos de masas de agregados completos.

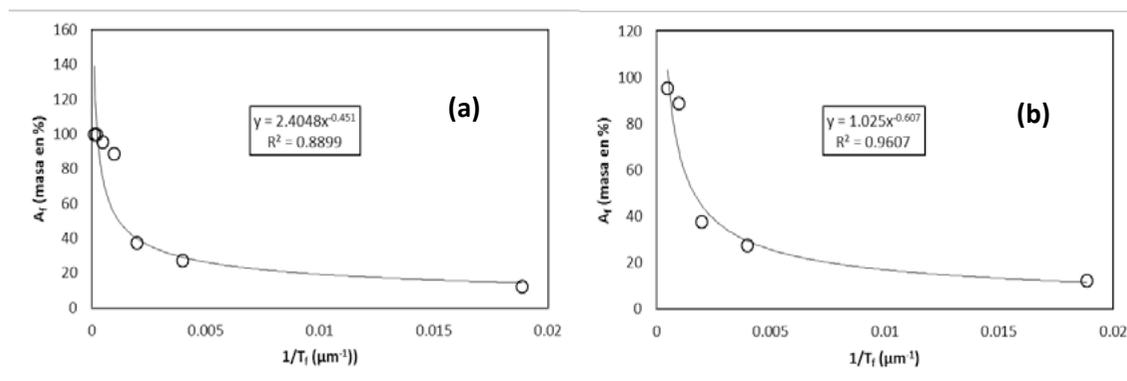


Figura 3. Ejemplo del ajuste del modelo de distribución masa por tamaño de los agregados en un tratamiento: (a) todos los datos y (b) solo hasta la fracción de 2 mm.

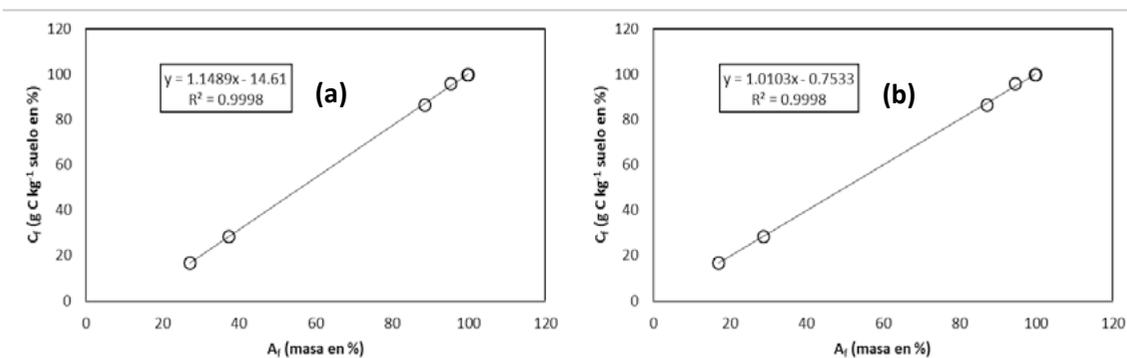


Figura 4. Ejemplos del ajuste del modelo de la relación A_i - C_f para el tratamiento de la Figura 3: (a) usando todos los datos de las masas de los agregados y (b) datos de masas truncados en 53 μm .

En el caso del modelo de equivalencia ambiental usado en términos relativos (porcentajes), la Figura 5 muestra los análisis realizados por Paz *et al.* (2012b) para el caso de datos completos de masa y carbono de las fracciones de agregados y de datos truncados (fracción de 53 μm) de solo el carbono (situación similar a la de este trabajo). Se observa de esta figura que los patrones son similares, pero en el caso de datos truncados la dispersión es mayor.

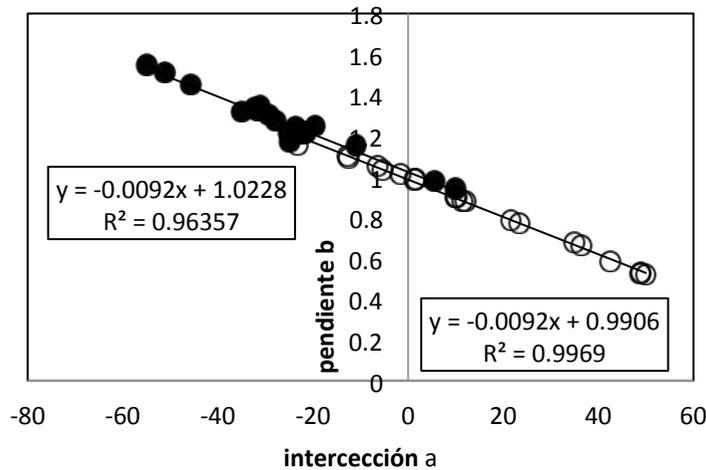


Figura 5. Relación entre los parámetros a y b del concepto de equivalencia ambiental relativa, donde los círculos no rellenos corresponden al uso de todos los datos y los rellenos al caso de truncar el carbono en la fracción de 53 μm de los agregados (Paz *et al.*, 2012b)

La Figura 6 muestra los resultados para todos los tratamientos, y sus repeticiones, de la base de datos de este trabajo, caso truncado discutido, donde se observa que el modelo de equivalencia ambiental tiene un ajuste aceptable, pero con dispersión producto de las consideraciones realizadas.

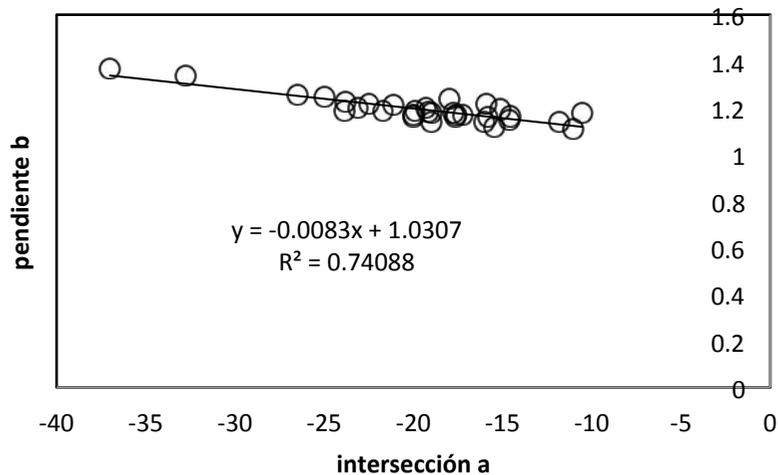


Figura 6. Relación entre los parámetros a y b del concepto de equivalencia para la base de datos analizada en este trabajo, caso de truncar el carbono en la fracción de 53 μm de los agregados.

Para el análisis del concepto de equivalencia ambiental general (no en términos relativos), se usaron valores truncados de masa y carbono en la fracción de 53 μm de los agregados. La Figura 7 muestra un ejemplo del ajuste del modelo de la relación (2). En lo general, todos los ajustes realizados fueron similares al de la Figura 7 para el resto de los tratamientos.

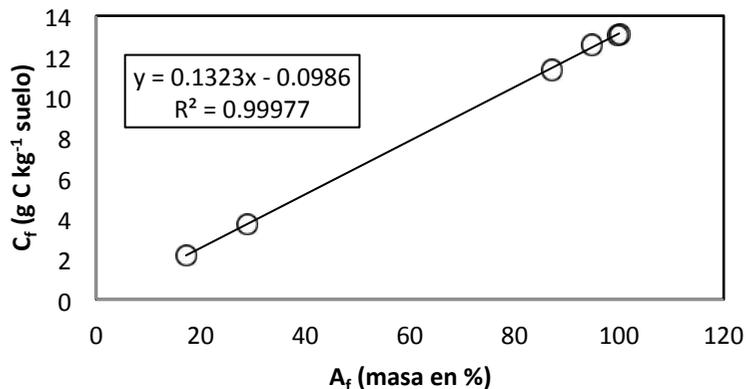


Figura 7. Ejemplo del ajuste del modelo de la relación A_f - C_t , no en términos relativos, para el caso datos de carbono y masa truncados en 53 μm .

La Figura 8 muestra la relación entre parámetros a y b del concepto de equivalencia ambiental general, datos truncados, para todos los tratamientos, donde se observa un buen ajuste experimental.

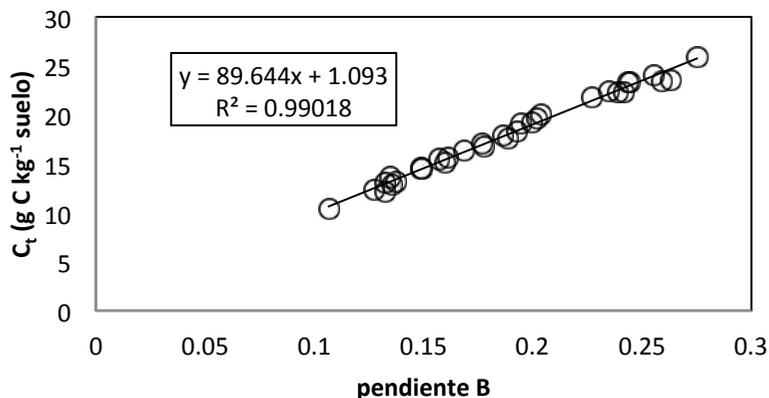


Figura 8. Relación entre los parámetros a y b del concepto de equivalencia ambiental general, datos truncados de carbono y masa en la fracción de 53 μm .

La ventaja del concepto de equivalencia ambiental general, Figura 8, es que permite analizar en forma sintética los efectos de los tratamientos experimentales en función del carbono orgánico total, ya que hay una relación directa con el parámetro b que define la distribución del carbono por masa de las fracciones de agregados.

CONCLUSIONES

La aplicación del modelo de distribución de masa y carbono en los agregados de los suelos, por tamaños, al caso de diferentes prácticas de conservación en cultivos de maíz y trigo fue analizada y los resultados de los ajustes experimentales fueron bueno; a pesar de tener información incompleta del contenido de carbono de la fracción menor a la 53 μm .

El concepto de equivalencia ambiental, en términos relativos y generales, resulto en buenos ajustes experimentales. En particular, el caso general permite analizar en forma sintética los efectos de la distribución del carbono por fracciones de masa de los agregados, asociadas a tamaños de partículas.

BIBLIOGRAFÍA

- Barthès, B., A. Azontonde, B.Z. Boli, C. Prat, and E. Rose. 2000. Field-scale run-off and erosion in relation to top-soil aggregate stability in three tropical regions (Benin, Cameroun, Mexico). *Eur. J. Soil Sci.* 51: 485-495
- Blanco-Canqui, H., and R. Lal. 2004. Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Critical Reviews in Plant Sciences* 23: 481-504
- Bronick, C.J., and R. Lal. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124: 3-22.
- Christensen, B.T. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science* 52: 345-353
- Emerson, W.W., and D.J. Greenland. 1990. Soil aggregates – formation and stability. In: M.F. De Boodt, M.H.B. Hayes, and A. Herbillon (Eds.). *Soil Colloids and their Associations in Aggregates*. Plenum Press. New York. pp. 485-511
- Fuentes, M., B. Govaerts, F. De León, C. Hidalgo, K.D. Sayre, J. Etchevers, and L. Dendooven. 2009. Fourteen years of applying zeran and conventional tillage, crop rotation and residue management systems in its effect on physical and chemical soil quality. *Eur. J. Agron.* 30: 228-237
- Fuentes, M. C. Hidalgo, J. Etchevers, F. De León, A. Guerrero, L. Dendooven, N. Verhulst, and B. Govaerts. 2011. Conservation agriculture, increased organic carbon in the top-soil macro-aggregates and reduced soil CO₂ emissions. *Plant Soil* DOI 10.1007/s11104-011-1092-4
- Hidalgo, C., Paz, F., y J. Etchevers. 2012. Efecto de las energías de dispersión en la distribución del carbono orgánico por fracciones físicas del suelo. Estas mismas memorias.
- Jarecki, M., and R. Lal. 2003. Crop management for soil carbon sequestration. *Crit. Rev. Plant Sci.* 22: 1-32
- Kemper, W.D., and R.C. Rosenau. 1986. Aggregate stability and size distribution. In: A. Klute *et al.* (Eds.). *Methods of Soil Analysis: Part 1, Physical and Mineralogical Methods*. Second Edition. American Society of Agronomy. Madison, WI. pp. 425-442.
- Limón-Ortega, A., K. Sayre, R. Drijber, and C. Francis. 2002. Soil attributes in a furrow-irrigated bed planting system in northwest Mexico. *Soil Till. Res.* 63: 123-132
- Martens, D.A. 2000. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. *Soil Biol. Biochem.* 32: 361-369.
- Paz, F., S. Covalada, y J. Etchevers. 2011. Modelación de la distribución del carbono orgánico de los suelos por fracciones físicas. En: F. Paz (Ed.), *Memorias del III Simposio Internacional del Carbono en México, Programa Mexicano del Carbono*. Toluca, Estado de México. pp. 271-278.
- Paz, F., S. Covalada, C. Hidalgo, y J. Etchevers. 2012a. Modelación de la distribución del carbono orgánico en las fracciones físicas de los suelos usando solo el carbono orgánico total. Estas mismas memorias.
- Paz, F., C. Hidalgo, J. Etchevers, y M. Fuentes. 2012b. Equivalencia ambiental y modelación de la dinámica del carbono en los agregados de los suelos. Estas mismas memorias.
- Paz, F., M. Odi, A. Cano, M.A. Bolaños, y A. Zarco. 2009. Equivalencia ambiental en la productividad de la vegetación. *Agrociencia* 43: 635-648
- Soil Survey Staff. 2003. *Keys to Soil Taxonomy*. USDA. NRCS. Washington, D.C. 332 p.
- Tantely, M., A.A. Razafimbelo, R. Olivier, T. Chevallier, L. Chapuis-Lardy, and C. Feller. 2008. Aggregate associated-C and physical protection in tropical clayey soil under Malagasy conventional and no-tillage systems. *Soil Till. Res.* 98: 140-149
- West, T.A., and W.M. Post. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. *Soil Sci. Soc. An. J.* 66: 1930-1946

CAMBIOS DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN SISTEMAS CON HIGUERILLA (*Ricinus communis* L.)

González-Molina Lucila^{1*}, Baez Pérez Aurelio² y Acosta-Mireles Miguel¹.

¹Instituto Nacional de Investigación Forestales Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Valle de México, México

²Instituto Nacional de Investigación Forestales Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Bajío, Guanajuato, México

* Autor responsable: lucilaag@colpos.mx; Km 13.5 Carretera Los Reyes-Textcoco, Coatlinchán, Edo. México, México, CP 56250; 921 2657 Ext. 162

RESUMEN

La información escasa de los cambios del carbono orgánico del suelo (COS) en experimentos de larga duración, dificulta la determinación de las tasas de pérdida o ganancia de este elemento en el suelo. Los modelos de simulación del COS son una herramienta útil en la determinación de estas tasas. El presente estudio se condujo en Zaachila, Oaxaca con el propósito de estimar los cambios del COS debido al cambio de uso de suelo del sistema tradicional asociación maíz calabaza T(M+C) a los sistemas con higuierilla (*Ricinus communis* L.): multiestratos (MUL), callejones (CALL) y monocultivo higuierilla (HIG) usando el modelo RothC. El COS en los sistemas se presentó en el orden siguiente: HIG>MUL>CALL>T(M+C) y fue de 0.2 a 1.3 Mg ha⁻¹año⁻¹. En general los cambios del COS obtenidos en las simulaciones con el RothC de 1980 a 2040 fueron consistentes con otros experimentos de larga duración reportados en la literatura e indican las tendencias del COS en el tiempo.

PALABRAS CLAVE

Secuestro de carbono, plantas biocombustibles, experimentos de corta duración.

INTRODUCCIÓN

La falta de información de COS en experimentos de larga duración, dificulta la estimación temporal del almacenamiento o pérdida de carbono (C) en el suelo (Kaonga y Coleman, 2008). En el caso de México, de acuerdo con González *et al.* (2011) estos experimentos son de corta duración (< 20 años) por lo que el uso de modelos de simulación del COS es útil en la predicción de los cambios del COS.

El modelo RothC-26.3 de Coleman y Jenkinson (2005) es uno de los más usados en la simulación de la dinámica del C en el suelo en diferentes ecosistemas del mundo, debido a la disponibilidad y simplicidad de los datos de entrada para ejecutarlo (ver, por ejemplo: Coleman *et al.*, 1997).

En Oaxaca, la superficie cultivada con higuierilla de 10 000 ha en los años 80's disminuyó a 3600 ha en los 90's, según Arredondo (2004). En el caso de la localidad de Zaachila, Oaxaca esta planta ha sido tradicionalmente cultivada por los campesinos desde hace más de 40 años.

El presente estudio se condujo en Zaachila, Oaxaca con el propósito de simular los cambios del COS resultado del cambio de uso de suelo del sistema tradicional asociación maíz calabaza T(M+C) a los sistemas con el cultivo de higuierilla: multiestratos (MUL), callejones (CALL) y monocultivo de higuierilla: (HIG) usando el modelo RothC.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las parcelas experimentales se ubican en la comunidad de Santa María Roaló del Municipio de Zaachila, Valles Centrales de Oaxaca. Los sitios de estudio se localizan en las coordenadas geográficas 16° 54' N, 96° 46' O y 16° 55' N, 96° 46' O a 1490 m, presentan una precipitación anual promedio aproximadamente de 744 mm y temperatura de 20°C

(CNA, 2011). El suelo es Regosol eútrico de textura gruesa (INIFAP y CONABIO, 1995).

Los sistemas de cultivo fueron los siguientes: (1) tradicional T(M+C) se compone de los cultivos maíz intercalado con calabaza (M+C); (2) multiestratos (MUL) establecido con los cultivos de higuera (*Ricinus communis* L.), calabaza (*Cucurbita* sp.) y maíz (*Zea mays* L.), el arreglo de las hileras fue: maíz, calabaza, maíz e higuera y así sucesivamente, la distancia entre plantas de higuera de 1.5 m; (3) monocultivo de higuera (HIG), se cultivo a una distancia de 1.5 m entre plantas con una edad de 24 meses de establecida; y (4) callejones (CALL), se cultivan dos hileras de maíz por una de higuera y así sucesivamente.

La medición del COS de los sistemas se llevo a cabo con el método descrito por Monreal *et al.* (2005), estas mediciones se realizaron en el año 2011. La medición de carbono en biomasa aérea y subterránea se efectuó en dos plantas de higuera de 6 y 24 meses de establecidas en campo.

En la simulación de los cambios de COS, se uso el modelo de múltiples compartimentos RothC. Este modelo se describe en detalle en el trabajo de Coleman y Jenkinson (2005). El RothC divide el almacén de COS en cuatro compartimentos activos y uno pasivo por su tiempo de duración en el suelo: (1) Material vegetal de fácil descomposición (MVF, 0.165 años), (2) Material vegetal resistente (MVR, 2.71 años), (3) Biomasa microbiana (BIO, 1.69 años), (4) Materia orgánica humificada (HUM, 49.5 años), y (5) Materia orgánica inerte (compartimento pasivo) (MOI, con una duración en el suelo de 1980 años). Los parámetros de entrada de este modelo incluyen la siguiente información: (1) climática: temperatura del aire (°C), precipitación (mm) y evaporación (mm) promedio mensual, TPM, PPM y EPM, respectivamente; (2) la edáfica: contenido de arcilla y profundidad de muestreo del suelo; (3) la entrada mensual de C al suelo de residuos vegetales (RVs) y abonos orgánicos (AO); (4) la cobertura vegetal mensual del suelo, si el suelo está desnudo o con cobertura vegetal; (5) la relación MVD/MVR; (6) el valor de la MOI obtenido de la ecuación de Falloon *et al.* (1998). Con la información de (1) y (2) se hace un archivo de clima-suelo y con la información mensual de RVs y AO, y los meses con cobertura vegetal del suelo se construyen los archivos de manejo de suelo.

El procedimiento de simulación, se desarrolló en las etapas: inicialización y elaboración de escenarios de C. Se asumió que los suelos con el sistema T(M+C) estaban en equilibrio, considerando la información de uso de suelo de la cartografía del INEGI con fecha de vuelo entre marzo de 1979 y marzo de 1980 (CONABIO, 1999) y la comunicación personal de los agricultores. El estado de equilibrio es estado donde el almacén de C es constante en el tiempo debido a que las entradas de C al suelo son similares a las salidas en forma de CO₂ atmosférico. Se elaboraron escenarios del periodo de 1980 hasta 2040 con base en la información de historia de uso del suelo y los archivos de *manejo* del suelo generados para cada sistema. Los escenarios fueron los siguientes: (1) T(M+C): el sistema T(M+C) se mantuvo sin cambio de 1980-2040; (2) MUL: el sistema T(M+C) se simulo de 1980 a 2004 y cambio a MUL en 2005; (3) HIG: el sistema T(M+C) se simulo de 1980 a 2007 y cambio a HIG en 2008; y (4) el sistema T(M+C) se simulo de 1980 a 2004 y cambio a CALL en 2005.

Los datos de TPM, PPM y EPM corresponden al periodo 1971-2000 de la Estación Zimatlán de Álvarez (Núm. 20209) (CNA, 2011) ubicada a 16° 52'N y 96° 45' O; el porcentaje de arcilla (%) fue 13 %; el COS se midió en 2011 en los sistemas T(M+C), HIG y MUL, en el caso del sistema CALL no hubo mediciones; el número de meses con cobertura vegetal del suelo fue de 12 meses en los sistemas MUL e HIG y de 7 meses en T(M+C); la relación MVD/MVR en los cuatro escenarios fue de 1.44, la MOI fue el promedio obtenido en los puntos de muestreo obtenida con el uso de la ecuación de Falloon *et al.* (1998); la concentración de C (%) asignado a los RVs del cultivo de higuera fue medida en el presente estudio y para los RVs del cultivo de maíz y calabaza fue de 45 %. Los RVs en los cuatro sistemas fueron los colectados dentro de un aro con diámetro igual 52 cm. La entrada total de RVs (Mg ha⁻¹) fue el promedio de tres muestreos colectados en forma aleatoria y en dos ocasiones. En el cultivo de maíz, los RVs aéreos y subterráneos se determinaron a partir de la biomasa aérea considerando un índice de cosecha de 0.4 y un rendimiento de grano 1.5 Mg ha⁻¹ con base en el estudio de Ruiz (1988). Las raíces se estimaron como 15 % de la BA y los restos de la cosecha anterior fue un 18% de la BA. La proporción de 15 % fue tomada del estudio de Kuzyakov y Domanski (2000) y la proporción de 18 % se consideró del estudio de Pérez *et al.* (2000) (Cuadros 1 y 2).

Cuadro 1. Información necesaria para simular los escenarios de los sistemas de cultivo con el modelo RothC.

Escenario	COS _{medido}	MOI	Entrada de C _{medido}	Cobertura vegetal del suelo
	Mg ha ⁻¹ año ⁻¹			# de meses
T(M+C) (equilibrio)	13	1.31	1.7	7
T(M+C)	18	1.31	1.7	7
MUL	20	1.31	3.5	12
HIG	21	1.31	5.0	12
CALL ⁽¹⁾	-	1.31	3.1	12

⁽¹⁾ no hubo dato

Cuadro 2. Entrada C al suelo de los RVs de los sistemas de estudio

Sistema / RVs	Maíz		Higuerilla		Cultivos+herbáceas		Total
	Raíz	aéreos	Raíz	Hojarasca	Raíz	RVs aéreos	
	C Mg ha ⁻¹						
T(M+C)	0.2	0.3			0.01	1.2	1.7
MUL	0.2	0.3	0.2		0.05	2.8	3.5
HIG			1.0		0.01	4.0	5.0
CALL	0.3	0.3	0.2		0.01	2.3	3.1

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El COS simulado con el RothC en los cuatro escenarios en el periodo de 1980 y 2040 se muestran en la Figura 1 y Cuadro 3. En el año 2020 en los escenarios HIG, MUL y CALL, el COS presentó una tendencia hacia un estado de equilibrio, es decir, las entradas de C al suelo fueron similares a las salidas en forma de CO₂ atmosférico. En el escenario T(M+C), los cambios de C fueron constantes y menores, en contraste, en los escenarios donde hubo cambio de uso de suelo, se presentó un desequilibrio en el C del suelo y posteriormente se observó una tendencia al estado de equilibrio. Según Nieto *et al.* (2010), los suelos pueden alcanzar un estado de equilibrio una vez que el manejo del suelo se ha mantenido por un periodo mayor a 30 años. Johnson *et al.* (1995) indicaron que el COS alcanza un nuevo equilibrio en algún periodo después de la adopción de la nueva práctica de manejo. Por su parte Hutchinson *et al.* 2007, mostraron que si el manejo agrícola promueve secuestro de C, este continuará hasta un estado de equilibrio asintótico tan largo en duración como el manejo no cambie y las condiciones de climáticas sean similares en el tiempo.

En el periodo de 1980 a 2040 el COS almacenado en los sistemas tuvo el siguiente orden: HIG>MUL>CALL>T(M+C), resultados que fueron consistentes con lo reportado por Nair *et al.* (2009). De acuerdo con estos autores, en general, el COS en los diferentes sistemas presenta el siguiente orden: forestales>agroforestales>plantaciones de árboles>cultivos. En el caso del COS almacenado en los sistemas con higuerilla en este periodo va de 0.2 a 1.3 (Cuadro 3), resultados que van de acuerdo con los reportados a escala mundial por Lal (2000) de 0.1 a 1.3 Mg ha⁻¹ año⁻¹. El orden en que alcanzan el estado de equilibrio en el suelo fue inverso al C secuestrado: T(M+C)>CALL>MUL>HIG (Figura 1), puede explicarse por el tiempo de conversión que según (Jenkinson y Rayner, 1977) se define como el movimiento del C orgánico (migración) a través de un volumen de suelo dado. El tiempo de conversión en el sistema T(M+C) fue de 7 años, en MUL de 6 y en HIG de 4, el valor más alto mostró la estabilización del C en el suelo y los más bajos una migración más rápida del C y por lo tanto indicó que el suelo está menos cerca al estado de equilibrio como se observa en la Figura 1 y el Cuadro 3.

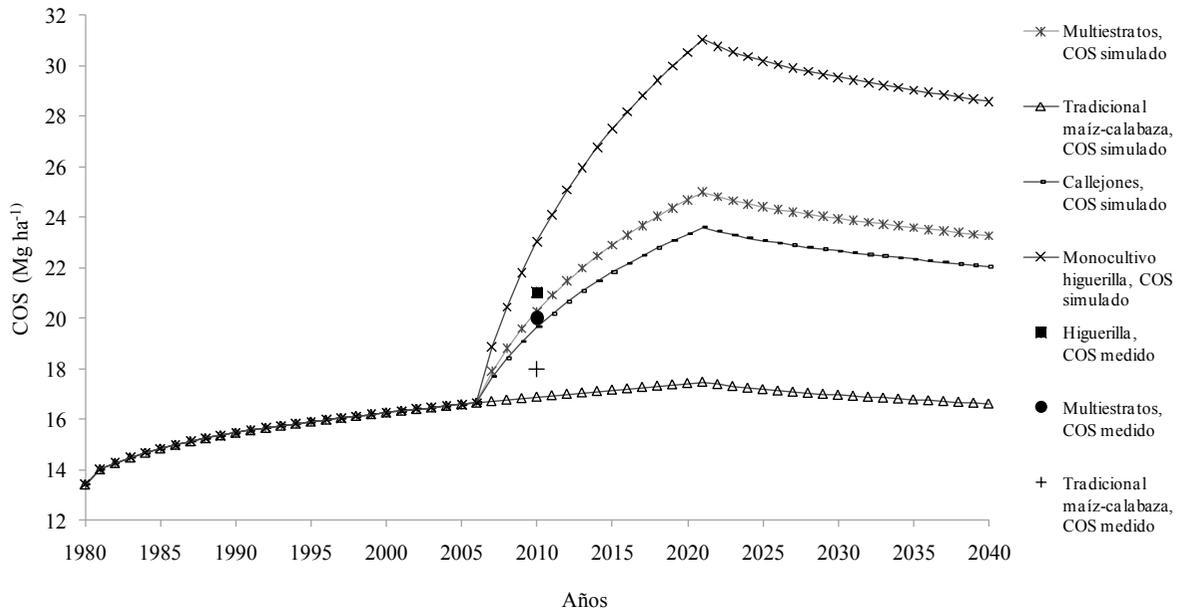


Figura 1. Contenido de C modelado con el RothC en los sistemas agroforestales, monocultivo de higuera y tradicional maíz- calabaza en un periodo de 60 años en Santa María Roalo, Oaxaca.

Cuadro 3. Incremento de COS ($\text{Mg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) en el suelo después de 6, 15 y 34 años en los sistemas simulados con RothC

Tiempo (años)/Sistema	Tradicional maíz-calabaza		Monocultivo higuera	
		Multiestratos	Callejones	
	$\text{Mg C ha}^{-1} \text{año}^{-1}$			
6	0.06	0.71	1.25	0.60
15	0.05	0.54	0.93	0.45
34	0.00	0.19	0.35	0.16

CONCLUSIONES

El COS simulado con el RothC en los cuatro escenarios, en el periodo de 1980 a 2040, presenta un comportamiento consistente en el tiempo: (a) al inicio de la simulación con el cambio de uso de suelo, del T(M+C) a los sistemas: MUL, CALL e HIG muestran un desequilibrio ocasionado por el cambio de uso de suelo, en el caso del sistema T(M+C) los cambios de C son constantes; (b) en el año 2020 en los sistemas HIG, MUL y CALL, el COS tiende a disminuir hacia un estado de equilibrio; y (c) posteriormente se observa que los suelos de los sistemas alcanzan un estado de equilibrio en el siguiente orden: T(M+C) > CALL > MUL > HIG.

(2) El COS en los sistemas tiene el siguiente orden: HIG > MUL > CALL > T(M+C) en el periodo de 1980-2040 y va de 0.2 a 1.3 $\text{Mg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, resultados que fueron consistentes con el potencial de COS almacenado en suelos en diferentes sitios del mundo.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada para llevar a cabo una estancia de investigación en la UACH y participar en el proyecto Nacional de Biocombustibles UACH-INIFAP.

BIBLIOGRAFÍA

- Arredondo, V. C. 2004. Evaluación de componentes tecnológicos para la producción de higuera *Ricinus communis* L. en Valles Centrales de Oaxaca. *Naturaleza y Desarrollo* 2: 5-16.
- Coleman, K., D. S. Jenkinson, G. J. Crocker, P. R. Grace, J. Klir, M. Korschens, P. R. Poulton, D. D. Richter. 1997. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3. *Geoderma* 81: 29-44.



- Coleman, K., D. S. Jenkinson. 2005. A model for the turnover of carbon in soil model description and windows users guide. IACR–Rothamsted. 43p.
- Comisión Nacional del AGUA (CNA). 2011. Estación: 00020209 Zimatlán de Álvarez. Normales Climatológicas 1971-2000. <<http://smn.cna.gob.mx/climatologia/normales/estacion/oax/NORMAL20209.TXT>>. Acceso en: 4 ene. 2011.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 1999. Carta Uso de suelo y vegetación modificado por CONABIO, escala 1 000000. Serie I (usv731mgw). México.
- Falloon, P., P. Smith, K. Coleman, S. Marshall. 1998. Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 1207-1211.
- González-Molina, L., J. D. Etchevers-Barra, F. Paz-Pellat, H. Díaz-Sánchez, M. H. Fuentes-Ponce, S. Covaleda-Ocón, M. Pando-Moreno. 2011. Performance of the RothC-26.3 model in short-term experiments in Mexican sites and systems. *Journal of Agricultural Science*. 149: 415–425.
- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 1995. Mapa edafológico. Escalas 1:250 000 y 1:1 000 000. México.
- Jenkinson, D. S., J. H. Rayner. 1977. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science* 123: 298-305.
- Johnson, M. G., E. R. Levine, J. S. Kern. 1995. Soil organic matter: Distribution, genesis, and management to reduce greenhouse gas emissions. *Water Air Soil Pollution* 82:593–615.
- Openshaw K. 2000. A review of *Jatropha curcas*: an oil plant of unfulfilled promise. *Biomass and Bioenergy* 19: 1-15.
- Hutchinson, J. J., C.A. Campbell, R. L. Desjardins. 2007. Some perspectives on carbon sequestration in agriculture. *Agricultural and Forest Meteorology* 142: 288–302.
- Kaonga, M. L., K. Coleman. 2008. Modelling soil organic carbon turnover in improved fallows in eastern Zambia using the RothC-26.3 model. *Forest Ecology and Management* 256: 1160–1166.
- Kuzyakov, Y., G. Domanski. 2000. Carbon input by plants into the soil. Review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163: 421–431.
- Lal, R. 2000. World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon. *Advances in Agronomy* 7: 145–191.
- Monreal, C. M., J. D. Etchevers, M. Acosta, C. Hidalgo, J. Padilla, R. M. López, R. M., Jiménez, L., A. Velázquez. 2005. A method for measuring above- and below-ground C stocks in hillside landscapes. 2005. *Canadian Journal of Soil Science* 85: 523-530.
- Air P. K., B.M. Mohan Kumar, V. D. Nair. 2009. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal Plant Nutrition of Soil Science* 172: 10–23.
- Nieto, O. M., J. Castro, E. Fernández, P. Smith. 2010. Simulation of soil organic carbon stocks in a Mediterranean olive grove under different soil-management systems using the RothC model. *Soil Use and Management* 26:118–125.
- Pérez, O. A., J. D. Etchevers, G. H. Navarro, E. R. Nuñez. 2000. Aporte de los residuos del cultivo anterior al reservorio de nitrógeno en tepetates. *Agrociencia* 34: 115-125.
- Ruiz. V. J. 1998. Zonificación agroecológica del maíz de temporal en los Valles Centrales de Oaxaca. Determinación del potencial productivo. *Terra Latinoamericana* 16: 269-275.

MINERALIZACIÓN DEL BIÓXIDO DE CARBONO EN MEJORADORES ORGÁNICOS ELABORADOS CON BASE A RESIDUOS DE *Lupinus montanus* Kunth

Ortiz Pilar Lourdes^{1*}, Espinosa Hernández Vicente², Quintero Lizaola Roberto², Benedicto Valdés Gerardo Sergio² y Díaz Vargas Prócoro³

¹Estudiante de Postgrado. Programa de Edafología. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. guerrero.pilar@colpos.mx

²Profesor investigador. Programa de Edafología. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo.

³Profesor investigador. Departamento de Suelos. Universidad Autónoma Chapingo.

*Autor responsable: pilarlourdes_go@hotmail.com; 595 102 78 45

RESUMEN

Con la finalidad de estudiar la mineralización de mejoradores orgánicos de *lupinus*, se estableció un ensayo de incubación durante 58 días en condiciones controladas de humedad y temperatura, para lo cual se realizaron mezclas de suelo tipo franco arenoso en combinación con mejoradores orgánicos de *Lupinus montanus* Kunth en verde (Av) en relación 40 % (p/p), en compost maduro (Cm) relación 50 % (p/p) y vermicompost maduro (Vc) relación 50 % (p/p). Los resultados obtenidos indicaron que Av presentó un mayor desprendimiento de CO₂, mientras que el Cm y el Vc presentaron menor acción de la biomasa microbiana, esto se puede atribuir a que los mejoradores orgánicos presentaban distintas etapas de descomposición. Los organismos del suelo al ir descomponiendo la MO van liberando elementos minerales que constituyen la base de la nutrición vegetal, de esta manera la actividad biológica está en una relación estrecha con la fertilidad, por lo que parámetros vinculados a la primera han sido propuestos como indicadores apropiados de la actividad. Entre los parámetros propuestos como indicadores de la actividad biológica del suelo y sus modificaciones se tienen: la producción de CO₂, el carbono o el N unido a la biomasa microbiana y la actividad de las enzimas del suelo (Ajwa *et al.*, 1998).

PALABRAS CLAVE

Respiración, madurez, descomposición.

INTRODUCCIÓN

La materia orgánica (MO) es definida por la totalidad de sustancias orgánicas presentes en el suelo que pueden proceder de residuos vegetales y animales en diferentes estados de transformación, tejidos de microbios, exudados radicales, aportes orgánicos externos, biomasa del suelo y productos resultantes de su senescencia y metabolismo (Labrador, 2003). Un aporte orgánico externo de la MO es el compost y vermicompost, los cuales tienen un proceso biooxidativo de los residuos orgánicos en condiciones estrictamente controladas de temperatura, humedad y aireación donde participan diferentes grupos microbianos dependiendo de la etapa y del proceso (Velasco *et al.*, 2004).

El vermicompost es una alternativa que incluye lombrices como organismos macro descomponedores en la biooxidación y estabilización de la MO por la acción metabólica de las lombrices y los microorganismos, debido a su capacidad de descomponerla y reciclar nutrientes (Spurgeon *et al.*, 1994). Por otro lado García *et al.* (2002), mencionan que los abonos verdes pueden constituir una práctica económica y viable para sustituir parcial o totalmente las necesidades de fertilizantes minerales. La cobertura proveída por los abonos verdes puede ser sumamente importante para la conservación del suelo.

Según un estudio del Centro de Estudios, Análisis y Documentación de Uruguay, los abonos verdes entregan muchos beneficios a la hora de mejorar y proteger los suelos para cultivos, tales como: aporte en nutrientes, incremento en la actividad biológica, evitan la pérdida de humedad de los suelos, entre otras (Ampuero, 2012). En un estudio realizado por Franchini *et al.* (2007) en donde emplean *lupinus* y paja de trigo como cultivos de

cobertura detectaron diferencias en bióxido de carbono (CO_2) del suelo, identificándose poco después de la adición de *lupinus* al suelo ya que estimula la actividad microbiana más rápido que la paja de trigo.

Al respecto, la evolución de CO_2 es un parámetro ligado al manejo de materiales orgánicos, el cual representa una medición integral de la respiración del suelo, conocida como respiración edáfica basal (respiración de las raíces, fauna del suelo y la mineralización del carbono a partir de diferentes pools de carbono de suelo y desechos), es decir, representa la estimación de la actividad microbiana (García y Rivero, 2008).

En el entendido de que la mineralización de un sustrato orgánico por medio del proceso de respiración aeróbica tiene como productos principales al CO_2 y agua (H_2O), el objetivo principal de este trabajo fue estudiar la evolución de CO_2 en mezclas de suelo con diferentes mejoradores orgánicos elaborados con *lupinus* y analizar las variaciones que presentan las propiedades químicas medidas al inicio y al final de la medición de CO_2 .

MATERIALES Y MÉTODOS

Para el desarrollo de este trabajo se utilizó suelo de tipo franco-arenoso en combinación con compost de *Lupinus montanus* Kunth (Cm) en relación 50 % (p/p), vermicompost de la misma especie de *lupinus* (Vc) relación 50 % (p/p), y *lupinus* verde (Av) en relación 40% (p/p). Para evaluar los índices de madurez de los compost se realizó la prueba de fitotoxicidad. Los análisis necesarios se realizaron en el laboratorio de física de suelos del Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo.

Al inicio y al final de la incubación en medio cerrado descrito por Anderson (1982) se determinó para cada una de las muestras: pH (extracto acuoso relación 1:2) (Ansorena, 1994); conductividad eléctrica (extracto 1:5) mediante conductivímetro (Ansorena, 1994); las constantes de humedad (capacidad de campo, CC) y punto de marchitez permanente (PMP)), mediante la olla y membrana de presión (Richards, 1947), respectivamente, y con dichos valores se obtuvo la curva de retención de humedad aplicando el modelo de Palacios (1980); contenidos de MO (Walkley y Black, 1934), C-orgánico con base en los resultados de la MO, para lo cual se utilizó el factor de Van Bemmelen=1.724; y N por el método de Kjeldahl (1883). La variable principal evaluada en el experimento fue la respiración microbiana estimada como un método indirecto para medir la actividad de la microbiota de los sustratos. Se usó el método de incubación en medio cerrado con 5 mL de NaOH 1N descrito por Anderson (1982).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Producción de Bióxido de Carbono (CO_2)

La producción de CO_2 se relaciona estrechamente con el carbono orgánico del material y por consiguiente con la MO. En el presente trabajo se observó que el carbono orgánico decreció ligeramente a través del tiempo conforme decreció la liberación de CO_2 en las mezclas; así mismo la MO mostró la misma tendencia.

En los primeros días de las incubaciones se observan las mayores variaciones, producto del trabajo de los microorganismos ante la presencia de un material reciente y rico en sustancias fácilmente degradables como proteínas y azúcares que varían con el tipo de material (Lerch *et al.*, 1992).

Los incrementos registrados se concentraron básicamente en los primeros 10 días posteriores a la incorporación; esto se vincula a la degradación inmediata de las fracciones orgánicas lábiles presentes en el material añadido, con la consecuente producción de energía para el crecimiento de los microorganismos (Rivero y Hernández, 2001).

A medida que transcurre la incubación, los sistemas comienzan a entrar en la etapa de estabilidad en cuanto el material añadido de fácil degradación comienza a agotarse y, por lo tanto, el número de microorganismos disminuye al igual que el desprendimiento de CO_2 . En la Figura 1 se observa el desprendimiento promedio de CO_2 que generan los diferentes materiales que se incubaron.

La cantidad de C- CO_2 desprendido por la actividad biológica de las mezclas incubadas durante un período de 58 días como se aprecia en la Figura 1 con la aplicación del residuo fresco provoca un incremento de la respiración respecto al Cm y Vc.

En la Figura 1 se observa un repunte en el día 37, ya que al reponer la humedad perdida se reactivó la actividad microbiana, y por lo tanto la producción de CO_2 . Jamieson *et al.* (1999) mencionan que la

disponibilidad de agua es la principal restricción de crecimiento vegetal y procesos microbianos de mineralización.

Los residuos orgánicos frescos poseen un efecto mayor sobre la MO mediante procesos de mineralización y humificación, pero principalmente en el corto plazo (Galantini y Suñer, 2008).

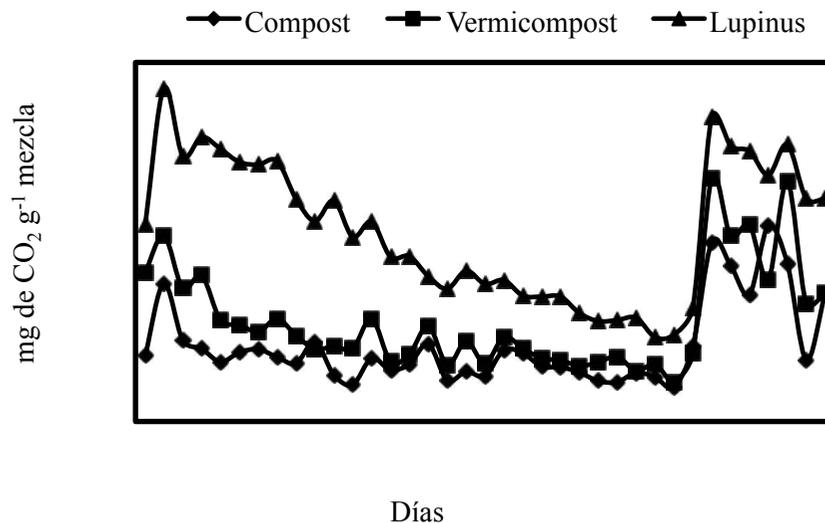


Figura 1. Desprendimiento de C-CO₂ en diferentes materiales.

Relación Carbono-Nitrógeno (C/N)

La relación C/N es un parámetro que evaluará el grado de mineralización de los mejoradores orgánicos; la relación C/N ideal para un compost totalmente maduro es cercano a 10, similar a la del humus.

En el Cuadro 1 se observa que el Av es el material que tiene una relación C/N mayor al inicio de la incubación comparado con los otros dos, a medida que se va descomponiendo el material va disminuyendo el C liberándose en forma de CO₂ y el N va siendo utilizado por los microorganismos como fuente de energía.

Durante la incubación se produjo actividad microbiana por los restos que quedaban fácilmente atacables. Después de los 58 días disminuye la actividad al ir quedando los restos más estables. Por lo que en el caso del Cm y el Vc su cambio fue muy pequeño, ya que el material que se tenía que descomponer se fue degradando en el proceso de compostaje quedando muy poco para ser aprovechado por los microorganismos.

Durante la mineralización de los materiales que contienen poco N en Cm y Vc la proporción C:N tiende a disminuir con el tiempo, mientras que Av al ser aplicado en verde tiene sus tejidos jóvenes y succulentos y se metabolizan más rápidamente que los tejidos de plantas maduras. Conforme la planta envejece, su composición química cambia; el contenido de N, proteínas y sustancias solubles en agua desciende y aumenta la proporción de celulosa, lignina y hemicelulosa. Las fracciones solubles en agua contienen los componentes vegetales menos resistentes, siendo por lo tanto, la primera en ser metabolizada. Por lo tanto, en los tejidos en los cuales del 20 al 30 % de la materia seca es soluble en agua, la descomposición se lleva a cabo rápidamente.

El Av al ser una leguminosa posee mayor contenido de N comparado con otras plantas como las gramíneas, teniendo las primeras una relación C/N baja, los materiales con menor relación C/N se descomponen alrededor de un 50 % más deprisa que los deficientes en N. Esto constituye un importante principio en la utilización de los abonos verdes. La vegetación joven, envuelta en el suelo, se descompondrá con mayor rapidez, liberando N utilizable mucho antes que los residuos maduros de las cosechas.

Cuadro 1. Parámetros medidos al inicio y al final de la incubación

	Inicio	Final		Inicio	Final
	C/N			MO	
Cm	12.66	12.19	Cm	17.11	15.58
Vm	11.53	11.41	Vm	20.32	18.84
Av	21.16	17.86	Av	68.58	30.41
	pH			C-orgánico	
Cm	8.16	8.27	Cm	9.93	9.06
Vm	7.9	7.767	Vm	11.79	10.96
Av	5.19	7.887	Av	39.78	17.68
	C.E. (dS m-1)			N	
Cm	2.558	2.997	Cm	0.78	0.74
Vm	2.808	3.853	Vm	1.04	0.96
Av	1.307	2.474	Av	1.88	0.99

Humedad del suelo

Al realizar la curva de retención de humedad se caracteriza la capacidad del suelo para retener humedad contra potenciales negativos. La Vc presentó mayor porcentaje de retención de humedad en todas las presiones ejercidas aún en PMP (15 bar) y la mezcla que menos retuvo humedad fue Av.

Cuando las mezclas se sometieron a CC (0.3 bar) se observó que Cm y la Vc mostraron una humedad similar 93.51 % y 97 % de humedad respectivamente, mientras que el Av fue de 52 %. En cambio, cuando se incrementa la tensión (15 bar) el mayor porcentaje de humedad se registró en el Vc (47.77 %), mientras que el Av siguió siendo el más bajo con 35.17 % y Cm presentó un comportamiento parecido a este último con 35 %.

El Av fue la mezcla que tuvo menor contenido de MO y como consecuencia menor humedad aprovechable. La curva de retención de humedad de Cm es más sensible a las variaciones de presión, presentando un rango de humedad más amplio en comparación con las otras dos, con 58.46 %; mientras que Av, con cambios en la presión no varía mucho la humedad, siendo su humedad aprovechable de 16.84 %. (Figura 2).

Carbono Orgánico

Con base en los resultados de la MO antes y después de la incubación, se determinó el C-orgánico utilizando el factor de Van Bemmelen=1.724.

El Av al ser el material con componentes de fácil descomposición, al tener C fácilmente mineralizable favorece el crecimiento de la biomasa microbiana reflejándose en una mayor pérdida de carbono en forma de CO₂. A medida que progresa la mineralización, la biomasa microbiana tiene menos C cuantitativamente a su disposición, por lo que la actividad disminuye, si no hay nuevos aportes.

Como se aprecia en la Figura 3, el contenido de MO en Av disminuyó de manera significativa con el tiempo de incubación, como consecuencia del proceso de mineralización que se producen cuando este tipo material se incorpora en el suelo (Tate, 1987). Al final de la incubación al ser el Av con mayor producción de CO₂ tuvo mayor pérdida de Carbono, disminuyendo hasta un 55.65 % de M.O; mientras que el Cm y el Vc al tener residuos de más difícil descomposición, el ataque microbiano a la MO es más complejo y es menor la bioxidación de los compuestos más disponibles para los microorganismos y por lo tanto, la disminución de la MO es poca, disminuyendo 8.93 y 7.26 % respectivamente.

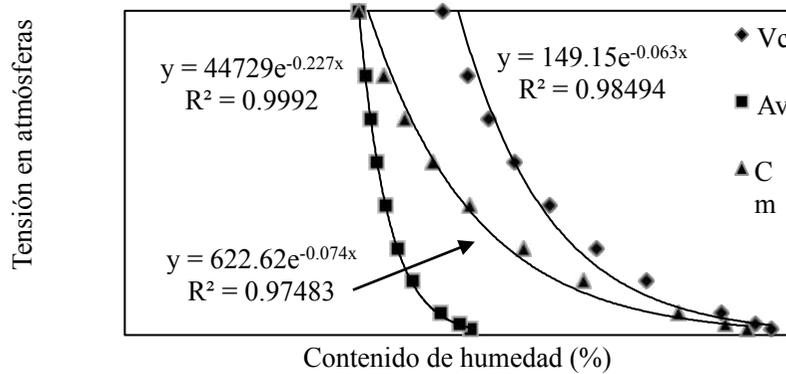


Figura 2. Curvas de tensión de Humedad

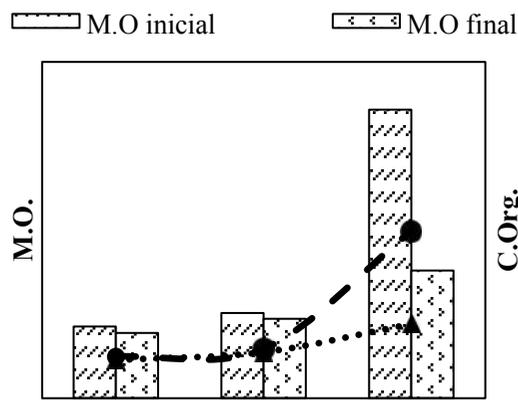


Figura 3. MO y Carbón Orgánico.

Nitrógeno Total

La descomposición de la MO genera una elevada demanda de N, ya que los hongos y bacterias que intervienen en su transformación tienen relaciones C/N mucho más bajas que la MO que consumen. Por ello se puede predecir que la MO con contenidos altos de N se descompondrá más rápidamente, al favorecer el crecimiento microbiano (Porta, 2003). Como se observa en el Cuadro 1, el Av fue el material que tuvo mayor N al inicio de la incubación con 1.88 % fue el que se descompuso más rápido, y el N fue consumido por los microorganismos y por eso disminuye en mayor medida al final de la incubación.

El Cm fue el tratamiento que tuvo menores pérdidas de N después de la incubación, debido a que fue el material que tuvo menor actividad microbiana contrario al Av que antes de la incubación era el que presentaba mayor porcentaje de este nutriente y al final de los 58 días disminuyó drásticamente por su gran actividad.

CONCLUSIONES

Los residuos orgánicos compostados y estabilizados son usados preferentemente debido a que ellos además de constituir una fuente de nutrientes disponibles para las plantas y la microflora, contribuyen a disminuir los problemas asociados a las sustancias orgánicas tóxicas que son eliminadas durante el proceso de compostaje.

Es recomendable utilizar sobre la planta un compost maduro que un residuo poco transformado o inmaduro, ya que estos pueden producir toxicidad, inmovilización de N o contaminación con patógenos. Por otra parte, el compost es una alternativa orgánica donde los patógenos son eliminados en el proceso de compostaje.

Con un residuo fresco se puede promover la degradación de la MO por la fuerte actividad microbiana que el residuo provoque, ya que el N puede ser inmovilizado a través de la incorporación en los tejidos microbianos, siendo temporalmente no disponible para las plantas.

Además que los mejores orgánicos con un proceso de compostaje permite retener mayor humedad y evita una pérdida excesiva de MO y N, y hace que estén disponibles para las plantas.

BIBLIOGRAFÍA

- Ajwa H., A., C. W. Rice, and D. Sotomayor. 1998. Carbon and Nitrogen Mineralization in Tallgrass Prairie and Agricultural Soil Profiles. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:942-951.
- Anderson, J. P. E. 1982. Soil respiration. 831–871 p. *In*: A. L. Page and R. H. Miller (Eds.). *Methods of soil analysis, Part 2. Chemical and microbiological properties*, 2nd Ed. Agronomy Monograph No. 9, ASA–SSSA, Madison.
- Ansorena, J. 1994. *Sustratos*. 172 p. Mundi-Prensa, Madrid, España.
- Ampuero R. C. 2012. Lupino amargo, abono verde que ha dado excelentes resultados. <http://www.campocoop.cl/>
- Franchini J.C., C.C. Crispino, R.A. Souza, E. Torres, M. Hungria. 2007. Microbiological parameters as indicators of soil quality under various soil management and crop rotation systems in southern Brazil. *Soil & Tillage Research* 92:18–2.
- Galantini J. A. y L. Suñer. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. *Agriscientia* 25:41-55.
- García A. y C. Rivero. 2008. Evaluación del carbono microbiano y la respiración basal en respuesta a la aplicación de lodo papelerero en los suelos de la Cuenca del Lago de Valencia, Venezuela. *Rev. Fac. Agron.* 34:215-229.
- García M., M. Álvarez y E. Treto. 2002. Estudio comparativo de diferentes especies de abonos verdes y su influencia en el cultivo del maíz. *Cultivos tropicales*. 23:19-30.
- Jamieson, N., Monaghan, R. y Barraclough, D. 1999. Seasonal trends of gross N mineralization in a natural calcareous grassland. *Global change Biology*, Vol. 5 (4):423-431.
- Kjeldahl, J. 1883. A new method for the determination of nitrogen in organic matter. *Zeitschrift für Analytische Chemie*. 22: 366.
- Labrador J. 2003. La material orgánica, base de la fertilización en agricultura ecológica. P. 110. In Jorge de las Heras, Concepción Fabeiro, Ramón Meco.
- Lerch R. N., K. A. Barbarick, L. E. Sommers y D. G. Westfall. 1992. Sewage sludge proteins as labile carbon and nitrogen sources. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 56:1470-1476.
- Palacios V. E. 1980. Estimación de los requerimientos de agua de los cultivos para conocer el cuándo y cuánto regar. Departamento de Irrigación, Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo, México.
- Porta J. C. 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. p. 929. In. Mundi-Prensa Libros (Ed).
- Richards, L. A. 1947. Pressure-membrane apparatus-construction and use. *Agricultural Engineering* 28: 451-454.
- Rivero C. y E. Hernández. 2001. Efecto de la aplicación de dos tipos de compost en la evolución de CO₂ y la actividad de fosfatasa en un suelo inceptisol. *Venesuelos*. 9:24-32.
- Spurgeon D. J., S. P. Hopkin y D. Jones. 1994. Effects of cadmium, copper, lead and zinc on growth, reproduction and survival of the earthworm *Eisenia foetida* (Savigny): assessing the environmental impact of point-source metal contamination in terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*. 84:123-130.
- Tate, R. L. 1987. Soil organic matter. p. 291. Biological and ecological effects. Wiley, New York
- Velasco V., J. B. Figueroa, R. Ferrera, A. Trinidad y J. Gallegos. 2004. CO₂ y dinámica de poblaciones microbianas en composta de estiércol y paja con aireación. *TERRA Latinoamericana*. 22:307-316.
- Walkley, A. and I. A. Black. 1934. An Examination of Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil Sci.* 37:29-37.

LÍNEA BASE DE CARBONO EN UN SUELO ESTABLECIDO CON EL SISTEMA MILPA INTERCALADA CON ÁRBOLES FRUTALES (MIAF)

Hernández F.J.^{1*}, Etchevers J. D.², Hidalgo C.², Padilla J.², Saynes V.² y Cortés J. I.³

¹ Estudiante de Maestría en Ciencias, Programa de Edafología, Colegio de Postgraduados, Km 36.5, Carretera México-Texcoco, Montecillo. C.P 56230, México.

² Colegio de Postgraduados, Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental, Km 36.5, Carretera México-Texcoco, Montecillo. C.P 56230, México.

³ Colegio de Postgraduados, Productividad Agrícola, Km 36.5, Carretera México-Texcoco, Montecillo. C.P 56230, México.

* Autor responsable: hernandez.francisco@colpos.mx

RESUMEN

Hay cierto consenso en cuanto que el cambio climático está afectando la producción agrícola en ciertas regiones del planeta. Para minimizar el impacto del cambio es preciso diseñar tecnologías que ayuden a la mitigar este fenómeno y adaptar los cultivos a las nuevas condiciones. Las tecnologías que se propongan no deben producir daño al medio ambiente, esto es deben ser sustentables. Una de estas es el Sistema Milpa Intercalado con Árboles Frutales (MIAF), sistema agroforestal de cultivo intercalado, constituido por tres especies, el árbol frutal (epicultivo), el maíz (mesocultivo) y frijol u otra especie comestible. El MIAF está orientado preferentemente a resolver el problema de la alimentación de los pequeños productores, a capturar carbono reducir la erosión e incrementar los ingresos y el bienestar familiar. Este sistema ayuda a mejorar el suelo porque permite la incorporación de materia orgánica (MO) y se supone que retiene una parte del carbono que contiene contribuyendo así a mitigar el efecto de las emisiones globales principalmente del CO₂ y simultáneamente, cuando empleado en terrenos de ladera, las barreras de árboles ayudan a controlar de erosión y degradación del suelo. El propósito final de este trabajo es cuantificar el carbono (C) almacenado en el suelo al momento de establecer el sistema MIAF en condiciones de ladera para utilizar esa información como la línea base para futuros trabajos, que permitan estimar el C capturado (C incremental). Este estudio se desarrolló en la Unión Ramal Santa Cruz ubicada en Municipio de la Concordia, Chiapas, (15° 56' 04.81'' y 15° 45' 29.80'' de latitud norte y de 92° 53' 47.73'' y 93° 00' 36.92'' de longitud oeste) en la parte media de la cuenca de Río Custepec, entre altitudes de 637 a 1,677 msnm. El muestreo inicial se realizó del 15 al 28 de agosto del 2011 en 29 parcelas que se establecieron con el sistema MIAF (13 con limón persa y 16 con aguacate Hass), en cuatro condiciones de pendientes. Se colectaron muestras de suelo a tres profundidades de 0 a 5, 5 a 10 y 10 a 30 cm. Las muestras se secaron al aire, tamizaron y se les determinó C por combustión seca. Los resultados de C en los primeros 5 cm de profundidad de los suelos con limón persa y aguacate Hass varió entre 2.6 % y 3.5 %, y a medida que aumentaba la profundidad el porcentaje de C disminuía. Lo cual indica que hay potencial de incrementar el C en estas profundidades del perfil. En la profundidad 0 a 30cm de los sitios establecidos con aguacate se encontró la mayor cantidad de C (58.4 Mg ha⁻¹ C), valor que contrasta con los 38.2 Mg ha⁻¹ medido en las parcelas con limón persa. Estos valores pueden ser considerados como la línea base de C para cada sistema unió de estos en la zona de laderas de Custepec. Se espera que con el tiempo y el aumento de la biomasa de los arboles frutales, rastrojos y otros arbustos, el secuestro de C sea cada vez mayor.

PALABRAS CLAVE.

Sumidero de carbono, agroforestería, Chiapas.

INTRODUCCIÓN

La captura y el secuestro de C se han convertido temas que son parte de los estudios del medio ambiente global. Se asocian con el cambio climático global, fenómeno provocado por el aumento de gases de efecto invernadero, en especial el dióxido de carbono (CO₂), en la atmósfera (Gay y Martínez, 1995). Según Garduño (2004), el CO₂ es el principal gas que contribuye al incremento de la temperatura atmosférica, por su capacidad

de absorber radiaciones electromagnéticas de longitudes de onda corta. Estudios recientes (IPPC, 2007) proyectan que las temperaturas medias del planeta pudiesen alcanzar incrementos de entre 1.4 y 5.6 °C, superiores a las previsiones de 1 a 3.5 °C hechas con anterioridad (IPCC, 2001). Se estima que aproximadamente 50% del calentamiento del planeta es de origen antropogénico y que una parte importante atribuida proviene de actividades relacionadas con la agricultura (aproximadamente 30%).

Como una contribución a la disminución del CO₂ atmosférico se ha propuesto la acumulación en el suelo de C proveniente de la fotosíntesis de las plantas (captura o secuestro). El suelo es un sumidero natural del C y actúa como reservorio, mitigando así los efectos del cambio climático (Arnalds, 2004; Etchevers *et al.*, 2006). A nivel mundial se considera que aproximadamente 30 % del total de las emisiones están relacionados con la actividad agrícola, principalmente debido al cambio de uso del suelo y a la deforestación. En México, el Instituto Nacional de Ecología reporta que las emisiones del sector agropecuario-forestal han sido estimadas en aproximadamente (20%) (INE-SEMARNAT. 2009), siendo el cambio de uso del suelo el principal agente, porque al desaparecer la vegetación arbórea los residuos orgánicos acumulados en el suelo y en la superficie de la tierra quedan desprotegidos y expuesto a la oxidación. La erosión del suelo es un fenómeno estrechamente ligado al fenómeno del cambio de uso de éste, en especial, en terrenos de ladera. Según Schulze *et al.* (2000), la contribución del CO₂ al ambiente atribuible a esa vía, sería mayor que la captura que pueda realizar una plantación forestal nueva, generándose un flujo neto de este gas hacia la atmósfera.

En el estado de Chiapas, México, el uso del suelo era originalmente forestal, pero con el paso del tiempo ha ido cambiando hacia la producción de café y producción de cultivos agrícola, en especial maíz. Las áreas explotadas se ubican en laderas con elevada pendiente (de 10 a 80%), donde se practica una agricultura de tipo tradicional, con escaso uso de recursos externos y limitada productividad. De acuerdo con Acosta (2003), la modificación de las tecnologías tradicionales, como es la implantación de sistemas agroforestales con árboles frutales intercalados con cultivos anuales (MIAF) y la labranza de conservación, práctica que deja los residuos de cosecha en el terreno, crean una condición potencial para secuestrar carbono. Swift (2001) comentó que el suelo tiene la capacidad de acumular C y retenerlo por largos periodos de tiempo, fenómeno conocido como secuestro de carbono.

El sistema MIAF es una opción para los pequeños productores campesinos; en particular, para aquellos pertenecientes a etnias que poseen tierras comunales o pequeñas propiedades, este sistema constituido por tres especies, el árbol frutal (epicultivo), el maíz (mesocultivo) y frijol u otra especie comestible, de preferencia leguminosa (sotocultivo) en intensa interacción agronómica, genera granos (maíz y frijol en este caso) como elementos estratégicos para la seguridad alimentaria de las familias rurales, incrementa de manera significativa el ingreso neto familiar, incrementa el contenido de materia orgánica del suelo, controla la erosión hídrica del suelo y con ello logra un uso más eficiente del agua de lluvia en el corto, mediano y largo plazos (Cortes *et al.*, 2005).

Este estudio se realizó con el objetivo de obtener información de la cantidad de C almacenada en el suelo al momento del establecimiento del sistema MIAF (línea base). Esta información servirá como referencia para determinar la acumulación de C en el tiempo.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se realizó en el territorio manejado por la Unión Ramal Santa Cruz ubicada en el Municipio de la Concordia, Chiapas, (15° 56' 04.81'' y 15° 45' 29.80'' de latitud norte y de 92° 53' 47.73'' y 93° 00' 36.92'' de longitud oeste) dentro de la parte media de la cuenca de Río Custepec, entre altitudes de 637 a 1,677 msnm. El clima característico de la región, se clasifica como cálido subhúmedo con lluvias en verano, es el más seco de los subhúmedos (Aw2) y el semicálido subhúmedo con lluvias en verano (García, 1973). Los suelos dominantes de la región Custepec son; Acrisoles, Fluvisoles y Litosoles.

En total de sitios seleccionados para experimentar con el MIAF en la región fueron 29, de los cuales 13 se habían recientemente establecido con Limón Persa y 16 con Aguacate Hass. La hilera de árboles frutales estaban separadas a 10.6 m y en entre las hileras se estableció maíz (hibrido Pionner o criollo). El muestreo de suelo se realizó en las parcelas con el sistema MIAF, mismas que se cuentan con diferentes números de terrazas. En cada terraza se tomaron, al azar 15 muestras simples en las profundidades 0 a 5 y 5 a 10cm, pero en la profundidad 10 a 30cm se colectaron sólo 5 muestras. La submuestras de cada capa y parcela se mezclaron para tener una

muestra única compuesta por cada incremento de profundidad. Para coleccionar las muestras se usó el método de zig-zag.

Las muestras se depositaron en bolsas de plásticos, se identificaron y se llevaron al Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental del Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, donde se secaron al aire a temperatura ambiente, se molieron y se tamizaron a través de una malla 10 (2mm). La densidad aparente se estimó para cada profundidad, empleando el volumen de la barrena cilíndrica empleada para obtener las muestras y el incremento de profundidad.

Para la determinación del C en el suelo, se tomó una submuestra representativa de aproximadamente 2 g de suelo, se molió hasta pasar íntegramente la malla 100. Antes del análisis las muestras se colocaron a secar a una temperatura de 105 °C por aproximadamente 2 horas. La determinación de C se hizo por combustión seca en un analizador automático de C, Shimadzu TOC 5000-A. (Etchevers *et al.* 2005).

Para calcular la cantidad de carbono de cada muestra (Protocolo No.: Inv-009) se usó la siguiente fórmula:

$$C (\text{Mg ha}^{-1}) = \% C * P * \text{Da.}$$

donde:

% C: porcentaje de C medido en el laboratorio

P: masa de suelo en una profundidad determinada.

Da: densidad aparente del suelo en la profundidad correspondiente.

La cantidad de C de cada parcela se determinó calculando el promedio C (Mg ha⁻¹) de las muestras individuales correspondientes a cada profundidad. Después esos promedios se sumaron para obtener la cantidad media de C en el suelo en cada incremento y en la profundidad 0 a 30 cm.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el Cuadro 1 presentan los porcentajes promedio de C para cada incremento de profundidad de todas las terrazas establecidas con cada tipo de frutal. El porcentaje de C disminuyó a medida que la profundidad era mayor. Así en los primeros 5 cm de espesor el limón persa tuvo casi 12 Mg ha⁻¹ de C acumulado, pero en los últimos 20 cm explorados (profundidad de 10 a 30 cm) éste alcanzó a 16.8 Mg ha⁻¹ lo que da un promedio de aproximadamente 4.2 Mg ha⁻¹ por cada incremento de 5 cm. El total de C acumulado los primeros 30 cm en las parcelas cultivadas con maíz y limón persa suma 38.2 Mg ha⁻¹. La situación en las parcelas establecidas con aguacate es superior en cuanto a las toneladas de C en esa profundidad, ya que estas alcanzaron a 58.4 Mg ha⁻¹, esto es aproximadamente un 50% superior que es el caso del limón persa. Sin embargo la tendencia es la misma, es decir, una mayor concentración en los primeros 5 cm (17.6 Mg ha⁻¹) y cerca de 6.6 Mg ha⁻¹ en los 5 cm inferiores de exploración (25 a 30 cm).

Cuadro 1. Porcentaje de C, densidad aparente y C acumulado en el suelo en parcelas con limón persa y aguacate Hass en la región Custepec, Chiapas.

Tipo de frutal	Profundidades Cm	C %	Da g cm ⁻³	C Mg ha ⁻¹
Limón persa	0-5	2.6	0.91	11.9
	5-10	1.9	0.97	9.5
	10-30	1.1	0.75	4.2
	0-30			38.2
Aguacate hass	0-5	3.5	1.02	17.6
	5-10	2.7	1.08	14.3
	10-30	1.5	0.89	6.6*
	0-30			58.4

* Valor correspondiente a cada incremento de 5cm. La acumulación total en la profundidad 10 a 30 cm fue 16.8 y 26.5 Mg de C ha⁻¹, para limón y aguacate, respectivamente.

En la Figura 1 se grafican los promedios anteriores y se ve claramente como el C disminuye con la profundidad.

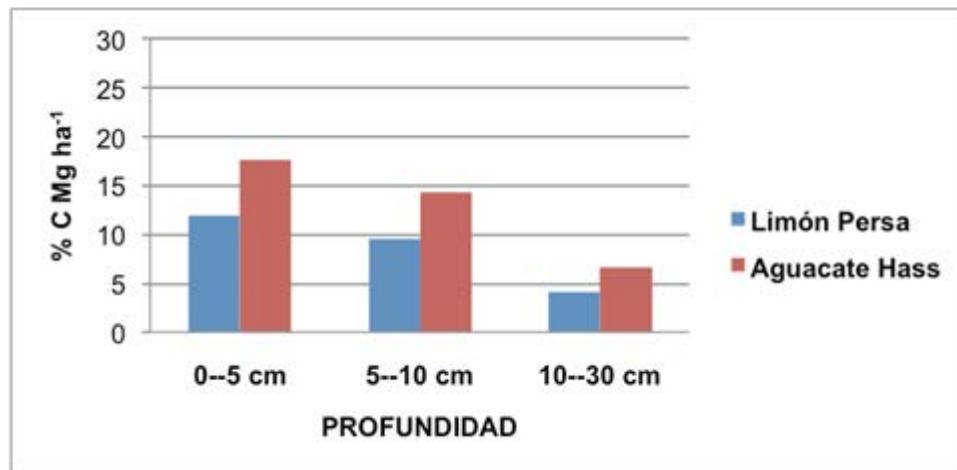


Figura 1. Carbono (Mg ha⁻¹) en las diferentes profundidades de suelo, en sitios de Aguacate Hass y Limón Persa en la región Custepec, Chiapas.

Una de las razones por que disminuye el C a mayor profundidad es, por la menor concentración de raíces y entrada de restos vegetales, entre otros factores. También por que en los terrenos no se emplea el arado por la dificultad provocada por las pendientes

El sistema MIAF establecido en esta región de Chiapas consiste en una combinación de cultivos anuales (maíz y frijol, principalmente) con barreras o muros vivos constituida por árboles frutales: Limón Persa y Aguacate Hass. Las barreras se ubican a 10.6 m entre si y el terreno entre éstas no se barbechan, todo el residuo de la cosecha (rastrojo, paja de frijol, pastos, hierbas y las podas de los frutales) se depositan al pie de las hileras de los árboles, de tal manera que con el tiempo llegue a formar una terraza, al mismo que la facilidad con que se ejecuten las labores normales de las parcelas irán aumentando y la pendiente entre hilera e hilera de los árboles disminuyendo. Esto ayudará a los productores a tener un mejor manejo especialmente de las labores manuales, así como también, ayudará a reducir la erosión del suelo. Con la nueva topografía que se está creando se favorecerá la acumulación de humedad, mientras que los residuos de las cosechas irán aportándole elementos esenciales a las plantas frutales, y se producirá una acumulación de C en las hileras de los frutales.

Una ventaja adicional del sistema es que se espera una mejoría de la biomasa promedio de maíz acumulada en cada uno de los sitios. Se observó que en la presente cosecha produjo mayor biomasa de maíz en las parcelas plantadas con limón (4,700 Kg ha⁻¹), con una producción cercana a los 1100 Kg ha⁻¹ de grano. En el caso de las parcelas establecidas con aguacate, la biomasa de maíz alcanzó a 3,700 Kg ha⁻¹ y la producción de grano fue de sólo 980 Kg ha⁻¹ de grano. Agronómicamente, podemos decir que en el lugar existe un potencial mayor de producción de grano, ya que los índices de cosecha (IC) fueron muy bajos (aproximadamente de 0.25), cuando los IC esperados para los maíces híbridos es de aproximadamente 0.45. Este resultado es un indicador claro que la variedad y las prácticas culturales (fertilización, fecha de siembra, control de malezas, etc) no fueron adecuadas. (Cuadro 2).

Cuadro 2. Biomasa, Grano e Índice de cosecha promedio del maíz, por parcela, en los sitios con Limón Persa y Aguacate Hass en la región Custepec, Chiapas.

Sitios	Biomasa promedio kg ha ⁻¹	Producción promedio grano kg ha ⁻¹	Índice de cosecha
Limón persa	4699	1142	0.2418
Aguacate hass	3698	981	0.2690

CONCLUSIONES

Las cantidades de C acumulado en los primeros 30 cm de suelo en el sistema MIAF establecido con limón y aguacate en la región de Custepec fueron 38 y 58 Mg ha⁻¹, respectivamente. Dichos valores se consideran adecuados si se comparan con los encontrados en otras zonas del país. Estas cantidades de carbono en la profundidad 0 a 30cm pueden ser consideradas como la línea base de C para cada uno de estos sistema de cultivo.

En todos los casos se observó una disminución del C acumulado en el suelo a medida que aumentaba la profundidad, lo cual es normal, pero al mismo tiempo indica que hay un potencial de incrementar el C que se pudiese acumular en los incrementos de profundidad inferiores del perfil.

La captura de C en el suelo es una forma de reducir las emisiones de CO₂ en la atmósfera, y ofrece un fundamento para pensar que en esta región existe la posibilidad cierta de crear las bases para un futuro mercado, lo que permitiría a los agricultores beneficiarse económicamente del proceso.

Los índices de cosecha y la producción de maíz estuvieron por debajo de lo esperado y es preciso hacer ajustes en el sistema de cultivo de mía asociado a los árboles frutales.

Agradecimientos

BanChiapas por el financiamiento del proyecto, Laboratorio de Fertilidad de suelos y química ambiental Colegio de postgraduados, Campus Montecillo por los análisis de C de las muestras de suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta M., M. 2003. Diseño y aplicación de un método para medir los almacenes de carbono en sistemas con vegetación forestal y agrícola de ladera en México. Tesis doctoral. Colegio de Postgraduados. Montecillo, estado de México.
- Arnalds A. 2004. Carbon sequestration and the restoration of land health: an example from Iceland. *Climatic Change* 65: 333-346.
- Cortés F., J. I., A. Turrent F., P. Díaz V., E. Hernández R., R. Mendoza R., E. Aceves R., 2005. Manual para el establecimiento y manejo del sistema milpa intercalada con árboles frutales (MIAF) en laderas. Colegio de Postgraduados, México.
- Etchevers, B. J. D., C. Prat, C. Balbontín, M. Bravo, and M. Martínez. 2006. Influence of land use on carbon sequestration and erosion in Mexico, a review. *Agronomie* 26: 1-9.
- Etchevers, R.J.D., Monreal, M.C., Hidalgo, M.C., Acosta, M.M., Padilla, C.J., López, R.R.M. 2005. Manual para la determinación de carbono orgánico en la parte aérea y subterránea de sistemas de producción de ladera. Colegio de Postgraduados. México.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koeppen. Segunda edición. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 246 p.
- Garduño, R. 2004. Qué es el efecto de invernadero. En: Cambio Climático: Una Visión desde México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) e Instituto Nacional de Ecología (INE). México. pp. 29-39.
- Gay, C. y J. Martinez. 1995. Mitigation of emissions of greenhouse gases in Mexico. *Interciencia* 20: 336-342.
- INE-SEMARNAT. 2009. Cuarta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático.
- IPCC. 2001. Intergovernmental Panel on Climate Change. Web page: <http://www.ipcc.ch>. (24 de Enero 2001).
- IPCC, 2007: Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los grupos de trabajo I, II y III al cuarto informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. R. K. Pachauri y A. Reisinger (eds.) IPCC, Ginebra, Suiza, 104 págs.
- Schulze E. D., C. Wirth, M. Heimann. 2000. Managing forests after Kyoto. *Science* 289: 1993-2228.
- Swift, R.S. 2001. Sequestration of carbon by soil. *Soil Sci.* 166: 858-871.

EFECTO DE LAS ENERGÍAS DE DISPERSIÓN EN LA DISTRIBUCIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO POR FRACCIONES FÍSICAS DEL SUELO

Hidalgo Claudia¹, Paz Fernando^{2*} y Etchevers Jorge¹

¹Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Montecillo, Estado de México, México.

²GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Montecillo, Estado de México, México.

* Autor responsable: ferpazpel@gmail.com; Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México. 56230, México.

RESUMEN

Las técnicas experimentales para obtener las fracciones de los complejos órgano-minerales y de materia particulada del carbono orgánico asociado a fracciones físicas y tamaño de las partículas de los suelos, permiten obtener datos para su modelación y síntesis. Un punto importante es determinar la fracción y tamaño de partículas asociado al carbono orgánico inerte (tiempo medio de residencia mayor de 50,000 años), del modelo RothC. La distribución del carbono orgánico por fracciones físicas de los suelos permite un esquema de modelación simplificado y operacional, de acuerdo con un modelo de balance de masa. Este modelo de distribución del carbono (C), parte de que no hay contaminación, redistribución del C entre una fracción y otra, por lo que es necesario revisar las implicaciones de este tipo de situación. El fraccionamiento físico del carbono es uno de los métodos con menor impacto en la modificación del medio ambiente químico de los suelos, por lo que ha sido utilizado por muchos autores. En el fraccionamiento físico, el punto más crítico es determinar las energías óptimas de dispersión por técnicas de ultrasonido, para evitar los problemas de no fragmentación completa o abrasión de partículas. Usando un modelo de balance de masa, y una base de datos de fraccionamientos físicos de tres suelos en México, se analizaron los patrones esperados del modelo y sus implicaciones, bajo la consideración de usar una fracción fija del carbono para el reservorio inerte del modelo RothC. Los resultados del ajuste experimental del modelo fueron buenos, aunque contradictorios, cuando se considera el carbono a partir de la fracción arcilla. Usando la fracción arcilla + limo, los resultados mejoraron. Los análisis realizados definen un camino para parametrizar el modelo analizado, dependiente de considerar que el carbono orgánico de la fracción inerte es correcto o el de la fracción arcilla.

PALABRAS CLAVE

Dispersión por ultrasonido, modelo RothC, modelo de balance de masa

INTRODUCCIÓN

El modelo de la distribución del carbono orgánico en las fracciones físicas del suelo desarrollado por Paz *et al.* (2011a y 2012) para los complejos órgano-minerales plantea la dispersión completa del suelo y sin problemas de contaminación. La dispersión del suelo en partículas primarias órgano-minerales y de materia orgánica particulada (MOP) usando ultrasonido ha sido usada ampliamente para el fraccionamiento físico del carbono (C) en los suelos (North, 1976; Christensen, 1992). Aunque los métodos de dispersión del suelo usando energía ultrasónica permiten lograr un buen nivel de dispersión sin la introducción de elementos químicos o de cambio de las condiciones (*e.g.*, pH) del medio (Christensen, 1992), el fraccionamiento de C de las fracciones físicas de los suelos es dependiente del tipo de tratamiento utilizado en las muestras de suelos (Oorts *et al.*, 2005), por lo que es necesario definir un criterio objetivo para determinar cuando el fraccionamiento es mínimamente producto de la energía de dispersión y no presenta contaminación entre fracciones. El uso de un nivel bajo de energía de dispersión puede provocar la dispersión incompleta del suelo y, en el otro extremo, un nivel alto puede producir la abrasión de los complejos primarios órgano-minerales (Christensen, 1992).

Uno de los problemas de la dispersión del carbono orgánico total por fracciones órgano-minerales y particuladas es la contaminación de las fracciones menores (Baldock y Skjemstad, 2000; Balesdent *et al.*, 1998).

En el caso de la fracción arcilla, la inclusión de la materia orgánica particulada y de partículas de limo y microagregados puede ser importante (Chenu y Plante, 2006) y ocasionar patrones erráticos en el modelo propuesto por Paz *et al.* (2011). La combinación de fracciones órgano-minerales y particuladas (suelo mineral y no suelo mineral, respectivamente) presenta tasas de descomposición dependientes de condiciones locales (incorporación de residuos vegetales que se convierten en materia orgánica particulada) (Christensen, 1996), por lo que resulta más complejo caracterizarlas.

MARCO TEÓRICO

Paz *et al.* (2011a), partiendo de una cinética lineal del carbono en los suelos de acuerdo con los planteamientos de Stewart *et al.* (2008), que establecieron una relación entre el carbono, C_f de la fracción (física) f del suelo en relación al C total (C_t):

$$\omega_f = \frac{C_f}{C_t} \quad (1)$$

donde ω_f es la fracción de carbono en relación al total, desarrollaron un modelo de la distribución del carbono por fracciones físicas del suelo:

$$C_f = C_t - C_t(1 - \omega_m) \left(\frac{T_m}{T_f} \right) \quad (2)$$

donde T_f es el tamaño de las partículas asociado a la fracción f del suelo; ω_m es la fracción de asociada al tamaño mínimo de las partículas, T_m , considerado; el valor de C_t se refiere al C total del suelo referenciado a un tamaño máximo de partículas T_t (normalmente $T_t = 2000$ micras, $1/T_t = 0.0005$).

Adicionalmente, usando la fracción del carbono orgánico inerte (COI) del modelo RothC (Coleman y Jenkinson, 1996; Fallon *et al.*, 1998), Paz *et al.* (2012) propusieron usar ésta fracción como la mínima, de acuerdo con:

$$COI = \omega_{COI} C_t \quad (3)$$

Así, el modelo de la relación (2) fue parametrizado por Paz *et al.* (2012) con $\omega_m = \omega_{COI} = 0.117$, con resultados aceptables.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para analizar y modelar el efecto de los niveles de la energía de dispersión en el fraccionamiento físico de los suelos, se analizó un caso estudio de tres suelos volcánicos degradados de México (Báez *et al.*, 2011). El estudio se efectuó en dos sitios del eje neovolcánico transversal de México. El primero correspondió a Tlalpan (Tlaxcala) localizado a los 19° 20' N y 98° 20' O y una altitud de 2,600 m, en la vertiente oriental del eje neovolcánico transversal. El segundo se localiza en la cuenca de Coinizio ubicada entre los 19° 33' 5" y 19° 37' 8" N y 101° 9' y 101° 15' 0".

Se estudiaron tres suelos de origen volcánico: (a) un tepetate cultivado de Tlalpan (Tlaxcala), en una parcela con 15 años de cultivo, textura franca y pH neutro. Los minerales primarios están constituidos principalmente por vidrio volcánico, mientras que los minerales secundarios corresponden a arcillas del tipo haloisita, principalmente tubulares (Hidalgo *et al.*, 2010). También abundan materiales amorfos con bajo grado de cristalización. (b) un Acrisol que se recolectó en Atécuaro (Michoacán), con textura arcillosa, pH ácido, arcillas del tipo caolinita y clorita rica en Fe, así como abundante presencia de óxidos de hierro; los principales componentes férricos son akaganeíta, goethita y hematita, los cuales le confieren al suelo un color rojo intenso. (c) un Andosol cultivado en el mismo sitio, con alto grado de perturbación, pH ácido, textura franco limoso y con arcillas del tipo alófano; actualmente presenta características semejantes a las de un Cambisol.

En cada suelo se examinaron dos tipos de manejo agronómico bajo condiciones de temporal: (1) tradicional (como lo hace el agricultor), con monocultivo de maíz (*Zea mays* L.) o trigo (*Triticum aestivum* L.) y bajos insumos de fertilizantes químicos y orgánicos; y, (2) con adición regular de abonos químicos y orgánicos

(compostas) y empleo de leguminosas como frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) y haba (*Vicia faba* L.). En la cuenca de Cointzio (donde se sitúan los Andosoles y Acrisoles) los agricultores practican un sistema de cultivo que denominan “año y vez”, que consiste en cultivar la tierra durante un año y dejarla en descanso otro. Los suelos considerados en este estudio se cultivaron de manera continua durante cuatro años. El manejo agronómico se presenta en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Manejo agronómico de las parcelas experimentales en Tlaxcala y Michoacán

SUELO	TRAT.	FERTILIZACION				AÑOS DE CULTIVO			
		2002	2003	2004	2005	2002	2003	2004	2005
Tepetate	TT	23-00-00	23-00-00	80-00-00	61-23-00	H+V	Av+V	M+F	T
Tepetate	TO	3Mg/MS ha ⁻¹ (Co)	15 Mg EF ha ⁻¹	2 Mg MS ha ⁻¹	3 Mg Co ha ⁻¹	H+V	Av+V	M+F	T
Acrisol	TT	23-00-00	23-00-00	81-00-00	65-23-00	H+V	Av	M+F	M
Acrisol	TO	3 Mg/MS ha ⁻¹ (Co)	15 Mg EF ha ⁻¹	3 Mg MS ha ⁻¹	3 Mg Co ha ⁻¹	H+V	Av+V	M+F	M
Andosol	TT	23-46-00	23-00-00	81-00-00	67-23-00	H+V	Av	M+F	M
Andosol	TO	23-46-00	15 Mg EF ha ⁻¹	3 Mg MS ha ⁻¹	4 Mg Co ha ⁻¹	H+V	Av+V	M+F	M

Av: avena, C: convencional, Co: composta, EF: estiércol fresco, F: frijol, H: haba, V: veza, T: trigo, TO: tratamiento orgánico, TT: tratamiento tradicional, MS: materia seca.

Se recolectaron muestras de suelo compuestas por 22 submuestras en cada tipo de suelo de 0-20 cm de profundidad con una barrena de acero inoxidable. Se consideraron dos modalidades de manejo agronómico: tradicional (TT) y orgánico (TO). El primero de estos correspondió a parcelas cultivadas como lo hacen comúnmente los agricultores de la zona donde se colectaron los suelos, con monocultivos de gramíneas, retirada de rastrojos y una dosis complementaria de fertilizantes químicos nitrogenados. El segundo correspondió a parcelas experimentales donde en los últimos tres años (2004 a 2006) se practicó la rotación o asociación de cultivos (gramínea-leguminosa); se adicionaron anualmente más de tres toneladas por hectárea de composta, con la aplicación de una dosis complementaria de fertilizantes químicos nitrogenados y fosfatados.

El suelo se separó primero en dos fracciones: 2000-250 μm y $<250\mu\text{m}$. La primera estuvo constituida por la materia orgánica particulada y por arena gruesa. La segunda por arena fina, limo y arcilla. Se colocaron 50 g de suelo seco al aire y tamizado en malla de 2 mm en vasos de acero inoxidable de 500 ml; se les agregó 180 ml de agua destilada y se dejaron reposar durante 24 hr a temperatura ambiente. A cada vaso se adicionaron 10 esferas de vidrio de 5 mm de diámetro y se colocaron en un agitador de vaivén de acción recíproca regulado a 60 ciclos min^{-1} por 16 hr; la separación se hizo por tamizado en húmedo a través de una malla de 250 μm . Las fracciones se secaron en vasos de vidrio de 600 ml en estufa a 60°C de 7 a 10 días. La fracción $<250\mu\text{m}$ se disgregó en un mortero de ágata, se tomó una muestra de 10 g y se colocó a un vaso de precipitado de 250 ml. Se adicionaron 100 ml de agua destilada y se dejó saturar la muestra por 12 hr a temperatura ambiente. La suspensión en agua fue sometida a cinco niveles de energía con una sonda de ultrasonido: 0, 228, 455, 910 y 1365 J ml^{-1} , energías que se lograron haciéndola funcionar por 0, 10, 20, 40 y 60 min, respectivamente. Las muestras sonicadas fueron colocadas en columnas de vidrios y las partículas de limo (50 a 2 μm) y arcilla ($<2\mu\text{m}$) se separaron por medio de un sifón después de un tiempo determinado de agitación y reposo, siguiendo la Ley de Stokes. Las fracciones recolectadas después de cada proceso de agitación fueron puestas en vasos de precipitado de 600 ml y se secaron en estufa a 60°C. Las muestras secas se homogenizaron y se disgregaron en un mortero de ágata. Las partículas más gruesas correspondientes a las arenas finas (250 a 50 μm) se recolectaron después de separar completamente las partículas más finas. La concentración de C en cada fracción de tamaño se determinó con un analizador automatizado para carbono total TOC-5050A Shimadzu.

Adicionalmente se analizaron suelos Ferrasoles en las regiones Mixe, Cuicateca y Mazateca de Oaxaca, México, con tratamientos de cultivos tradicionales de maíz o frijol y bosques en regeneración como contraste a los cultivos. Matus *et al.* (2011) describen los sitios y procesos realizados para muestreo y laboratorio, similares a los descritos para los sitios de Tlaxcala y Michoacán. El Cuadro 2 muestra la localización y características de los sitios de Oaxaca.

Cuadro 2. Localización y características de los sitios en Oaxaca.

SITIOS	LATITUD N	LONGITUD O	ALTITUD (msnm)	Prec.		Uso del Suelo ^a
				Media (mm)	Temp. Media (°C)	
Cuicateca	17°50'20"	96°51'55"	2,180	700	19	CC (<30), BQ (40) ^b
Mazateca	18°08'57"	96°05'30"	1,689	2,000	22	CC (60), BL (40)
Mixe	17°00'45"	95°54'10"	1,422	1,500	22	CC (9), BP (40)

^a CC = cultivo convencional de maíz y frijol; BQ = bosque de encino; BP = bosque de pino; BL = bosque de liquidámbar

^b Los números entre paréntesis se refieren a los años de cultivo o al segundo crecimiento del bosque después de su abandono a partir de un sistema agrícola.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Usando solo la referencia de carbono orgánico total del suelo; la parte asociada a los complejos órgano-minerales, sin considerar la parte particulada, la Figura 1 muestra el ajuste experimental ($n = 144$) del modelo de la relación (2) para los cuatro tipos de suelo en función de la energía de dispersión usada. Los valores de las energías de dispersión son nominales y generalmente son menores que las reales (North, 1976; Roscoe *et al.*, 2000; Oorts *et al.*, 2005). Se observa en esta figura que a medida que se incrementa la energía de dispersión, la relación entre lo medido y lo estimado, relación (2), tiende a valores de la unidad (Paz *et al.*, 2011b); no obstante esto, y aunque el ajuste experimental es bueno, hay una sobre estimación aún para el nivel de energía de 1365 J ml^{-1} .

La relación (2) de la distribución del carbono orgánico por fracciones fue parametrizada usando la fracción arcilla como referencia, por lo que las estimaciones del C orgánico en esta fracción son por definición las medidas, no reflejando los problemas de contaminación de esta fracción.

El Cuadro 3 muestra los resultados de la utilización de la parametrización de Paz *et al.* (2012) con $\omega_m = \omega_{\text{COI}} = 0.117$ y $T_m = T_{\text{COI}} = 0.913 \mu\text{m}$, donde para valores de energías altas de dispersión los ajustes experimentales resultan buenos. Los ajustes fueron realizados usando una regresión lineal simple $Y = a + bX$, donde Y es el carbono estimado en la fracción y X es el medido.

Por otro lado, dejando fija $\omega_m = \omega_{\text{COI}} = 0.117$ se estimó el tamaño de partícula asociada de acuerdo a la relación (2), usando un proceso de minimización del error cuadrático de estimación usando la función Solver^{MR} de Excel^{MR}. El Cuadro 3 muestra los resultados obtenidos del proceso de optimización utilizado, con los valores de T_{COI} estimados. Los ajustes experimentales resultan buenos y similares al caso de considerar fijo a T_{COI} , Figura 2.

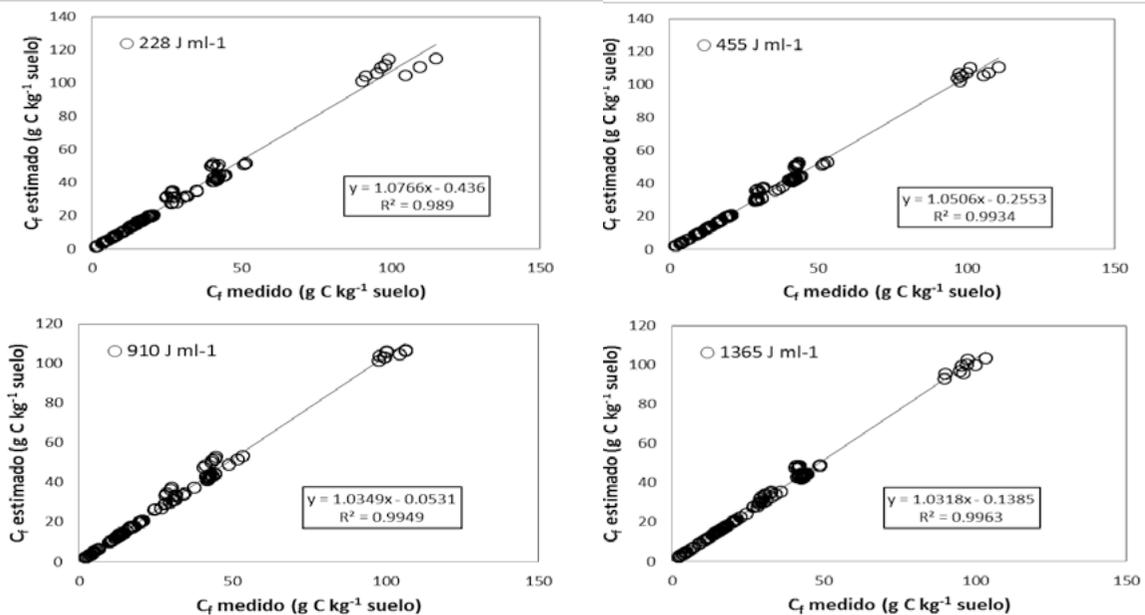
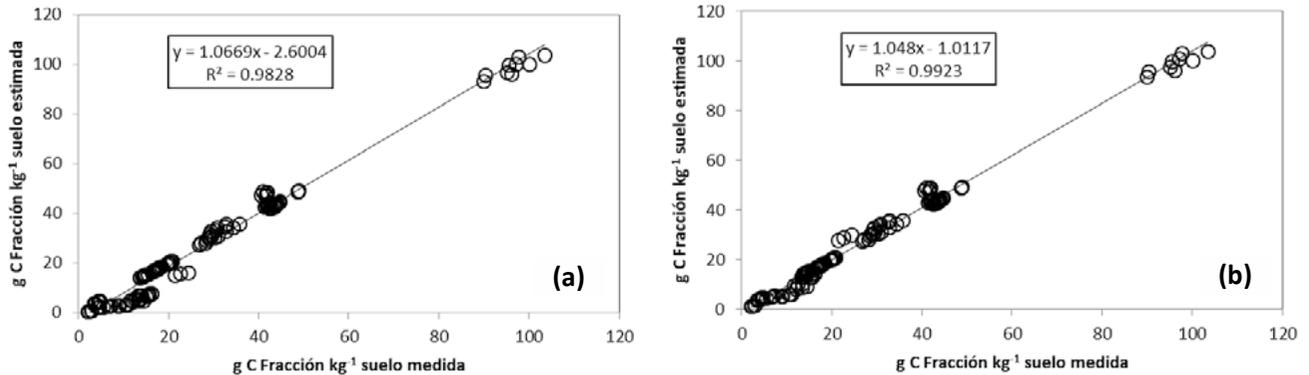


Figura 1. Ajuste experimental del modelo de distribución del C orgánico por fracciones físicas de los suelos, en función de las energías de dispersión (Paz *et al.*, 2011b)

Cuadro 3. Ajustes del modelo a los datos experimentales, a partir de la fracción arcilla.

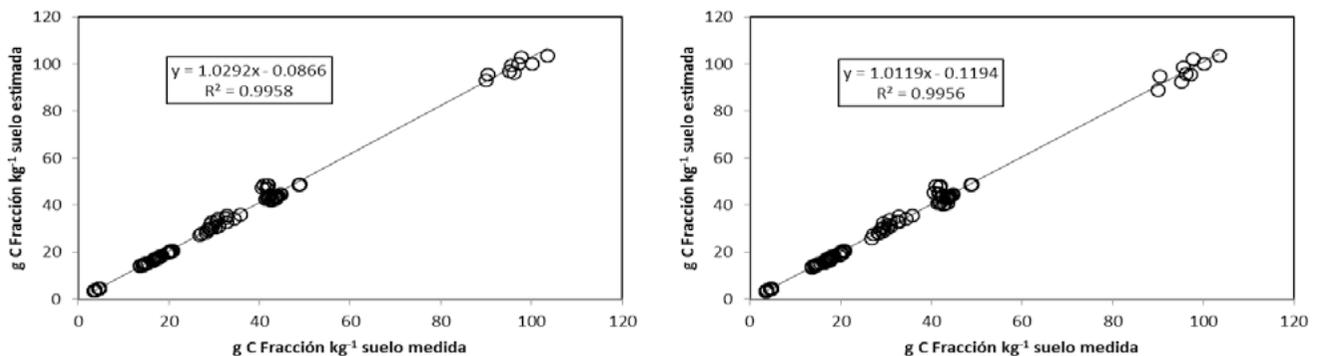
ENERGIA (J ml ⁻¹)	MODELO Paz <i>et al.</i> (2012)				MODELO OPTIMIZADO			
	T _{COI} (m)	a	b	R ²	T _{COI} (m)	a	b	R ²
0	1.91	0.976	1.133	0.945	2.12	-0.551	1.163	0.952
228	1.91	-1.376	1.093	0.986	1.78	-0.744	1.083	0.986
455	1.91	-1.833	1.075	0.989	1.77	-1.118	1.066	0.990
910	1.91	-2.143	1.066	0.986	1.78	-0.991	1.051	0.991
1,365	1.91	-2.600	1.067	0.983	1.59	-1.012	1.048	0.992


Figura 2. Ajuste experimental del modelo de distribución del C orgánico por fracciones físicas de los suelos, para energías de dispersión de 1,365 J ml⁻¹, a partir de la fracción arcilla. (a) T_{COI} = 1.913 y (b) T_{COI} optimizado.

Considerando que la fracción arcilla puede estar contaminada por el procedimiento experimental, una forma de analizar esta situación es considerar el modelo de distribución del carbono por fracciones físicas a partir de la fracción arcilla+limo. El Cuadro 4 muestra los ajustes del modelo en esta situación y la Figura 3 las gráficas entre lo medido y lo modelado para la energía de dispersión de 1,365 J ml⁻¹. El cuadro y la figura muestran buenos ajustes experimentales y resultados similares para el caso de T_{COI} fija y la optimizada; aunque los valores de T_{COI} difieren substancialmente.

Cuadro 4. Ajustes del modelo a los datos experimentales, a partir de la fracción arcilla+limo,

ENERGIA (J ml ⁻¹)	MODELO Paz <i>et al.</i> (2012)				MODELO OPTIMIZADO			
	T _{COI} (m)	a	b	R ²	T _{COI} (m)	a	b	R ²
0	1.91	0.136	1.150	0.937	19.56	-0.354	1.053	0.969
228	1.91	-0.432	1.077	0.987	9.02	-0.611	1.026	0.988
455	1.91	-0.215	1.049	0.992	5.98	-0.293	1.020	0.993
910	1.91	0.057	1.032	0.994	4.89	0.007	1.011	0.994
1,365	1.91	-0.087	1.029	0.996	4.31	-0.119	1.012	0.996


Figura 3. Ajuste experimental del modelo de distribución del C orgánico por fracciones físicas de los suelos, para energías de dispersión de 1,365 J ml⁻¹, a partir de la fracción arcilla+limo. (a) T_{COI} = 1.913 y (b) T_{COI} optimizado

La Figura 4 muestra un gráfico de los T_{COI} estimados (optimizaciones) asociados a diferentes energías de dispersión.

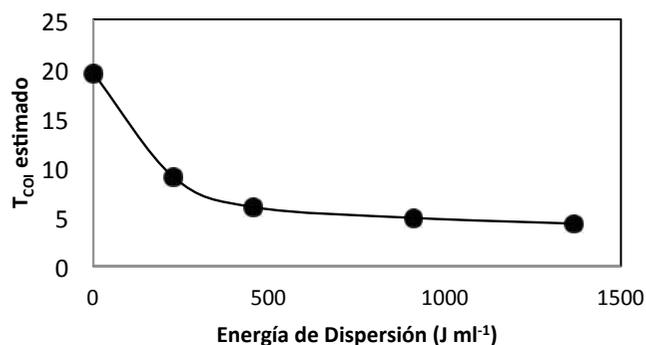


Figura 4. Relación entre el T_{COI} optimizado para diferentes energías de dispersión.

Del Cuadro 4 y la Figura 4, el valor de T_{COI} tiende al valor de 3.34 estimado por Paz *et al.* (2012) para el caso de considerar fracciones a partir de la arcilla+limo.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos del ajuste del modelo de la distribución del carbono orgánico, complejos órgano-minerales, a los datos experimentales, resultó bueno para las energías de dispersión altas usadas. No obstante esto, al usar la fracción del carbono orgánico inerte del modelo RothC como fija, los ajustes presentaron resultados dependientes de considerar la fracción arcilla o no. Al optimizar el modelo para cada energía de dispersión, los resultados fueron buenos y similares a los obtenidos por Paz *et al.* (2012).

Los análisis realizados plantean la consideración de dos posibles hipótesis en relación a obtener parámetros universales del modelo: (a) suponer que el carbono de la fracción arcilla es correcto e incompatible con el carbono orgánico inerte del modelo RothC, requiriendo plantear esta última fracción y (b) suponer que el carbono de la fracción es incorrecto y que el inerte es correcto, requiriendo una estrategia experimental que evite la contaminación y sobreestimación del carbono de la fracción arcilla. Esto será explorado en otros trabajos de los autores.

BIBLIOGRAFÍA

- Baez, A., C. Hidalgo, F. Matus, C. Prat, y J. Etchevers. 2011. Fraccionamiento y acumulación de carbono orgánico en tres suelos volcánicos degradados de México. *In*: J.A. Gallardo (Ed.). *Materia Orgánica Edáfica y Captura de Carbono en Sistemas Iberoamericanos*. Red POCAIBA. SiFyQA, Salamanca, España. pp:61-79
- Baldock J. A., and J. O. Skjemstad. 2000. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Organic Geochemistry* 31: 697-710
- Balesdent J., E. Besnard, and D. Arrouays, C. Chenu. 1998. The dynamics of carbon in particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence. *Plant and Soil* 201: 49-57
- Chenu C., and A. F. Plante. 2006. Clay-sized organo-mineral complexes in a cultivation chronosequence: revisiting the concept of the primary organo-mineral complex. *European Journal of Soil Science* 57: 596-607
- Christensen B. T. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances in Soil Science* 20: 1-90
- Christensen, B. T. 1996. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. *In*: M.R. Carter, and B. A. Stewart (Eds.). *Advances in Soil Science. Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. CRC Lewis Publisher/CRC Press. Boca Raton, Fl. pp: 97-165
- Coleman K., and S. D. Jenkinson. 1996. RothC-26.3: a model of the turnover of carbon in soil. *In*: D. S. Powlson, P. Smith, and J.U. Smith (Eds.). *Evaluation of Soil Organic Matter Models using Existing Long-term Datasets*. Springer-Verlag. Berlin. Volume 38. pp. 237-246
- Fallon, P., P. Smith, K. Coleman, and S. Marshall. 1998. Estimating the size of the inert organic matter pool for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 1207-1211

- Hidalgo C., J. D. Etchevers, A. Martinez-Richa, H. Yee-Madeira, R. Calderon, R. Vera-Graziano, and F. Matus. 2010. Mineralogical characterization of the fine fraction ($< 2 \mu\text{m}$) of degraded volcanic soils and tepetates in Mexico. *Applied Clay Science* 49: 348-358
- Matus, F., C. Hidalgo, C. Monreal, I. Estrada, M. Fuentes, y J. Etchevers. Land use impacts on physical-based soil organic matter fractions on three hillside ferrasols in Mexico. *Chilean Journal of Agricultural Research* 71:283-292
- North P. F. 1976. Towards an absolute measurement of soil structural stability using ultrasound. *Journal of Soil Science* 27: 451-459
- Oorts K., B. Vanlauwe, S. Recous, and R. Merckx. 2005. Redistribution of particulate organic matter during ultrasonic dispersion of highly weathered soils. *European Journal of Soil Science* 56: 77-91.
- Paz, F., S. Covalada, y J. Etchevers. 2011a. Modelación de la distribución del carbono orgánico de los suelos por fracciones físicas. *En: F. Paz (Ed.), Memorias del III Simposio Internacional del Carbono en México, Programa Mexicano del Carbono. Toluca, Estado de México. pp. 271-278.*
- Paz, F., C. Hidalgo, y J. Etchevers, J. 2011b. Análisis y modelación de las energías de dispersión en la distribución del carbono orgánico en los suelos por fracciones físicas. *En: F. Paz (Ed.), Memorias del III Simposio Internacional del Carbono en México, Programa Mexicano del Carbono. Toluca, Estado de México. pp. 279-285.*
- Paz, F., S. Covalada, C. Hidalgo, y J. Etchevers. 2012. Modelación de la distribución del carbono orgánico en las fracciones físicas de los suelos usando solo el carbono orgánico total. Estas mismas memorias.
- Roscoe R., P. Buurman, and F. Velthorst. 2000. Disruption of soil aggregates by varied amounts of ultrasonic energy in fractionation of organic matter of a clay Latosol: carbon, nitrogen and $\delta^{13}\text{C}$ distribution in particle-size fractions. *European Journal of Soil Science* 51: 445-454.
- Stewart, C. E., A. F. Plante, K. Paustian K., R. C. Conant, and J. Six. 2008. Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. *Soil Science Society of American Journal* 72; 379-392

PROTOCOLO DE OPERACIÓN PARA MEDICIÓN DE CARBONO EN SUELO

Jiménez D.E.^{1*}, Saynes² V., Hidalgo C.² y Etchevers J.D.²

¹Departamento de Suelos de la Universidad Autónoma Chapingo

²Laboratorio de fertilidad de suelos y química ambiental del Colegio de Postgraduados campus Montecillo.

* Autor responsable: delisa_jisant@hotmail.com; Instituto de Geología Universidad Nacional Autónoma de México Ciudad Universitaria, 04510, México, D.F.; 5622 4301 ext 126

RESUMEN

La concentración atmosférica del CO₂ (uno de los principales gases de efecto invernadero GEI) ha incrementado en 2 siglos de 280 a 385 ppm en 2010 (IPCC, 2010). El cambio de uso del suelo y la descomposición de la materia orgánica, es una de las principales fuentes antropogénicas, que asociadas a las actividades agrícolas han contribuido al aumento de la concentración de dicho gas. La deforestación y degradación de los bosques mediante su transformación a terrenos agrícolas, a pastizales, el desarrollo de infraestructura, la sobrexplotación forestal y los incendios contribuyen con el 20 % de las emisiones globales de gases de efecto invernadero. En México, el 18 % de las emisiones de estos GEI se generaron como resultado de actividades agropecuarias silvícolas, siendo el segundo sector en emisiones sólo después del sector energético. Las emisiones atribuidas al sector agropecuario son de 42.6 millones de toneladas de CO₂, y se busca una reducción de 6 toneladas para el año 2020. Sin embargo, existen carencias metodológicas y de información para cuantificar con precisión las emisiones así como la captura de carbono (C) en el suelo y en los diferentes cultivos. Esta investigación se fundamentó en dos objetivos. El primero fue desarrollar un protocolo de operación (PO) que permitió estandarizar las determinaciones de la evolución de CO₂ en suelos agrícolas mediante el uso de un respirómetro manométrico (OxiTop®), un sistema automatizado que detecta los cambios de presión de O₂ en un frasco cerrado. El establecimiento del protocolo consistió de 2 fases: (1) la calibración del equipo y, (2) la calibración del PO para el equipo OxiTop® mediante el establecimiento de los parámetros de humedad y el peso de la muestra en la evolución de CO₂ con un análisis factorial 2⁴. El segundo objetivo de la investigación fue medir la evolución del CO₂ en el suelo agrícola. Se presentan los resultados de la calibración del PO para el equipo OxiTop® válido únicamente para suelos agrícolas de textura franca arenosa, el análisis de la evolución del CO₂ en un incubaciones de 10 días, así como la descripción del equipo, su fundamento y las ventajas asociadas al empleo del mismo en comparación con los procedimientos tradicionales para analizar el flujo de CO₂ en suelos agrícolas.

PALABRAS CLAVE

OxiTop, CO₂, suelo agrícola

INTRODUCCIÓN

El dióxido de carbono (CO₂) es uno de los principales gases de efecto invernadero (GEI) y el que más contribuye al calentamiento global. La concentración de dicho gas se ha incrementado a partir de la revolución industrial de 280 ± 10 ppm a 385 ppm de acuerdo a reportes del IPCC (2010). El C puede ser almacenado en diferentes reservorios como los océanos, las plantas o el suelo. A nivel mundial, los suelos y el mantillo almacenan de 2-3 veces la cantidad de C presente en la atmósfera. Se ha estimado que en el suelo se almacenan 1500 Pg a 1 m de profundidad (Lal, 1995; Luo, *et al.*, 2006). La reducción del C en el suelo ocurre debido a un desbalance en las entradas y salidas del carbono orgánico del suelo (COS). El cambio de uso del suelo es una de las principales fuentes antropogénicas, que contribuye a la salida de C del sistema, agudizando el calentamiento global (Blanco y Lal, 2010; Lal, 1995; Plaster, 2009).

Uno de los puntos fundamentales del Protocolo de Kyoto es el almacenamiento de C, el cual implica remover C atmosférico y almacenarlo en reservorios naturales (en la biomasa de los árboles y en el suelo) por

largos periodos de tiempo. A partir de la entrada de México en el Protocolo de Kyoto, se asumieron compromisos para reducir la emisión de GEI. Para cumplir con los compromisos contraídos, el país generó el Programa Especial de Cambio Climático. Uno de los aspectos que no ha sido debidamente estudiado es la medición de los flujos de C del suelo. El presente trabajo contribuye directamente en el logro de esta meta empleando una técnica no tradicional al utilizar un respirómetro manométrico en la medición del flujo de CO₂ en el suelo.

El equipo OxiTop® ha sido ampliamente utilizado en análisis de aguas y sedimentos, tiene varias ventajas como son: la precisión, la automatización, la frecuencia y la cantidad de las mediciones, el control de la temperatura y la facilidad de uso. Sin embargo, existen pocos trabajos el desarrollo de una metodología para evaluar el flujo de CO₂ en suelos (Möbner, 1997; Kolář *et al.*, 2003; Reporte de Aplicación AT4, WTW). El método propuesto en el Reporte de Aplicación AT4 proporcionado por la empresa fabricante del equipo OxiTop es una buena pauta para evaluar los parámetros de humedad y peso de la muestra, tipo y cantidad de absorbente.

MATERIALES Y MÉTODOS

El suelo utilizado se obtuvo del campo experimental del Colegio de Posgraduados Campus Montecillo, el cual fue secado al aire libre y pasado por un tamiz malla 2mm. El suelo presentó una textura franco arenosa y el mismo se caracterizó para conocer sus propiedades físicas y químicas.

El equipo empleado fue un sistema OxiTop®, que es un respirómetro manométrico que toma lecturas del cambio de presión por la cantidad de días y a intervalos de tiempo establecidos previamente en el control del quipo. La precisión de las mediciones debidas a la automatización del quipo contribuye al estudio del flujo de carbono en el suelo. El sistema OxiTop® consta de 14 frascos y un control. A cada frasco corresponde un cabezal sensor y un adaptador para colocar el absorbente. El equipo se colocó dentro de una incubadora a una temperatura de 24±1 °C (Figura 1).



Figura 1. El equipo OxiTop® trabajando en la incubadora.

La calibración del sistema OxiTop® se hizo de acuerdo a la metodología propuesta por la empresa fabricante de origen alemán Wissenschaftlich-Technische Werkstätten (WTW®) (http://www.wtw.com/downloads/manuals/ba31302de01_OxiTop_PM_Kalibriertablette.PDF) mediante el uso de tabletas de calibración comercializadas por la empresa WTW®.

Para definir el Protocolo de Operación (PO) para medir la evolución del CO₂, primero se hicieron diferentes pruebas y se consideraron las siguientes variables: tiempo, tipo de absorbente y concentración. Se evaluaron tres absorbentes; NaOH 2M, NaOH 4M y 1.5g cal sodada y se estableció una incubación para 30 días a partir de la cual se determinó el tiempo óptimo de incubación y el absorbente adecuado. Para definir propiamente el PO se utilizó un diseño experimental factorial 4² con tres repeticiones para cada tratamiento. Se evaluaron 4 diferentes contenidos de humedad (25, 21, 17 y 10 por ciento de humedad con base en peso seco) y 4 cantidades de suelo (20, 30, 40 y 50 gramos de muestra de suelo). El contenido de humedad fue establecido con base en la capacidad de campo del suelo, de tal forma que 21% de humedad equivale al 100 por ciento de la capacidad de campo. Ver Cuadro 1 y 2.

Cuadro 1. Diseño factorial 4^2 y las diferentes variables a evaluar.

Humedad (%)		Peso de muestra (g)	
H1	25	P1	20
H2	21	P2	30
H3	17	P3	40
H4	10	P4	50

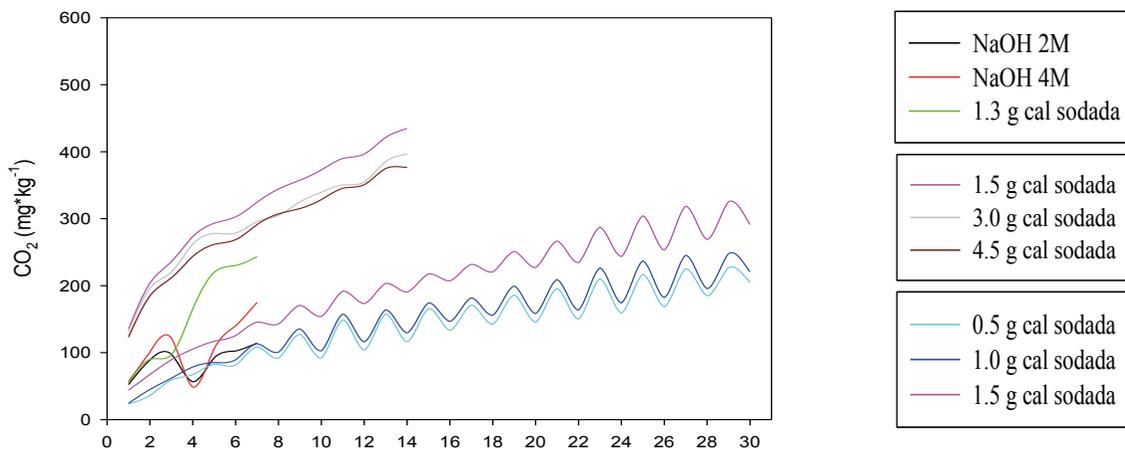
Cuadro 2. Combinaciones de los 16 tratamientos para establecer el PEO del sistema OxiTop®

Tratamientos			
H01P1	H02P1	H03P1	H04P1
H01P2	H02P2	H03P2	H04P2
H01P3	H02P3	H03P3	H04P3
H01P4	H02P4	H03P4	H04P4

Para cada set de incubaciones se colocaron 3 tratamientos con sus respectivas repeticiones y se incluyó un blanco (3tratamientos x 3repeticiones + 1 blanco = 11 frascos). Para descargar los datos se utilizó el software “Achat OC” que viene con el equipo. El cálculo de la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) se hizo en una hoja de cálculo Excel®, el análisis estadístico se hizo con el programa Statistica7® y los gráficos se obtuvieron con el programa SigmaPlot®. Se realizó un ANOVA de 2 vías. El análisis de desigual número de repeticiones (HSD) o del Error Tipo 2 se realizó para establecer las diferencias entre los tratamientos. La razón por la que se analizó de esta forma es porque se eliminó una repetición del tratamiento HIP1 debido a que los resultados de la repetición 2 se salían completamente de la tendencia de los resultados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De las pruebas preliminares con los diferentes absorbentes, se observó que con la cal sodada se obtuvo una mayor cantidad de CO_2 . Se determinó que la cantidad óptima de cal sodada que debe emplearse en el experimento de incubación debe ser 1.5g (ver Figura 2). Con base en las observaciones hechas durante los 30 días de incubación, se estableció el periodo de incubación más adecuado debe ser 10 días porque cuanto mayor sea el número de días de incubación, la variación de la cantidad de CO_2 aumenta significativamente.

**Figura 2.** Definición de las condiciones de incubación (días, tipo y cantidad de absorbente)

Por cada tratamiento del diseño experimental se obtuvieron 360 datos en intervalos de 40 minutos cada dato. En total se obtuvieron 17280 datos de presión incluyendo las 3 repeticiones por tratamiento. Los cálculos para

convertir el valor de presión registrado en el sistema OxiTop® en cantidad de CO₂ se hicieron para cada uno de los datos (ver Ecuación 1) pero debido a la gran cantidad de datos, se hizo el promedio diario por repetición y el acumulado total para 10 días con la finalidad de facilitar el análisis estadístico.

$$R = \frac{M(O_2)}{R * T} * \frac{V_{fr}}{m_{Bt}} * |\Delta P|$$

donde:

BA	Respiración del suelo en mg*kg ⁻¹
M(O ₂)	El peso molecular del O ₂ (31998 mg*mol ⁻¹)
R	Constante general de los gases (83.14 L mbar/(K mol))
T	Temperatura de medición (°K)
V _{fr}	Volumen de gas libre (L)
m _{Bt}	Masa del suelo seco (kg)
Δp	Valor del cambio de presión (mbar)

En la Figura 3 se presenta la concentración total acumulada de CO₂ para cada tratamiento y los resultados de la prueba del Error Tipo 2 para ver diferencias significativas entre los tratamientos.

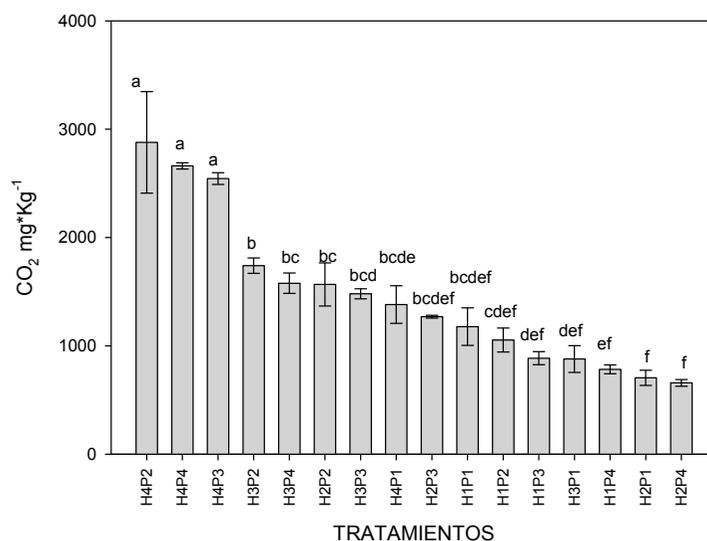


Figura 3. Concentración total de CO₂ (mg* Kg⁻¹) bajo incubación de 10 días con los diferentes tratamientos. Cada tratamiento es el promedio de las tres repeticiones que se realizaron. Las líneas verticales en cada barra indican el error estándar. Las letras indican las diferencias entre tratamientos.

Se observó que la mayor concentración total de CO₂ (mg* kg⁻¹) se obtuvo cuando el suelo tuvo mayor contenido de humedad. Con base en el análisis del Error Tipo 2, se determinó que estadísticamente el mejor tratamiento es el H4P2, es decir, 25 % de humedad con base en peso seco y 30 gramos de suelo (con p=.000008 y F=7.699). No existen diferencias significativas en la concentración de CO₂ cuando las cantidades 30, 40 y 50 gramos de suelo son humedecidas al 25% con base en peso seco (con p=.000008 y F=7.699).

Las menores concentraciones de CO₂ se obtuvieron con los tratamientos H2P1 y H2P4 (17% de humedad en ambas, 20 y 50 gramos de suelo respectivamente).

En la Figura 4 se observó una tendencia general de la evolución del CO₂ a través del tiempo. Con el peso 20 g y 30 g de muestra se observó que el error estándar (EE) fue mayor que con el peso 40 g y 50 g (Figura 4a y b). El mayor contenido de humedad hizo que la evolución de CO₂ fuera superior al resto de tratamientos. Cuando se utilizó un peso de 20 g (Figura 4a), la tendencia de la gráfica fue horizontal entre el segundo y noveno día. Las

bajas concentraciones de CO₂ se explicaron por la poca cantidad de muestra. El efecto de los niveles del factor humedad en la evolución de CO₂ puede expresarse de la siguiente forma:

$$H4 > H3 > H2 = H1$$

Lo que indica que la humedad de la muestra tuvo una influencia positiva sobre la evolución de CO₂ con el equipo OxiTop®. Mientras que el efecto de los niveles del factor peso en la evolución de CO₂ puede expresarse de la siguiente forma:

$$P2 > P3 = P4 > P1$$

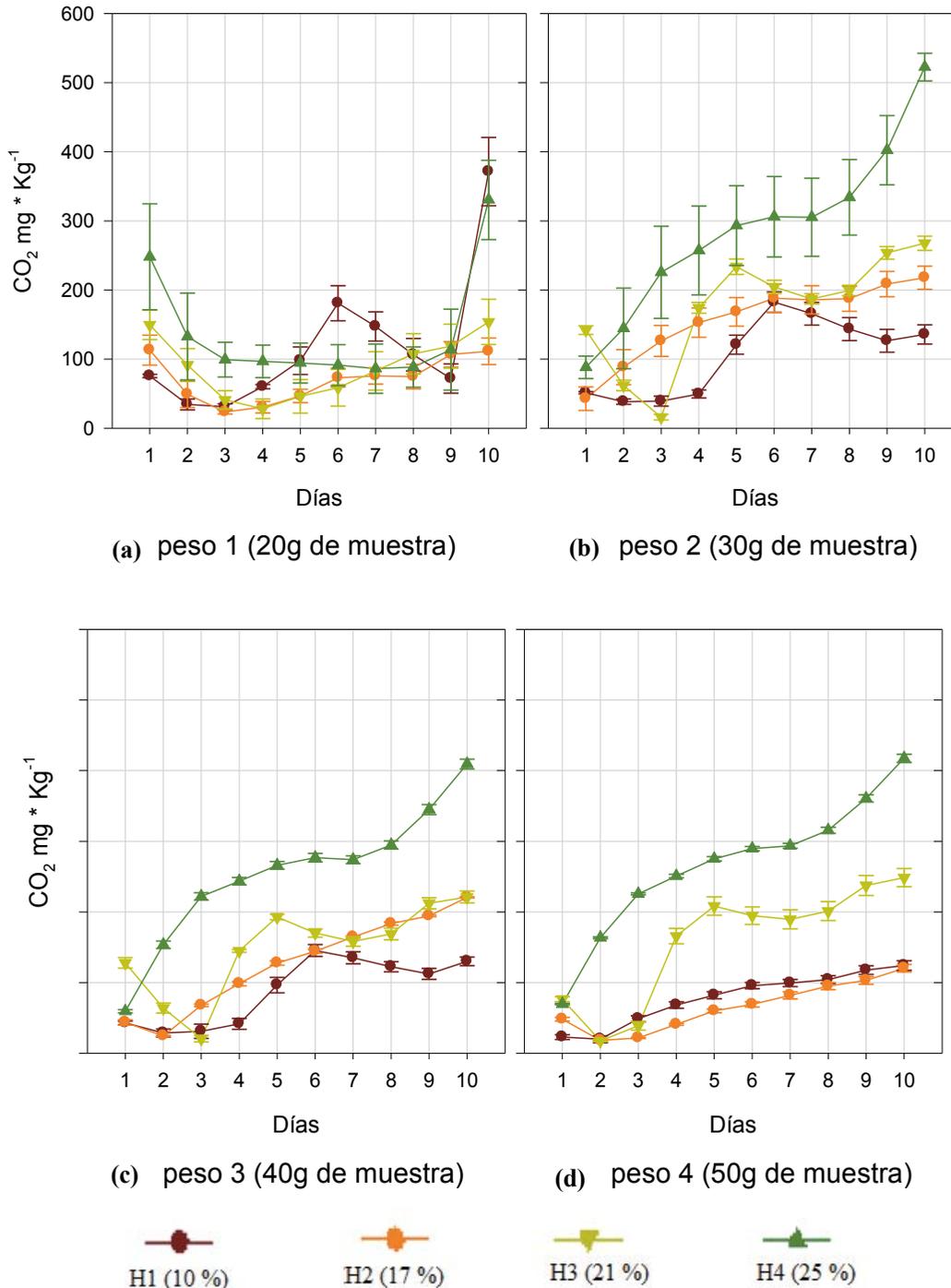


Figura 4. Gráfico de la evolución de CO₂ mg*kg⁻¹ en los 10 días de incubación con base en el análisis de medidas repetidas para los 16 tratamientos. Los datos fueron agrupados en cuatro gráficos marcados con las vocales *a, b, c, d*. Cada gráfico representa un peso diferente y la combinación de los diferentes contenidos de humedad para los 10 días de incubación en el equipo OxiTop®.

CONCLUSIONES

Los parámetros que se deberán usar en las incubaciones para determinar el contenido y la evolución del CO₂ en suelos agrícolas con el equipo OxiTop®, en condiciones *in vitro* son: contenido de humedad: 25 %, peso de la muestra: 30 g, tiempo de incubación: 10 días, tipo y cantidad de absorbente: 1.5 g de cal sodada.

El contenido de humedad y el peso de la muestra tuvieron una influencia positiva en la evolución de CO₂ en el suelo con el equipo OxiTop®.

El flujo de CO₂ medido con el equipo OxiTop® en los suelos del campo experimental del Colegio de Postgraduados varió de 65.8 a 287.8 mg CO₂*kg⁻¹*día⁻¹, lo que equivale a 6.4 kg CO₂*m⁻² *año⁻¹ y 28.1 kg CO₂*m⁻²*año⁻¹.

El equipo OxiTop® es altamente recomendable para el monitoreo de la RS en diferentes ecosistemas.

AGRADECIMIENTOS

Al Laboratorio de Fertilidad y Química Ambiental del Colegio de Postgraduados Campus Montecillo por las facilidades para realizar el trabajo de investigación.

Al CONACyT por el financiamiento para la realización del trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

AT₄ Respiration Activity. Biodegradability of the dry residue of the original substance. Application Report WTW.

Blanco, H., Lal, R. 2010. Chapter 7. Cropping systems. Principles of Soil Conservation and Management. Springer Science Business Media.

Determination of Biochemical Oxygen Demand (BOD). WTW. BOD Primer. En: http://www.omnilab.de/hpb/export/2/BSB_E.PDF
Revisado: Abril 26 de 2011

Kolář, L., Kužel, S., Hanušová, A., Gergel, J., Ledvina, R., Šindelářová, M., Silovská, Š., Štindl, P. 2005. The use of Spectroquant Merck BOD photometric test to evaluate the stability of organic matters in soil Faculty of Agriculture, University of South Bohemia in České Budějovice, Czech Republic. Plant Soil Environment, 51, 2005 (1): 46–50.

Lal, R., Kimble, J., Levine, E., Stewart, B. A. 1995. Soils and global change. CRC Press Inc.

Luo, Y., Zhou, X. 2006. Chapter 6. Temporal and spatial variations in soil respiration. Soil Respiration and the Environment: 107-131.

Manual para calibración del equipo OxiTop®. En: www.wtw.com/downloads/manuals/ba31302de01_OxiTop_PM_Kalibriertablette.PDF
Revisado: Abril 2011.

Mößner, R. 1997. Weiterführende Untersuchungen zur Anwendbarkeit des OxiTop®-OECD-Meßsystems zur Bestimmung der Bodenatmung, KMUB UHT 812. Technische Hochschule Mittelhessen. Tesis.

Plaster, E. J., 2009. Soil Science and Management, 5th Edition. Editorial Delmar, Cengage Learning.

CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO ASOCIADO A CRONOSECUENCIAS DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA “SELVA EL OCOTE”

Orihuela-Belmonte Edith^{1*}, Mendoza-Vega Jorge¹, de Jong Bernardus¹ y Paz-Pellat Fernando²

¹El Colegio de la Frontera Sur. Unidad Campeche. Avenida Rancho Polígono No. 2-A, Parque Industrial Lerma, Campeche, Campeche.

²Colegio de Posgraduados, Campus Montecillo, Texcoco, Estado de México.

*Autor para correspondencia: oeditheo@hotmail.com

RESUMEN

La transformación de tierras forestales a tierras agrícolas conduce a pérdidas considerables de la biomasa aérea, pero su efecto sobre las existencias de C del suelo sigue siendo poco conocido. Se da por supuesto que después de la conversión a un uso agrícola, el suelo se empobrece en C, situación que se invierte durante el período de descanso. El objetivo del presente trabajo fue cuantificar el contenido de carbono (C) en la biomasa (CBT) y C en el suelo (COS) en selvas y acahuales de distintas edades y su relación con la intensidad de uso del suelo y la calidad del sitio. Investigaciones previas han demostrado que la biomasa aérea aumenta rápidamente con la edad de los bosques y que la mayor cantidad de C se encuentra depositada en el suelo. Se midió el contenido de carbono en la biomasa total y el suelo. Se proponen dos índices de calidad de sitio (Q1 y Q2). Los resultados presentan una tendencia positiva en el contenido de C (en Mg ha⁻¹) en relación con la edad en la primera capa (0-10 cm) a partir de la clase de edad C1 (1-5 años) y hasta C6 (26-30 años). El total de COS (en Mg ha⁻¹) en los sitios de estudio fue relativamente baja. Alrededor del 50% de C total en el suelo se presenta en los primeros 10 cm en todas las clases de edad. Los índices de calidad del sitio se correlacionan positivamente con el carbono del suelo en la vegetación secundaria y las selvas no perturbadas. La frecuencia de uso explica parte de la variación en el conjunto de datos, sólo en las parcelas más jóvenes de vegetación secundaria donde la continuidad de uso en realidad si tiene una variación entre los sitios.

PALABRAS CLAVE

Biomasa, carbono, intensidad de uso

INTRODUCCIÓN

Los cambios de uso del suelo por deforestación son una importante preocupación a nivel mundial debido a la pérdida de biomasa y las reservas de carbono que representan los bosques como fuentes potenciales de dióxido de carbono a la atmósfera, que es uno de los principales gases de efecto invernadero (GEI) (Houghton y Hackler, 2001). El papel de los bosques en el ciclo global del carbono, particularmente en la mitigación de las emisiones de dióxido de carbono es cada vez más reconocido a nivel mundial, siendo de gran importancia la estimación del carbono almacenado y retenido en distintos tipos de bosques (Brown, 2002). Los cambios en la vegetación y la estimación del carbono procedentes de estas acciones requieren atención para analizar la dinámica de carbono en todos los reservorios y a todas las escalas (Eaton y Lawrance, 2006, 2009). Al mismo tiempo, pueden causar modificaciones de las características físicoquímicas de los suelos y generar cambios en las reservas de carbono (Bonino, 2006). De los métodos para medir el carbono en los bosques existentes se considera que la mejor manera es realizar las estimaciones sobre parcelas permanentes y registrar los cambios a través del tiempo (Brown, 2002). Sin embargo se requiere de mucho tiempo para observar la dinámica de la vegetación y de los almacenes de carbono, pero una alternativa es analizar cronosecuencias tratando de identificar patrones generales (Bonino, 2005; 2006; Eaton y Lawrance, 2006, 2009). Por lo tanto el objetivo del presente trabajo fue cuantificar el contenido de carbono (C) en la biomasa (CBT) y C en el suelo (COS) en selvas y acahuales de distintas edades y su relación con la intensidad de uso del suelo y la calidad del sitio.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó en la Reserva de la Biosfera “Selva El Ocote” se localiza en la porción noroeste del estado de Chiapas, entre los paralelos 16° 45’ 42” y 17° 09’ 00” de latitud Norte y entre los meridianos 93° 54’ 19” y 93° 21’ 20” longitud Oeste (Figura 1). Se establecieron 87 parcelas de monitoreo en selva (S) con árboles de hoja perenne de mediana estatura. De estas, 63 parcelas se ubicaron en los barbechos forestales que se recuperan del cultivo entre 1 y 40 años y 24 en vegetación no perturbada. Se agruparon las parcelas de acuerdo con el número de años de recuperación: C1:14 parcelas de entre 1 y 5 años, C2:15 entre 6 y 10 años, C3:13 entre 11 y 15 años, C4:5 entre 15 y 20 años, C5:6 entre 21 y 25 años, C6:5 entre 26 y 30 años y C7:5 entre 31 y 40 años. Las parcelas fueron circulares y se evaluaron los parámetros estructurales de la vegetación DAP y altura (De Jong y Ochoa-Gaona, 2003). Para estimar la biomasa por encima del suelo (BA) de cada árbol, se utilizó la ecuación alométrica desarrollada por Cairns *et al.* (2003), la biomasa de los árboles muertos se estimó con la misma fórmula, vegetación multiplicando BA con un factor de 0,5 (Eaton y Lawrence, 2009). La biomasa de raíces se estimó usando la ecuación de Cairns *et al.*, (1997). Un factor de 0,45 se utilizó para convertir la biomasa por encima del suelo y de la raíz a carbono (IPCC, 2003). Para la estimación de la vegetación asociada (herbáceas, arbustos y pequeños árboles), y mantillo, (IPCC, 2003), ramas muertas y troncos caídos, (De Jong y Ochoa-Gaona, 2003, Valentine *et al.* 2008). El carbono orgánico de suelo (COS) se estimó en tres niveles de profundidad (0-10, 11-20 y 21-30) cm (método del cilindro, Green y Fordham, 1975, IPCC, 2003, Brown y Lugo, 1982). El carbono total se estimó con los valores promedio de cada grupo de edad. $C_{tot} = (BVT + BMT) + COS$; donde: C_{tot} = Carbono total del sistema ($MgC\ ha^{-1}$), BVT = Biomasa viva (arbóreo, herbáceas, arbustos y pequeños árboles <2.5cm de DAP, raíces). BMT = Biomasa muerta (mantillo, biomasa arbórea muerta (árboles muertos en pie), ramas y árboles caídos) COS=Carbono orgánico en el suelo (IPCC, 2003). Todos los contenidos de C de las muestras de vegetación y suelo se determinaron con un analizador Shimadzu 5000^a, utilizando procedimientos estándar de laboratorio (Anderson e Ingram, 1993). Como los suelos son generalmente irregulares en la profundidad se midieron en 144 puntos en la parcela la capa de suelo efectiva en cada sitio y el contenido de C del se ajustó al volumen estimado del suelo para cada intervalo de profundidad derivada de los 144 puntos. La intensidad de uso del suelo se calculó utilizando la formula de Young (1994) adaptada. Intensidad de uso del suelo = $t * (C / (C + F))$, donde IUS = intensidad de uso de la tierra; t = número de ciclos; C = años de cultivo en cada ciclo; F = años en descanso entre cada ciclo.

Se propone dos índices de calidad de sitio, uno derivado de las características químicas y físicas de las muestras de suelo y el otro de una serie de parámetros visibles registrados en cada parcela (Q1) y (Q2). Las características químicas y físicas de las muestras de suelo incluidas en el índice de calidad del sitio Q1 (los rangos asignados van de menor a mayor calidad): contenido de nitrógeno (%) que van de 1 a 5 (1 <0,032, 2 = 0,032-0,099, 3 = 0.10 a 0.158, 4 = 0.159-0,221, 5 ≥ 0,221), fósforo (ppm), que varía de 1 a 3 (1 ≤15, 2 = 15,1 a 30, 3 ≥ 30), capacidad de intercambio catiónico (CIC; $cmol\ kg^{-1}$) de 1 a 5, teniendo en cuenta que los valores por debajo de 5,0 $cmol\ kg^{-1}$ indican una limitación en la reserva de nutrientes (FAO, 1979) y mayor CIC mayor disponibilidad: (1 <5,0, 2 = 5,1-15, 3 = 15,1-20, 4 = 20,1 a 40, 5 ≥ 40), carbonato de calcio (%), en un rango de 1 a 2, teniendo en cuenta que en presencia de arcilla el $CaCO_3$ está dominado por Ca intercambiable, que a su vez favorece las condiciones físicas del suelo donde se acumula el carbonato (1 = 0-5, 2 = 5,1-10), pH, teniendo en cuenta que la mayoría de los nutrientes de las plantas se encuentran más disponibles en un pH neutro (1 <5,5, 2 = 5,6-6, o > 8,3, 3 = 7.4-8.3, 4 = 6.1 a 7.3) y en la textura del suelo se considera principalmente la disponibilidad de agua y capacidad de drenaje que va de 1 a 8 (1 = arenoso, 2=arcilloso, 3 = arcillo arenoso, 4 = franco limoso, 5 = franco arenoso, 6 = franco arcillo arenoso, 7 = franco arcilloso, 8 = franco). La calidad Q1 del sitio fue analizada por separado para cada profundidad del suelo (0-10, 11-20, 21-30). Las variables ambientales locales tomadas en cuenta en el Q2 del sitio incluyen: porcentaje de superficie cubierta por rocas, variando de 1 a 5 (1 = 50 a 100%, 2 = 26 a 50%, 3 = 11-25%, 4 = 1 a 10%, 5 = 0%), posición en la ladera de la colina, de 1 a 4 (1 = arriba, 2 = medio, 3 = abajo, 4 = plano), la pendiente, que va de 1 a 5 (1 = ≥ 50%, 2 = 40-50%, 3 = 30-39%, 4 = 20-29%, 5 = 0-19%), la profundidad promedio del suelo en 5 clases cm (1 = 0-5 cm, 2 = 5.1 10 cm, 3 = 10,1 a 15 cm, 4 = 15,1 a 20 cm, 5 = 20,1 a 25 cm, 6 = 25,1 a 30 cm, 7 > 30 cm), y el origen del fuego con tres categorías (1 = intencional, 2= natural, 3 = sin fuego). Las puntuaciones de cada factor se sumaron para cada parcela, con la puntuación final de Q1 del sitio teóricamente van desde 6 (todos los valores 1; sitio más bajo en calidad) a 27 (todos los valores en el máximo, la calidad del sitio más alto) y con el resultado final de la Q2 del sitio que van a

partir de 5 (todos los valores 1; sitio de calidad más baja) a 19 (todos los valores en el máximo de calidad). Los depósitos de C se estimaron para cada clase de edad, también se analizó la diferencia global de las existencias de C entre todas las parcelas en descanso por un lado y bosque inalterado por otro lado. Se aplicó la prueba de Bonferroni para la homogeneidad a los depósitos para cada clase de edad y para la vegetación secundaria en descanso frente a selvas inalteradas.

Se realizó un análisis de correlación para determinar si el C en cada grupo es dependiente de las variables y los incrementos con las variables independientes como años de recuperación (edad), intensidad de uso del suelo (IUS) y los dos índices de calidad de sitio (Q1, Q2). Sólo los coeficientes de correlación con una probabilidad de rechazo de menos de 10% ($p < 0.1$) son reportados. Se aplicaron regresiones múltiples a la BT, el IBT, el COS en las tres capas (0-10, 11-20, 21-30) y C total del suelo, C total del ecosistema, utilizando como variables independientes: los años de recuperación (edad), la edad al cuadrado, IUS y los dos índices de sitio de calidad (Q1 y Q2). Se aplicó un análisis de correlación de Spearman para determinar si las variables independientes se correlacionan con alguno o varios factores considerados. El análisis de regresión se realizó de dos maneras, estándar y pasos secuenciales y los modelos más significativos con una total $p < 0.01$ fueron seleccionados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El carbono orgánico del suelo (SOC) contenido (en% de volumen) fue relativamente alto en la capa cm 0-10 (hasta 9.8% en bosques no alterados) y disminuyó hasta el 3.16% en la capa de 21-30 cm de los bosques en la edad clase 31 - 40 años (Figura 2). Una tendencia positiva en el contenido de C (en Mg ha^{-1}) en relación con la edad es observada en la primera capa (0-10 cm) a partir de la clase de edad C1 (1-5 años) y hasta C6 (26-30 años). Los suelos de los paisajes kársticos suelen tener un alto contenido de SOC (Mendoza y Messing, 2005), pero por lo general son poco profundos y presentan una alta densidad de rocas en la superficie. Debido a estas características, el total de COS (en Mg ha^{-1}) en los sitios de estudio fue relativamente baja. Alrededor del 50% de C total en el suelo se presenta en los primeros 10 cm en todas las clases de edad.

En todas las etapas de sucesión la variación en el aumento de la biomasa es alta, posiblemente debido a la correlación entre el aumento de la biomasa, la IUS y calidad de sitio Q1. Como era de esperar, el C total se correlaciona positivamente con la edad ($0.51 < 0.01$) pero negativamente con la IUS ($-0.47 < 0.01$). Se observó una correlación positiva entre el C total del suelo y Q2 (características fisiográficas locales). El contenido de COS en los primeros 20 cm se correlaciona positivamente con los dos índices de calidad de sitio. El índice de calidad de sitio Q2 se correlaciona positivamente con COS a una profundidad de 21-30 cm. La regresión lineal de pasos secuenciales para el C en 0-10 cm muestra un coeficiente negativo para IUS ($-6.36 < 0.01$, (± 3.74)) y los coeficientes de positivos para la calidad del sitio (Q1 (1.49^{NS} (± 0.99)) Q2 ($2.45 < 0.01$, (± 0.52)). La IUS no se correlaciona con los depósitos de C en 11-20 o 21-30 cm, sólo la calidad de sitio Q2 tiene una correlación positiva significativa de los coeficientes para ambas profundidades ($1.79 < 0.01$, (± 0.47) ; ($1.64 < 0.01$, (± 0.34)), mientras que la calidad de sitio Q1 sólo se correlacionó positivamente con el C en 11-20 cm ($1.97 < 0.01$, (± 0.73))

Cuadro 1. Contenido de carbono medio (MgCha^{-1}) en los principales depósitos de vegetación secundaria (en 7 clases de edad) y selvas intactas en El Ocote, México. Clase de edad fueron 1-5, 6-10, 11-15, 16 -20, 21-25, 26-30, y 31-40 años después del abandono. Entre paréntesis el porcentaje de C en el grupo en relación con el total de los sitios. Las letras indican las diferencias significativas entre los grupos de edad.

Clase de edad (N)	C1(14) 1-5 MgCha^{-1}	C2(15) 6-10 MgCha^{-1}	C3(13) 11-15 MgCha^{-1}	C4(5) 16-20 MgCha^{-1}	C5(6) 21-25 MgCha^{-1}	C6(5) 26-30 MgCha^{-1}	C7(5) 31-40 MgCha^{-1}	Selvas MgCha^{-1}
BT (BV+BM)	33.8a (29%)	55.5a (39%)	81.0ab (54%)	70.1ab (39%)	106.2b (53%)	118.4b (56%)	111.1b (60%)	122.0c (61%)
COS								
0-10 cm	40.4	47.0	41.1	48.4	47.7	53.9	40.0	42.5
11-20 cm	27.0	28.9	20.2	39.4	27.5	25.9	23	25.8
21-30 cm	14.2	11.3	8.1	20.2	18.2	13.2	12.1	10.8
0-30 cm	81.6 (71%)	87.2 (61%)	69.4 (46%)	108.0 (61%)	93.3 (47%)	93.1 (44%)	75.0 (40%)	79.4 (39%)
TC	115.4a	142.8ab	150.4ab	178.1abc	199.5abc	211.5c	186.1bc	201.3bc

La relación entre el uso del suelo y la sucesión vegetal es compleja: la intensidad de uso del suelo, el número de años que la vegetación se ha recuperando y la calidad del sitio se han identificado como factores con una fuerte influencia en la naturaleza y el tipo de vegetación secundaria de rebrote (Silver *et al.*, 2004). El carbono en la biomasa arbórea en selvas húmedas no perturbadas fue mayor que el promedio observado para el trópico húmedo de México (52 Mg C ha⁻¹ en todos los tipos de bosques inalterados tropicales y 19 Mg C ha⁻¹ en los bosques tropicales perturbados; De Jong *et al.*, 2010), pero inferior a las regiones cercanas en Chiapas o Veracruz. El C total en los bosques maduros y secundarios es mayor en la región de la Selva Lacandona (276.3 Mg C ha⁻¹ en BT y 452.6 Mg C ha⁻¹ de C total en sitios inalterados y 136.4 Mg C ha⁻¹ en BT y 272.3 Mg C ha⁻¹, C Total en vegetación secundaria, De Jong *et al.*, 2000) y Los Tuxtlas, en Veracruz (195.1 Mg C ha⁻¹ en BT y 391.6 Mg C ha⁻¹ en el C total, Hughes *et al.*, 2000). Sin embargo, Cairns *et al.* (2000) encontraron 59.9 Mg C ha⁻¹ en bosques lluviosos y semi-lluviosos de Chiapas y 119.3 Mg C ha⁻¹ en Veracruz (con 45% de C en la biomasa). (Van der Wal, 1999, Eaton y Lawrence, 2009).

La transformación de tierras forestales a tierras agrícolas conduce a pérdidas considerables de la biomasa aérea, pero su efecto sobre las existencias de C del suelo sigue siendo poco conocido. Se da por supuesto que después de la conversión a un uso agrícola, el suelo se empobrece en C, situación que se invierte durante el período de descanso (Lugo y Brown, 1992). En contraste con las expectativas en este trabajo, el C en el suelo de la vegetación secundaria de 0 a 30 cm no aumenta o disminuye con la edad debido a la conversión de uso del suelo. La media de almacenamiento de COS de todos los sitios de vegetación secundaria juntos fue ligeramente más alto (84 tC ha⁻¹) comparado con las selvas no perturbadas (79.3 tC ha⁻¹), pero no hubo diferencia estadística en el COS total o en cualquiera de las tres clases de profundidad. Aunque el contenido de carbono (% de volumen) en los suelos de los sitios de estudio es relativamente alta (Figura 2), los suelos poco profundos con un alto porcentaje de rocas en la superficie reduce el volumen del suelo por unidad de superficie y por lo tanto el contenido de carbono en el suelo por hectárea fue relativamente baja en todos los grupos de edad. En las laderas, la erosión de los Leptosoles generalmente sigue el ritmo de formación del suelo y el material del suelo no se acumula o se acumula muy lentamente en relación a la pendiente. McGrath *et al.* (2001) y Hughes *et al.* (2002) concluyen que el C del suelo se correlaciona positivamente con el contenido de arcilla. Contrario a los resultados de este estudio que presentan una correlación negativa entre el contenido de C (en % de volumen) y el contenido de arcilla en las tres capas. Los diferentes patrones observados en la dinámica del C en el suelo, posterior al cambio de uso no sólo dependen de la acumulación de biomasa por encima del suelo y la producción de mantillo, sino también los diferentes niveles de profundidad del suelo, de los depósitos activos y pasivos que existen en todo tipo de suelo, textura y las características de los ecosistemas (Yanai *et al.*, 2003). Las características del sitio, tales como la composición del paisaje, orientación, pendiente, altitud y tipo de suelo, puede localmente influir en el almacenamiento de C. El número y la diversidad de factores que varían entre los sitios dentro de una cronosecuencia de relieve tan heterogénea requiere la necesidad de mediciones más detalladas en series de tiempo en sitios particulares (Chazdon *et al.*, 2007).

CONCLUSIONES

Los índices de calidad del sitio se correlacionan positivamente con el carbono del suelo en la vegetación secundaria y las selvas no perturbadas. La frecuencia de uso explica parte de la variación en el conjunto de datos, pero sólo en las parcelas más jóvenes de vegetación secundaria donde la continuidad de uso en realidad si tiene una variación entre los sitios. Se requiere evaluar las características del suelo y uso de la tierra en relación a las tasas de acumulación de la biomasa sobre el suelo para mejorar en gran medida la capacidad para predecir la acumulación de C el suelo a través de paisajes y regiones. Al escalar la información más allá del nivel de parcela individual, la variación en las tasas de acumulación de C asociada con la historia de uso de la tierra, factores edáficos, los cambios futuros en el uso del suelo y el complejo sistema del cambio climático global y local, las incertidumbres en la modelación de la dinámica C, requieren atención especial para generar las probabilidades de cambio, la magnitud de los efectos en las emisiones de CO₂ y las variaciones temporales en el paisaje local y regional.

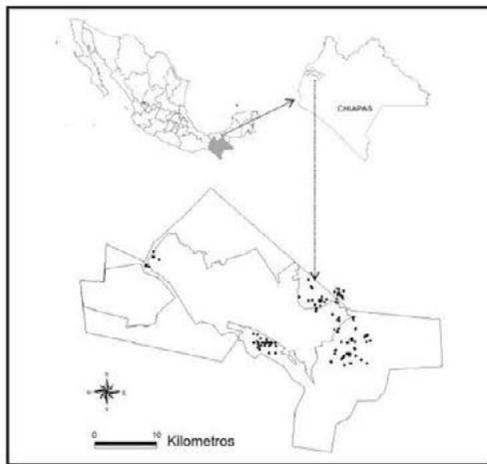


Figura 1. Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo.

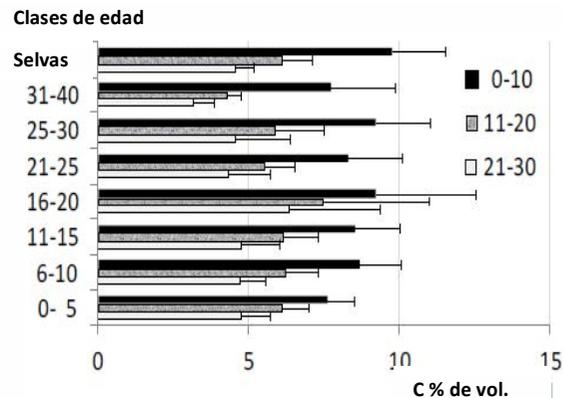


Figura 2. Media y el 95% intervalo de confianza del contenido de carbono (en% del volumen) en cada nivel de profundidad (0-10 cm, 11-20, 21-30) y grupo de edad

BIBLIOGRAFIA

- Anderson, J. M., Ingram, J.S.I., 1993. Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook of Methods. CABI. Wallingford, RU.
- Bonino, E. E. 2006. Changes in carbon pools associated with a land-use gradient in the Dry Chaco, Argentina. *Forest Ecology and Management* 223 183–189
- Brown S., 2002 Measuring carbon in forests: current status and future challenges *Environmental Pollution* 116 363–72
- Cairns M. A., Olmsted, I., Granados, J., Argaez, J., 2003. Composition and aboveground tree biomass of a dry semi-evergreen forest on Mexico's Yucatan Peninsula 2003. *Forest Ecology and Management* 186: 125–132
- Cairns, M.A., Brown, S., Helmer, E.H., Baumgardner, G.A., 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111: 1–11.
- Cairns, M.A., Haggerty, P.K., Alvarez, R., De Jong, B.H.J., Olmsted, I., 2000. Tropical Mexico's recent land-use change: a region's contribution to the global carbon cycle. *Ecological Applications* 10: 1426–1441.
- Chazdon, R.L., Letcher, S.G., Van Breugel, M., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., Finegan, B., 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society of Biological Sciences* 362: 273-289
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2000. Programa De Manejo Reserva De La Biósfera Selva El Ocote. CONANP-SEMARNAT. México, D. F. 220 p.
- De Jong, B., Anaya, C., Maser, O., Olguín, M., Paz, F., Etchevers, J., Martínez, R.D., Guerrero, G., Balbontín, C., 2010. Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in Mexico. *Forest Ecology and Management* 260, 1689-1701.
- De Jong, B.H.J., Ochoa-Gaona, S., Castillo-Santiago, M.A., Ramírez-Marcial, N., Cairns, M.A. 2000. Carbon flux and patterns of land-use/land-cover change in the Selva Lacandona, Mexico. *Ambio*. 29(8):504-511.
- De Jong B. H. J. y S. Ochoa-Gaona. 2003. Estudio del potencial de captura de carbono en 5 comunidades del municipio de Tenosique, Tabasco. ECOSUR; CONAFOR-PRODEFOR 126 pp.
- Eaton, J., Lawrence, D., 2006. Woody debris stocks and fluxes during succession in a dry tropical forest. *Forest Ecology and Management* 232, 46–55.
- Eaton, J.M., Lawrence, D., 2009. Loss of carbon sequestration potential after several decades of shifting cultivation in the Southern Yucatán. *Forest Ecology and Management* 258, 949-958.
- Flamenco, S. A. F. 2007. Dinámica y escenarios sobre los procesos de cambio de cobertura y uso del terreno en el sureste de México: el caso de la Selva El Ocote, Chiapas. UNAM. 106p.
- Feldpausch, T.R., Rondon, M.A., Fernandes, E.C.M., Riha, S.J., Wandelli, E., 2004. Carbon and nutrient accumulation in secondary forests regenerating on pastures in Central Amazonia. *Ecological Applications* 14:164–176.
- Green, R.D., Fordham, S.J., 1975. A field method for determining air permeability in soil. *Soil Physical Conditions and Crop Production*, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food Technical Bulletin, vol. 29. HMSO, London, pp. 273–288.
- Houghton, R.A., Hackler, J.L., 2001. Carbon Flux to the Atmosphere from Land-Use Changes: 1850–1990 (ORNL/CDIAC-131 NDP- 050/R1). Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN 37831. (Available at: <http://cdiac.esd.ornl.gov/epubs/ndp/ndp050/ndp050.html>).



- Hughes, R.F., Kauffman, J.B., Cummings, D.L., 2002. Dynamics of Aboveground and Soil Carbon and Nitrogen Stocks and Cycling of Available Nitrogen along a Land-use Gradient in Rondonia, Brazil. *Ecosystems* 5: 244–259.
- Hughes, R.F., Kauffman, J.B., Jaramillo, V.J., 2000. Ecosystem-Scale Impacts of Deforestation and Land Use in a Humid Tropical Region of Mexico. *Ecological Applications* 10, 515-527.
- IPCC, 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry (on line) National Greenhouse Gas Inventories Programme. Kanagawa, Japan. <http://www.ipcc.ch>.
- Lugo, A.E. and Brown, S., 1992. Tropical forests as sinks of atmospheric carbon. *Forest Ecology and Management* 54: 239-255
- Marin-Spiotta, E., Ostertag, R., Silver, W. L., 2008. Long-term patterns in tropical reforestation: plant community composition and aboveground biomass accumulation. *Ecological Applications*, 17(3): 828–839
- McGrath, D.A., Smith, C.K., Gholz, H.L., de Assis Oliveira, F., 2001. Effects of Land-Use Change on Soil Nutrient Dynamics in Amazônia. *Ecosystems* 4: 625– 645
- Mendoza-Vega, J., Messing, I., 2005. The influence of land and fallow period on the properties of two calcareous soils in the humid tropics of southern Mexico. *Catena* 60 (3): 279-292
- Silver, W. L., Kueppers, L., Lugo, A. E., Ostertag, R., Matzek, V., 2004. Carbon sequestration and plant community dynamics following reforestation of tropical pasture. *Ecological Applications* 14(4) Suplemento 2004: 1115-1127.
- Valentine, H.T., Gove, J.H., Ducey, M.J., Gregorie, T.G., Williams M.S., 2008. Measuring the Estimating the carbon in coarse woody debris with perpendicular distance sampling. Pp 73-87. In: Hoover, C. M. (Ed.) 2008. *Field Measurements for forest carbon monitoring: A landscape-scale approach*. US Forest Service. Durham, NH, US.
- Van der Wal, H. 1999. Chinantec shifting cultivation: Interactive landuse. A case-study in the Chinantla, México, on secondary vegetation, soils and crop performance under indigenous shifting cultivation. Treemail Publishers, Heelsum, The Netherlands. 162 pp
- Yanai, R.D., Stehman, S.V., Arthur, M.A., Prescott, C.E., Friedland, A.J., Siccama, T.G., Binkley, D., 2003. Detecting Change in Forest Floor Carbon. *Soil Science Society of America Journal* 67 (5): 1583-1593.
- Young, A. 1994. *Agroforestry for Soil Conservation*. BPC Wheatons, Exeter, RU

MODELACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO EN LAS FRACCIONES FÍSICAS DE LOS SUELOS USANDO SOLO EL CARBONO ORGÁNICO TOTAL

Paz Fernando^{1*}, Covalada Sara², Hidalgo Claudia³ y Etchevers Jorge³

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Montecillo, Estado de México, México

²Kibeltik Clima y Medio Ambiente A.C., Calle Tlaxcala 48, Barrio Tlaxcala, San Cristobal de las Casas, Chiapas, México

³Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Montecillo, Estado de México, México.

* Autor responsable: ferpazpel@gmail.com; Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México. 56230, México.

RESUMEN

La información disponible en México del carbono orgánico de los suelos (COS) contiene solo el COS total y textura, por lo que su análisis para modelación impone restricciones importantes. Así, el uso de modelos clásicos de la dinámica del carbono está limitado por la información existente para parametrizarlos, por lo que es necesario aproximar esta dinámica en forma más simple. Usando un modelo derivado del balance de masa de fracciones del C en los suelos, validado con datos de Andosoles, Acrisoles y Cambisoles de Atécuaro, Michoacán, México, se aproximó su parametrización usando la fracción del C asociada a la materia orgánica inerte (MOI) del modelo RothC. Los resultados experimentales muestran que el modelo puede ser parametrizado en forma razonable, tomando como referencia el C de la MOI; aunque los resultados muestran un error fuerte en el carbono de la fracción arcilla. Esta situación fue revisada bajo la consideración de errores experimentales asociados a la contaminación del carbono en la fracción.

PALABRAS CLAVE

Cinéticas lineales, C fracción suelo, tamaño partículas

INTRODUCCIÓN

El análisis y síntesis de la distribución del carbono orgánico en los suelos (COS) de México usando las bases de datos históricas disponibles plantea retos importantes en ejercicios orientados a modelación (Paz *et al.*, 2012), ya que solo se cuenta con valores asociados al carbono orgánico total y la textura. Si bien los inventarios nacionales de gases efecto invernadero (GEI) muestran que alrededor de un tercio de las emisiones provienen de los suelos minerales (de Jong *et al.*, 2010), aunque la incertidumbre en las estimaciones de las emisiones de los suelos es más del doble que las de la biomasa viva en los ecosistemas mexicanos, la información disponible hace muy difícil realizar mejores aproximaciones a las definidas en el Tier 2 del IPCC (2003).

Los modelos de la dinámica del C en los suelos permiten explicar los cambios del COS y se pueden usar en términos predictivos al tener una comprensión de los procesos asociados a los cambios de usos del suelo y esquemas de manejo, entre otras cosas (Lal, 2009). Una aproximación usada en una síntesis por el IPCC, derivada de bases de datos de múltiples experimentos internacionales, es el uso de factores de cambio de almacenes de C (Ogle *et al.*, 2005) que, aunque generen resultados comparables con modelos de la dinámica del COS (González *et al.*, 2010), han sido criticados por no considerar en forma explícita la transitoriedad a estados no permanentes (Sanderman y Baldock, 2010). Los modelos de la dinámica del COS, tales como el RothC (Coleman y Jenkinson, 1996) y Century (Parton *et al.*, 1998), usan ecuaciones cinéticas de primer orden y reservorios virtuales para caracterizar el COS asociado a cambios de uso del suelo y esquemas de manejo. Aunque el RothC es considerado como un modelo con pocas necesidades de parametrización con datos, es posible el uso de esquemas todavía más simples con requerimientos mínimos de información (Grace *et al.*, 2006; Andren y Katterer, 2001), pero, al igual que el RothC, necesitan parametrizar los reservorios virtuales. Elliot y Paustian (1996) han descrito un esquema para aislar reservorios significantes para su modelación a través de

mediciones analíticas, permitiendo así modelar lo medible. Aunque ha habido numerosos intentos de asociar los reservorios virtuales a los físicos (Buyanovsky *et al.*, 1994; Balesdent, 1996; Zimmermann *et al.*, 2007), estos han sido relativamente poco exitosos. Estos trabajos han tratado de asociar los reservorios virtuales, cinéticamente definidos, con fracciones físicas o químicas del COS. En particular, el fraccionamiento físico del suelo en materia orgánica particulada (MOP), complejos órgano-minerales primarios (arcilla, limo y arena) y complejos órgano-minerales secundarios (micro-agregados y macro-agregados; entre otros) (Christensen, 2001), ha sido la base de estos esfuerzos de asociar cinéticas de descomposición / asimilación a las fracciones físicas del suelo.

Considerando el caso mexicano con solo información del COS total, en este trabajo se parametriza y discute un modelo simplificado desarrollado por Paz *et al.* (2011), que puede usarse en teminos operacionales. Los desarrollos son usados para modelar el carbono organico de tres suelos de México, Andosol, Cambisol y Acrisol, bajo diferentes condiciones de uso del suelo, clima y de manejo.

MARCO TEÓRICO

Los desarrollos presentados en esta sección están basados en Paz *et al.* (2011), para el caso de complejos órgano-minerales primarios. Usando modelos de cinética lineal entre fracciones del carbono en los suelos, Stewart *et al.* (2008) han planteado una relación entre el carbono (C_f), kg C kg⁻¹ suelo, de una fracción física del suelo y el C total (C_t), kg C kg⁻¹ suelo:

$$\omega_f = \frac{C_f}{C_t} \quad (1)$$

La relación (1), en cinéticas lineales, implica que la concentración de C en cualquier fracción (en términos acumulados) es función lineal de la concentración total y dependiente de la proporción de C de ingreso en cada fracción y sus tasas de descomposición (Stewart *et al.*, 2008).

El modelo de la distribución del carbono por fracciones físicas T (tamaño de las partículas), basado en balances de masa de la cinética lineal, está dado por:

$$C_f = C_t - C_t(1 - \omega_m) \left(\frac{T_m}{T_f} \right) \quad (2)$$

donde T_f es el tamaño de las partículas asociado a la fracción f del suelo; ω_m es la fracción de asociada al tamaño mínimo de las partículas, T_m , considerado; el valor de C_t se refiere al C total del suelo referenciado a un tamaño máximo de partículas T_t (normalmente $T_t = 2000$ micras, $1/T_t = 0.0005$).

La relación (2) puede ser reescrita como:

$$\omega_f = 1 - (1 - \omega_m) \left(\frac{T_m}{T_f} \right) \quad (3)$$

Fracción de carbono orgánico inerte

En el modelo RothC (Coleman y Jenkinson, 1996), uno de sus reservorios más críticos es el carbono orgánico inerte (COI) que tiene tiempos medios de residencia mayores de 50,000 años. Este modelo aproxima el COI usando una relación derivada por Fallon *et al.* (1998):

$$COI = 0.049C_t^{1.139} \quad (4)$$

que ha sido reevaluada para definir intervalos de confianza que permiten caracterizar de mejor forma la incertidumbre de esta aproximación (Fallon *et al.*, 2000).

De argumentos presentados en Paz *et al.* (2011), en términos más o menos generales, la ecuación (4) puede representarse de acuerdo al modelo desarrollado como:

$$COI = \omega_{COI} C_t \quad (5)$$

MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras de suelo usadas en este trabajo se extrajeron de una área de estudio que se sitúa en la microcuenca de Atécuaro, al sur de la cuenca de Cuitzeo, a 12 km al sureste de la ciudad de Morelia, en el Estado de Michoacán (entre 19° 33' 05" y 19° 37' 08" N de latitud; y 101° 09' 00" y 101° 15' 07" O de longitud). La microcuenca tiene un área de 44.2 km² y la altitud varía entre los 2,000 y 2,700 msnm. El clima es templado subhúmedo con una temperatura media anual de 16.8 °C y una precipitación anual de 844 mm, que se concentra entre los meses de junio y octubre. Los tipos de suelo dominantes identificados en la microcuenca son Andosoles, Cambisoles y Acrisoles (INEGI, 1982). Los dos primeros dominan en las zonas de cumbre y laderas, mientras que los Acrisoles ocupan el piedemonte y valle.

Considerando los usos del suelo en el área de estudio, el gradiente de degradación forestal y los distintos tipos de suelo, se seleccionaron 11 sitios de análisis representativos de las condiciones de la microcuenca (Cuadro 1): un pastizal en la zona de cumbre que fue tierra de cultivo (abandonada hace más de 30 años; P1), 4 puntos en las zonas forestales de ladera, representando diferentes niveles de degradación forestal: zona de bosque conservado (BC), zona forestal poco degradada (BD1), zona utilizada para la extracción de leña que sufrió un incendio en 1998 (BD2), área degradada próxima al piedemonte (BD3); 2 áreas de bosque muy degradado en el piedemonte, una sobre Andosol (BD4) y otra en un relicto de bosque sobre Acrisol (BD5); una zona de cultivo tradicional sobre Andosol (C1) y, ya en la zona dominada por Acrisoles, se seleccionaron un área cultivada (C2), una de pastizal (P2) y una zona sin uso (SU), como referencia.

En Abril de 2006 se tomaron muestras de suelo en cada uno de los sitios de estudio. El área de muestreo considerada fue de 1,200 m², distribuida en tres parcelas circulares de 400 m² donde previamente se habían llevado a cabo estudios de la vegetación (Covaleda, 2008). Las muestras de suelo fueron tomadas del horizonte superficial (0-10 cm superiores). En cada sitio se tomaron 3 muestras compuestas de suelo conformadas por 10 muestras simples, utilizando una barrena cilíndrica. Previamente a la toma de cada muestra se apartó la capa de mantillo. Las muestras edáficas se mantuvieron húmedas y fueron almacenadas a una temperatura de 4° C hasta el momento de su análisis. Adicionalmente se utilizaron muestras de suelo tomadas en el año 2002 en la zona de cultivo sobre Acrisol (C2).

Cuadro 1. Ubicación y características de los sitios de estudio

Tipo de vegetación/ uso de suelo	Posición en el paisaje	Localización geográfica		Altitud (msnm)	Tipo de suelo
Pastizal (P1)	Cumbre	19°34'08.3"-N	101°09'59"-O	2615	Andosol
Bosque conservado (BC)	Ladera	19°30'19"-N	101°09'24"-O	2472	Andosol
Bosque degradado (BD1)	Ladera	19°34'40"-N	101°09'29"-O	2435	Andosol
Bosque con extracción de leña (BD2)	Ladera	19°34'51"-N	101°09'56"-O	2415	Cambisol
Bosque degradado (BD3)	Ladera	19°34'45.2"-N	101°10'12.6"-O	2400	Cambisol
Terreno de cultivo(C1)	Piedemonte	19°34'43"-N	101°10'10.0"-O	2360	Andosol
Bosque degradado (BD4)	Piedemonte	19°34'55"-N	101°10'26.0"-O	2355	Andosol
Bosque degradado (BD5)	Piedemonte	19°35'02.9"-N	101°10'39.7"-O	2300	Acrisol
Terreno de cultivo (C2)	Valle	19° 35'22.1"-N	101°12'19.5"-O	2281	Acrisol
Sin uso (SU)	Valle	19° 35'22.1"-N	101°12'19.5"-O	2281	Acrisol
Pastizal (P2)	Valle	19° 35'33.2"-N	101°12'20.7"-O	2290	Acrisol

El COS se determinó por combustión seca en un analizador LECO. Para el fraccionamiento físico por tamaño de partícula, el equipo de ultrasonido utilizado fue un Vibracell (Sonic & Materials Inc., USA) con una potencia máxima de 600 W y una sonda de 13 mm de diámetro. Previamente a su uso el equipo fue calibrado por el método calorimétrico (Roscoe *et al.*, 2000; Oorts *et al.*, 2005).

Para el fraccionamiento físico (Covaleda *et al.*, 2011), de cada muestra se pesaron 20 g de suelo seco equivalente, que fueron tamizados a malla 2 mm y transferidos a un vaso de precipitados de 150 ml. Seguidamente se añadieron 100 ml de agua destilada (relación suelo: suspensión 1:5) y se introdujo la sonda 20 mm dentro de la suspensión. Para determinar la cantidad mínima de energía necesaria para dispersar las muestras

completamente se hicieron pruebas con los tres tipos de suelos, aplicando cantidades crecientes de energía a las muestras. Tras este proceso se decidió aplicar 244 J ml^{-1} a las muestras tomadas en Andosoles y Cambisoles y 354 J ml^{-1} a las muestras tomadas sobre Acrisoles.

Una vez sonicadas las muestras con la energía necesaria para su dispersión completa se procedió a la separación de las fracciones. En primer lugar se separaron las fracciones arena gruesa (AREG: $2000-200 \mu\text{m}$) y arena fina (AREF: $200-50 \mu\text{m}$) mediante tamizado en húmedo. En cada una de estas fracciones, además, se separó la fracción mineral de la materia orgánica particulada (MOP) mediante un proceso de flotación-decantación en agua. El resto de la suspensión fue sometida a centrifugación para conseguir la separación de las fracciones limo (LIM: $50-2 \mu\text{m}$) y arcilla (ARC: $< 2 \mu\text{m}$). Una vez separadas las fracciones fueron transferidas a botes para su secado en estufa. Tras el fraccionamiento, las muestras de suelo quedaron divididas en las siguientes fracciones: arcilla, limo, arena fina, arena gruesa, materia orgánica particulada tamaño arena fina (MOP-AREF) y materia orgánica particulada tamaño arena gruesa (MOP-AREG).

Para evitar hipótesis innecesarias, en lo siguiente todos los análisis se refieren a los resultados de cada una de las repeticiones empleadas para cada uso del suelo. El porcentaje de suelo recuperado tras el proceso estuvo entre el 91 y el 100 %.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1, se muestran los resultados obtenidos de ajustar el modelo de la relación (2), usando $\omega_m = \omega_{\text{ARC}}$ medida para modelar la distribución del C orgánico por fracciones físicas de los tres suelos analizados ($n = 210$). Como se observa en la figura, el ajuste experimental del modelo es excelente ($R^2 > 0.99$), con muy poco sesgo. En el caso de no conocerse el C de una fracción de referencia (arcilla, en este caso), se puede usar un valor aproximado ($\omega_{\text{ARC}} = 0.5$; Paz *et al.*, 2011).

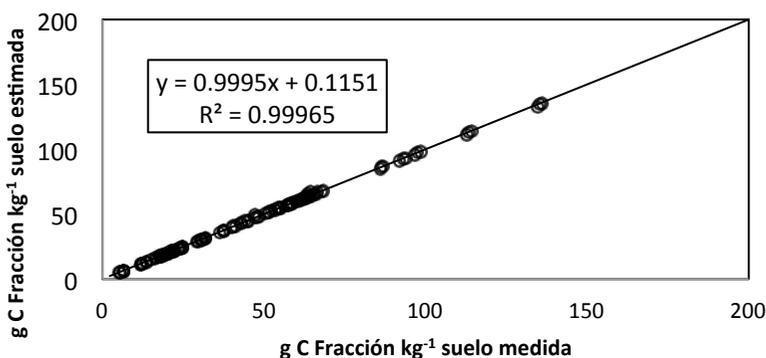


Figura 1. C_f modelada versus estimada usando la fracción arcilla como la mínima.

Para considerar solo las fracciones de los complejos órgano-minerales primarios (fracción min), la relación de Fallon *et al.* (1998) fue evaluada usando $C_{\text{min}} = 0.9 C_{\text{min}+\text{MOP}}$ (Paz, 2012, no publicado). La Figura 2 muestra la relación determinada de acuerdo a la relación (5) planteada, donde $\omega_{\text{COI}} = 0.117$.

Dejando fija $\omega_m = \omega_{\text{COI}} = 0.117$ se estimó el tamaño de partícula asociada de acuerdo a la relación (4), usando un proceso de minimización del error cuadrático de estimación usando la función Solver^{MR} de Excel^{MR}. El resultado del ajuste está mostrado en la Figura 3a, con $T_m = T_{\text{COI}} = 1.913 \mu\text{m}$. Aunque el ajuste obtenido es bueno, Figura 3a, la estimación del carbono en la fracción arcilla resulta pobre, Figura 3b.

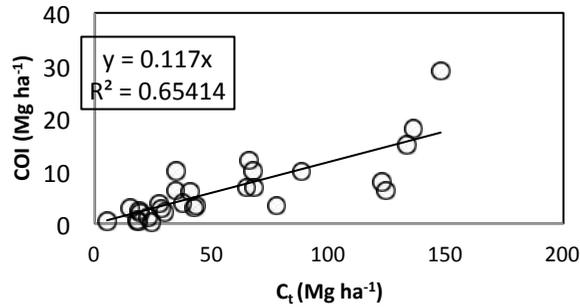


Figura 2. Estimación de ω_{COI} usando los datos de Fallon *et al.* (1998)

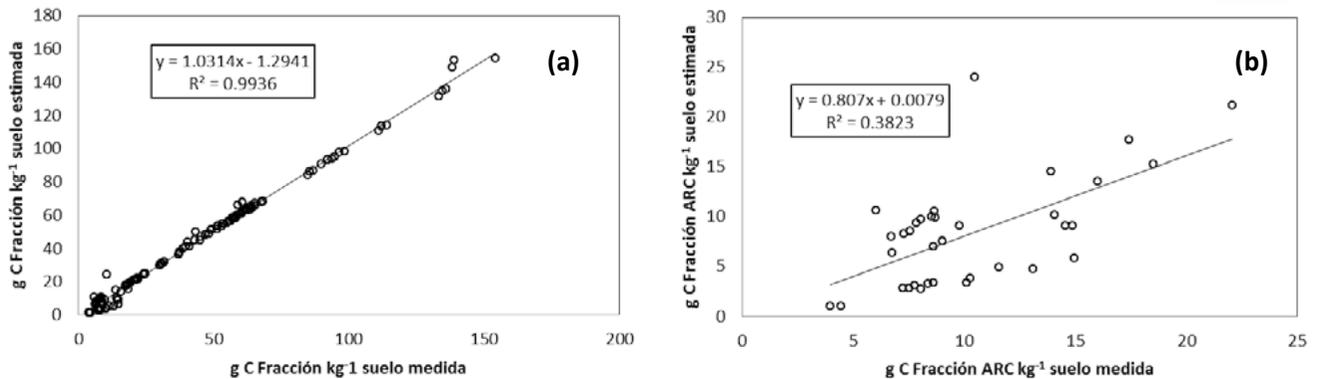


Figura 3. Ajuste del modelo de distribución del C, dejando ω_{COI} fija. (a) todas las fracciones y (b) fracción arcilla (ARC).

El valor de T asociado al COI tiene un valor muy cercano a la fracción arcilla, donde la fracción de C es de alrededor de 0.5 y no 0.12. Esta situación plantea una incompatibilidad del esquema propuesto en relación a la fracción arcilla, que puede ser atribuido a errores experimentales en la determinación del carbono en esta fracción. Este comportamiento, generalmente, es debido a problemas en la fragmentación del C total en fracciones órgano-minerales y particuladas por la contaminación de las fracciones menores (Baldock y Skjemstad, 2000; Balesdent *et al.*, 1998). En el caso de la fracción arcilla, la presencia de MOP y de partículas de limo, además de microagregados, puede ser importante (Chenu y Plante, 2006) y ocasionar patrones erráticos en la estimación de ω_{ARC} . La Figura 4 muestra el ajuste del modelo para el caso de no considerar la fracción arcilla y solo las fracciones ARC+LIM hacia arriba. El valor de T asociado a $\omega_{COI} = 0.117$ fue de 3.34 μm .

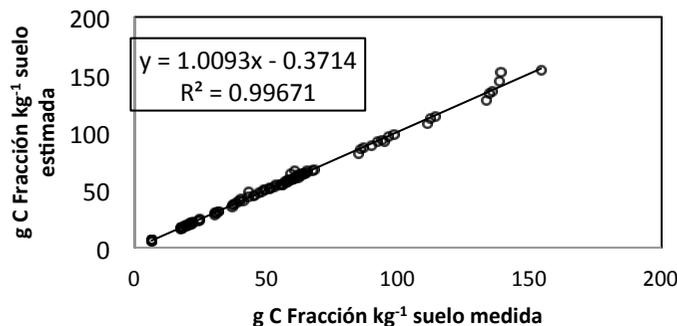


Figura 4. Ajuste del modelo de distribución del C, dejando ω_{COI} fija y sin considerar ω_{ARC} .

Finalmente, bajo la consideración de ajustar el modelo de la relación (2) en cada tipo de suelo y uso del suelo, el Cuadro 2 muestra los resultados obtenidos al estimar T_{COI} usando $\omega_{COI} = 0.117$, donde se observa que los valores difieren por tipo de suelo (Andosol/Cambisol y Acrisol), tal como se puede inferir de la Figura 3b.

Cuadro 2. Estimaciones de T_{COI} (μm) usando $\omega_{COI} = 0.117$

Tipo de vegetación/ uso de suelo	Promedio	Desv. Est.
Pastizal (P1)	1.17	0.09
Bosque conservado (BC)	1.30	0.15
Bosque degradado (BD1)	1.17	0.05
Bosque con extracción de leña (BD2)	1.30	0.06
Bosque degradado (BD3)	1.00	0.01
Terreno de cultivo(C1)	1.18	0.07
Bosque degradado (BD4)	1.29	0.03
Bosque degradado (BD5)	0.40	0.07
Terreno de cultivo (C2)	0.72	0.04
Sin uso (SU)	0.68	0.05
Pastizal (P2)	0.75	0.04

CONCLUSIONES

Usando el modelo de la distribución del carbono orgánico del suelo por fracciones físicas (solo los complejos órgano-minerales), éste fue parametrizado en función de la materia orgánica inerte del modelo RothC. Los resultados muestran que la fracción de este carbono es cercano a la fracción arcilla; aunque la evidencia experimental muestra incongruencias en relación al carbono asociado a esta fracción al usar el carbono inerte. No obstante esto, bajo la suposición de considerar que las estimaciones del carbono en la fracción arcilla no tienen errores experimentales, el modelo general puede ser parametrizado en forma razonable. El carbono de los complejos órgano-minerales puede ser estimado de la relación de éste con el carbono total (órgano-mineral + particulado), de acuerdo a la relación mostrada en Paz (2012, no publicado).

En una perspectiva de considerar que la fracción arcilla está contaminada en el procedimiento experimental, o la fracción usada de la materia orgánica inerte es incorrecta o dependiente del tipo de suelo y uso del suelo, entonces es necesario parametrizar el modelo para cada tipo de suelo y uso de suelo. No obstante esta situación, la aproximación de usar un valor fijo para la fracción arcilla o la de la materia orgánica inerte genera buenos resultados.

BIBLIOGRAFÍA

- Andren, O., and T. Katterer. 2001. The ICBM family of analytically solved models of soil carbon, nitrogen and microbial biomass dynamics – descriptions and application examples. *Ecological Modelling* 136: 191-207
- Baldock J. A., and J.O. Skjemstad. 2000. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Organic Geochemistry* 31: 697-710
- Balesdent J. 1996. The significance of organic separates to carbon dynamics and its modeling in some cultivated soils. *European Journal of Soil Science* 47: 485-493
- Balesdent J., E. Besnard, D. Arrouays, and C. Chenu. 1998. The dynamics of carbon in particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence. *Plant and Soil* 201: 49-57
- Buyanosky G. A., M. Aslam, and G.H. Wagner. 1994. Carbon turnover in soil physical fractions. *Soil Science Society of American Journal* 58: 1167-1173
- Chenu C., and A.F. Plante. 2006. Clay-sized organo-mineral complexes in a cultivation chronosequence: revisiting the concept of the 'primary organo-mineral complex. *European Journal of Soil Science* 57: 596-607
- Christensen B. T. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science* 52: 345-353

- Coleman K., and S. D. Jenkinson. 1996. RothC-26.3: a model of the turnover of carbon in soil. *In*: D. S. Powlson, P. Smith, and J.U. Smith (Eds.). Evaluation of Soil Organic Matter Models using Existing Long-term Datasets. Springer-Verlag, Berlin. Volume 38. pp. 237-246
- Covaleda S. 2008. Influencia de diferentes impactos antrópicos en la dinámica del carbono y la fertilidad de suelos volcánicos mexicanos, implicaciones sobre el secuestro de carbono. Tesis de Doctorado. Universidad de Valladolid. 361 p.
- Covaleda, S., J.F. Gallardo, F. Garcia-Oliva, H. Kirchmann, C. Pratt, and M. Bravo. 2011. Land-use effects on the distribution of soil organic carbon within particle-size fractions of volcanic soils in the Transmexican Volcanic Belt (Mexico). *Soil Use and Management* doi:10.1111/j.1475-2743.2011.00341.x
- de Jong B., C. Anaya, O. Maserá, M. Olguin, F. Paz, J. Etchevers, R. Martínez, G. Guerrero, and C. Balbontin. 2010. Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in Mexico. *Forest Ecology and Management* 260: 1689-1701
- Elliot, E.T., and T.K. Paustian. 1996. Modelling the measurable or measuring the modelable: a hierarchical approach to isolating meaningful soil organic fractionation. *In*: D.S. Powlson, P. Smith, and J.U. Smith (Eds.). Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Long-Term Datasets. NATO ASI Series 1: Global Environment Change, 38, Springer-Verlag, Heidelberg pp. 161-179
- Fallon, P., P. Smith, K. Coleman, and S. Marshall. 1998. Estimating the size of the inert organic matter pool for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 1207-1211
- Fallon, P., P. Smith, K. Coleman, and S. Marshall. 2000. How important is inert organic matter for predictive soil carbon modelling using the Rothamsted carbon model?. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 443-436.
- Grace, P.R., J.N. Ladd, G.P. Robertson, and S.H. Gage. 2006. SOCRATES – A simple model for predicting long-term changes in soil organic carbon in terrestrial ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 1172-1176.
- Gonzalez L., J. Etchevers, F. Paz, R. Valdez, J.M. Gonzalez, and E. C. Moreno. 2010. Estimation of changes in soil organic carbon in hillside systems on a regional scale. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 12: 57-67
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 1982. Carta edafológica E14A23, escala 1: 50 0000. INEGI Aguascalientes, Mexico.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climatic Change). 2003. Intergovernmental Panel on Climate Change. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry, *In*: Penman, J., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe, and F. Wagner (Eds). Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.
- Lal R. 2009. Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European Journal of Soil Science*. 60: 158-169
- Ogle S. M., F. J. Breidt, and K. Paustian. 2005 Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry* 72: 87-121
- Oorts K., B. Vanlauwe, S. Recous, and P. Merckx. 2005. Redistribution of particulate organic matter during ultrasonic dispersion of highly weathered soils. *European Journal of Soil Science* 56: 77-91.
- Paz, F., S. Covaleda, y J. Etchevers. 2011. Modelación de la distribución del carbono orgánico de los suelos por fracciones físicas. *En*: F. Paz (ed.), Memorias del III Simposio Internacional del Carbono en México, Programa Mexicano del Carbono. Toluca, Estado de México. pp. 271-278.
- Parton W. J., J. W. B. Stewart, and C. V. Cole. 1988. Dynamic of C, N, P and S in grassland soil: a model. *Biogeochemistry* 5: 109-131
- Roscoe R., P. Buurman, and E. J. Velthorst. 2000. Disruption of soil aggregates by varied amounts of ultrasonic energy in fractionation of organic matter of a clay Latosol: carbon, nitrogen and $\delta^{13}C$ distribution in particle-size fractions. *European Journal of Soil Science* 51: 445-454.
- Sanderman J., and A. J. Baldock. 2010. Accounting for soil carbon sequestration in national inventories: a soil scientist's perspective. *Environmental Research Letters* 5: 1-6
- Stewart C. E., A. F. Plante, K. Paustian K., R. C. Conant, and J. Six. 2008. Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. *Soil Science Society of American Journal* 72: 379-392
- Zimmermann M., J. Leifeld, W. W. I. Schmidt M., P. Smith., and J. Fuhrer. 2007. Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *European Journal of Soil Sciences* 58: 658-667

EQUIVALENCIA AMBIENTAL Y MODELACIÓN DE LA DINÁMICA DEL CARBONO EN LOS AGREGADOS DE LOS SUELOS

Paz Fernando^{1*}, Hidalgo Claudia², Etchevers Jorge² y Mariela Fuentes³

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5. Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México.

²Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México.

³Universidad Autónoma Metropolitana- Xochimilco, Laboratorio de Fisiología y Tecnología de Cultivos, Departamento de producción agrícola y animal.

* Autor responsable: ferpazpel@gmail.com; Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México. 56230, México.

RESUMEN

La estructura de la matriz de los suelos responde a las condiciones de manejo y uso, por lo que las partículas órgano-minerales primarias (arcilla, limo y arena) y secundarias (agregados) presentarán patrones específicos. En este trabajo, usando un modelo de la distribución del carbono orgánico en las partículas primarias como referencia y la teoría de los procesos multifractales, este modelo se expandió para el caso de los agregados, tanto en función de la masa como del carbono orgánico asociado a los tamaños. Usando estos modelos, se introduce el concepto de equivalencia ambiental como una forma de sintetizar las dinámicas asociadas a distintos usos del suelo y/o prácticas de manejo. De esta forma, con solo la información del carbono orgánico total, y suponer un dato o relación, es posible realizar estimaciones razonables de la distribución del carbono por fracciones en partículas primarias y secundarias del suelo, además de permitir un análisis sintético de experimentos asociados a diferentes tratamientos de un uso del suelo o de diversos usos del suelo. Los modelos y conceptos introducidos fueron revisados usando dos estudios asociados a tres tipos de suelos: Andosoles, Acrisoles y Ferrasoles, bajo diferentes usos del suelo y prácticas de manejo. Los resultados de los ajustes de los modelos realizados arrojaron buenos resultados.

PALABRAS CLAVE

Distribución del carbono y masa, estabilidad en húmedo, multifractales

INTRODUCCIÓN

En términos globales, el almacén de C total del suelo es cuatro veces mayor que el almacén biótico (árboles, arbustos, etc.) y alrededor de tres veces más que el almacén atmosférico (Lal, 2004). Estos números ponen en perspectiva la importancia del carbono orgánico en los suelos (COS). El secuestro de C en los suelos puede lograrse principalmente por: incremento en las tasas de entrada de materia orgánica (MO); incremento en las tasas de descomposición de la MO, reducción de las tasas de pérdida de C por respiración del suelo, colocación de MO a mayor profundidad y mejora de la protección física o química de los suelos.

La estructura de la matriz del suelo puede ser caracterizada en función de procedimientos de fraccionamiento físico de los suelos (Christensen, 2001): (a) materia orgánica libre u ocluida en agregados, sin formar complejos órgano-minerales; (b) complejos órgano-minerales primarios; y, (c) complejos órgano-minerales secundarios (agregados). La modelación de los complejos órgano-minerales primarios, producto de la dispersión física del suelo usando ultrasonido, ha sido discutida en Paz *et al.* (2011, 2012).

Las partículas órgano-minerales primarias y las de MO no en complejos pueden ocurrir como unidades discretas en los suelos, pero generalmente estas unidades están incorporadas en agregados de diferentes tamaños. El potencial de un suelo para formar agregados depende de la distribución de tamaños de los complejos órgano-minerales primarios, MO no en complejos, y sus características.

Los agregados son generalmente clasificados como microagregados (< 250 μm) y macroagregados (> 250 μm) (Edwards y Bremner, 1967; Tisdall y Oades, 1982). La formación, estabilización y rompimiento de agregados ha sido aproximada usando el concepto de jerarquía de agregación introducida por Tisdall y Oades (1982) que propusieron una jerarquía de formación de macroagregados a partir de microagregados, donde las partículas órgano-minerales primarias formaban a los microagregados. Oades (1984) modificó esta teoría y propuso que primeramente se formaban los macroagregados y, de su rompimiento, los microagregados eran creados después, liberando pequeños microagregados (< 20 μm). Six *et al.* (2000) propuso una generalización del modelo de Oades en ciclos de rompimiento y formación a diferentes escalas asociados a prácticas agrícolas.

La teoría de los procesos de agregación en forma jerárquica implica procesos de cascada (interacciones multiescala) asociados a multifractales y funciones universales (Paz *et al.*, 2008). En el fraccionamiento físico con ultrasonido para obtener complejos órgano-minerales primarios, la fragmentación aproxima un proceso de cantidades “desnudas” y el fraccionamiento para agregados cantidades “vestidas” (Paz *et al.* 2009a), lo que implica que su modelación genérica, ambos procesos, requiere de un proceso de integración/diferenciación fraccional (cambios en los exponentes).

En términos experimentales, los agregados son aislados a través de técnicas de fraccionamiento seco o húmedo en tamizado con mallas (Kemper y Rosenau, 1986). El tamizado en seco está asociado a la estabilidad de los agregados por la desintegración mecánica y el húmedo incluye efectos adicionales del proceso de humidificación. Las fuerzas mecánicas ejercidas en el proceso de tamizado en húmedo son menos abrasivas que la del seco. En el tamizado en húmedo se presentan fuerzas de disgregación (rompimiento de grandes agregados en más pequeños) y dispersión (liberación de partículas primarias de los agregados) (Emerson y Greenland, 1990).

Los cambios de uso del suelo y el manejo del suelo producen cambios en la estructura y distribución del carbono en los agregados (Blanco-Canqui y Lal, 2004; Bronick y Lal, 2005), por lo que es importante modelar esta dinámica.

Marco teórico

Paz *et al.* (2011), partiendo de una cinética lineal del carbono en los suelos, establecieron una relación entre el carbono, C_f , de la fracción física f del suelo en relación al C total (C_t):

$$C_f = C_t - C_t(1 - \omega_m)T_m \left(\frac{1}{T_f} \right) \quad (1)$$

donde T_f es el tamaño de las partículas asociado a la fracción f del suelo; ω_m es la fracción de asociada al tamaño mínimo de las partículas, T_m , considerado; el valor de C_t se refiere al C total del suelo referenciado a un tamaño máximo de partículas T_t (normalmente $T_t = 2000$ micras, $1/T_t = 0.0005$). La Figura 1a muestra en forma gráfica el modelo de la relación (1) para el caso de partículas órgano-minerales primarias.

Usando argumentos relacionados con procesos en cascada (Paz *et al.*, 2008 y 2009a), para el caso de partículas órgano-minerales secundarias (agregados), una relación similar a la (1) sería (T_f se refiere al tamaño de los agregados):

$$C_f = A \left(\frac{1}{T_f} \right)^{-B} \quad (2)$$

La Figura 1a muestra un gráfico del caso de las partículas secundarias o agregados y la Figura 1b la relación lineal del espacio log-log de sus transformación.

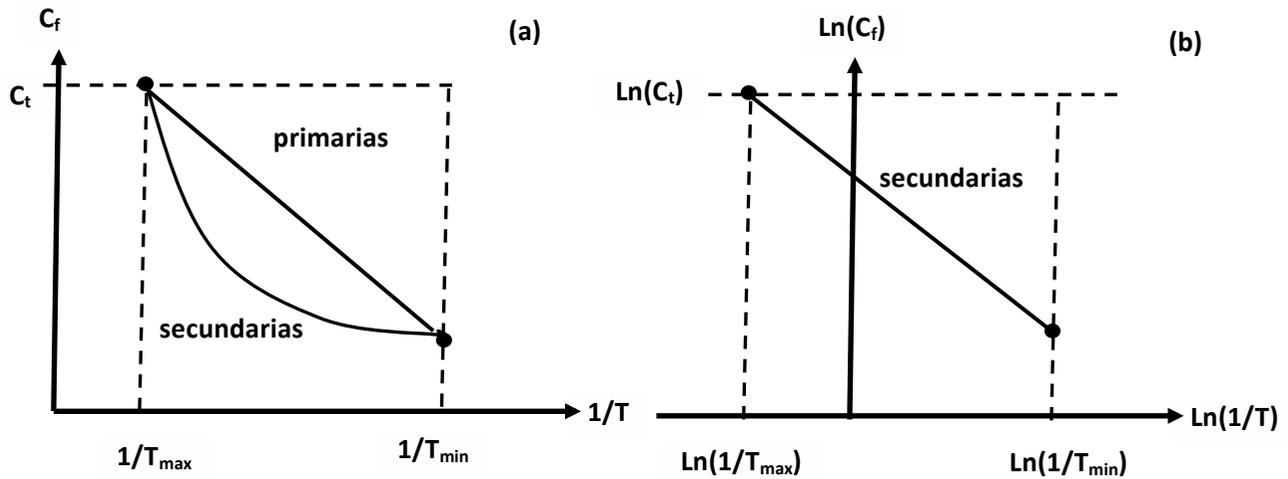


Figura 1. Distribución del carbono por fracciones físicas para partículas órgano-minerales primarias y secundarias. (a) espacio normal y (b) espacio transformado log-log.

Para generalizar el modelo introducido al caso de diferentes usos del suelo y prácticas de manejo, se puede considerar la fracción de masa A_f (en %) asociada al tamaño f de los agregados. Bajo el supuesto que la distribución del tamaño de los agregados tiene una relación similar a la ecuación (2), se puede establecer la relación (datos en %):

$$C_f = a + bA_f \quad (3)$$

La Figura 2a muestra las relaciones entre A_f y C_f (ambos en %) para distintos usos del suelo y/o prácticas de manejo y la Figura 2b la relación entre los parámetros a y b de la relación (3).

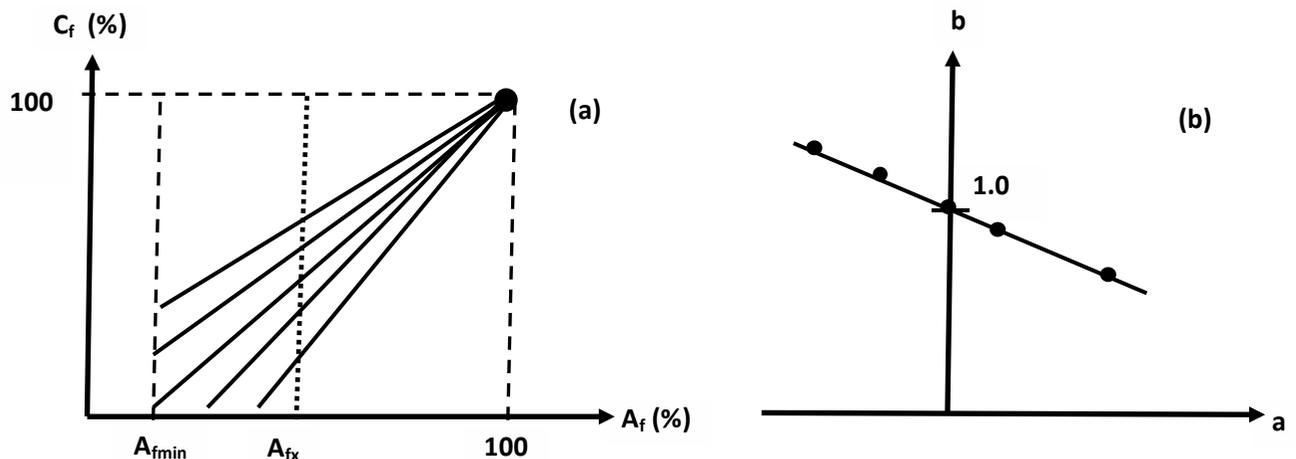


Figura 2. (a) Relación entre A_f y C_f para distintos usos del suelo/prácticas de manejo y (b) relación entre los parámetros a y b .

La relación entre los parámetros a y b de la relación (3) es producto de la propiedad de que un conjunto de líneas rectas que se intersectan en un punto común (Figura 2a), sus parámetros tienen una relación lineal (Figura 2b) y es la base del concepto de equivalencia ambiental introducido por Paz *et al.* (2009b). Este principio establece que es posible hacer equivalentes (en términos de la distribución del carbono en los suelos y distribución de los agregados) diferentes usos del suelo (medios ambientes) y prácticas asociadas a un uso del suelo (manejo). El usar valores de A_f y C_f en porcentaje, permite recentrar en un punto común diferentes usos del suelo y/o prácticas de manejo.

Bajo la consideración de cambios de uso del suelo o implementación de prácticas de manejo aplicados con tiempo suficiente para que la distribución del carbono en los agregados del suelo aproxime un estado de equilibrio (estático o dinámico), el concepto de equivalencia ambiental puede plantearse, en términos generales, usando la distribución del carbono (en masa del carbono en relación a la masa del suelo) por fracciones de agregados y no en términos relativos (%). La Figura 3a muestra esta situación donde diferentes usos del suelo

y/o prácticas de manejo conducen a incrementos o reducciones del carbono total (Blanco-Canqui y Lal, 2004; Bronick y Lal, 2005). En esta situación el punto en común de las líneas rectas se aproxima en una fracción A_f dada, Figura 3a. Así, en la Figura 3b se muestra la relación de la pendiente b de la ecuación (3), con C_f no en %, con el carbono total (C_t).

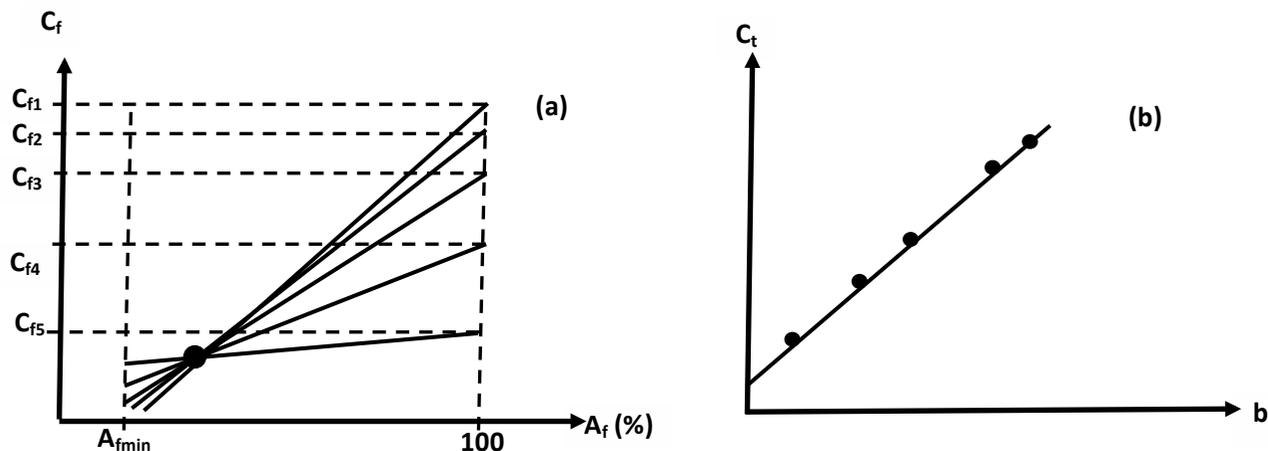


Figura 3. Concepto de equivalencia ambiental en términos del espacio A_f - C_f . (a) Diferentes usos del suelo/prácticas de manejo y punto de convergencia y (b) relación entre la pendiente b de las líneas rectas del modelo entre A_f y C_f y el carbono total del suelo.

La equivalencia ambiental define que puede haber un número cualquiera de usos del suelo o prácticas de manejo de un uso del suelo que tienen una pendiente b (y C_t) en común y que no pueden ser diferenciados en relación a la distribución del carbono por fracciones de agregados, relación (2). En la perspectiva de modelación (tiempo en forma implícita), el concepto de equivalencia ambiental permite sintetizar un número infinito de estados del sistema suelo-estructura (materia orgánica) en función de solo el carbono orgánico total; ya que este define la distribución del mismo por fracciones de agregados. Por otra parte, en relación al análisis de los efectos de diferentes usos del suelo y prácticas de manejo, el valor de C_t define una relación única con la distribución de agregados y el carbono asociado a éstos, permitiendo un formato sintético de análisis.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los modelos y conceptos introducidos fueron revisados usando fraccionamientos en húmedo de dos estudios discutidos en Hidalgo *et al.* (2012). En el primer estudio se analizaron dos suelos de origen volcánico: (a) un Acrisol que se recolectó en Atécuaro (Michoacán), con textura arcillosa, pH ácido, arcillas del tipo caolinita y clorita rica en Fe, así como abundante presencia de óxidos de hierro; los principales componentes férricos son akaganeita, goethita y hematita, los cuales le confieren al suelo un color rojo intenso. (b) un Andosol cultivado en el mismo sitio, con alto grado de perturbación, pH ácido, textura franco limoso y con arcillas del tipo alófano; actualmente presenta características semejantes a las de un Cambisol. En cada suelo se examinaron dos tipos de manejo agronómico bajo condiciones de temporal: (1) tradicional (como lo hace el agricultor), con monocultivo de maíz (*Zea mays* L.) o trigo (*Triticum aestivum* L.) y bajos insumos de fertilizantes químicos y orgánicos; y, (2) con adición regular de abonos químicos y orgánicos (compostas) y empleo de leguminosas como frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) y haba (*Vicia faba* L.). En la cuenca de Cointzio (donde se sitúan los Andosoles y Acrisoles) los agricultores practican un sistema de cultivo que denominan “año y vez” que consiste en cultivar la tierra durante un año y dejarla en descanso en otro. Los suelos considerados en este estudio se cultivaron de manera continua durante cuatro años. Adicionalmente, en el otro estudio se analizaron suelos Ferrasoles en las regiones Mixe, Cuicateca y Mazateca de Oaxaca, México con tratamientos de cultivos tradicionales de maíz o frijol y bosques en regeneración como contraste a los cultivos.

Las muestras de suelo no perturbadas fueron colectadas en los sitios en forma representativa. Las muestras en seco fueron pasadas por un tamiz de 8 mm para obtener una muestra de 20 g para el análisis de estabilidad de agregados en húmedo (Kemper y Rosenau, 1986). La muestra fue disgregada en agua por 30 min y tamizada en

húmedo en una columna de mallas con aberturas de 4.75, 2.00, 1.00, 0.50, 0.25 y 0.05 mm, sumergidas en un cilindro de agua destilada y sujetas a 60 ciclos por min de agitado. Las fracciones que quedaron en cada malla fueron colectadas y secadas a 105°C por 18 h. El carbono orgánico en cada fracción fue determinado con un autoanalizador (TOC-5050A, Shimadzu)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 4 muestra un ejemplo del ajuste del modelo de la relación (1) para las partículas órgano-minerales primarias para el caso del manejo con labranza tradicional en la región Cuicateca.

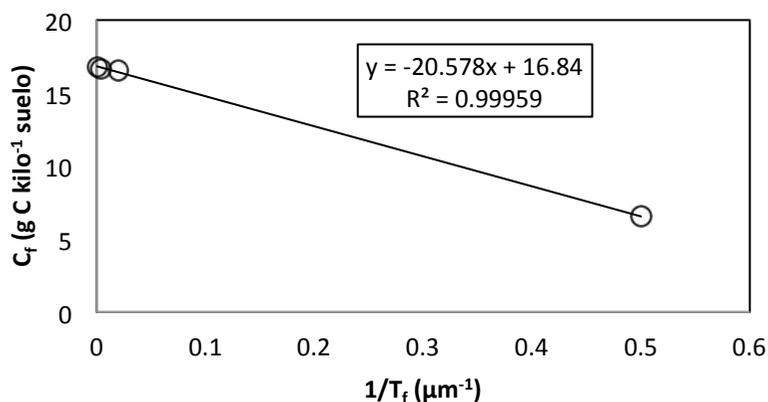


Figura 4. Ejemplo de ajuste del modelo de distribución de carbono por tamaño de las partículas órgano-minerales primarias (labranza tradicional en la región Cuicateca)

En la Figura 5a se muestra un ejemplo del ajuste del modelo de la relación (2) para el caso del carbono orgánico por fracción del suelo y en la Figura 5b el caso de la masa de los agregados. Del ajuste de un modelo común, la relación (3) es consecuencia.

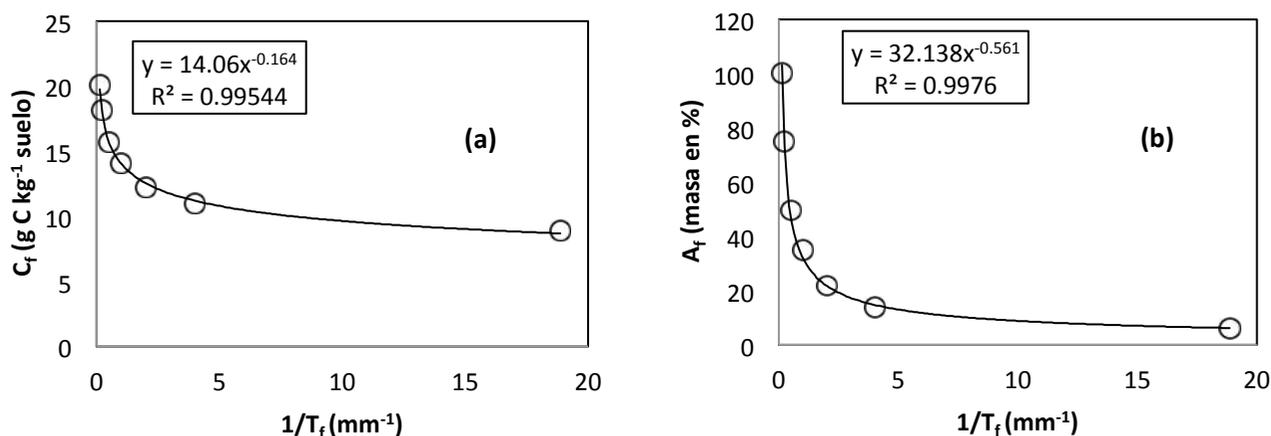


Figura 5. Ajuste del modelo de distribución del carbono y masa por tamaño de los agregados. (a) caso del carbono orgánico del suelo y (b) caso de la masa del suelo (bosque de encino en la región Cuicateca).

La Figura 6a muestra el ajuste del modelo de la relación (3) entre A_f y C_f para el caso de labranza convencional en la región Mazateca. Considerando problemas de contaminación de los agregados en la fracción menor a la de los limos ($< 53 \mu\text{m}$), la Figura 6b muestra la misma relación para el caso de un proceso truncado desde abajo; es decir, el carbono orgánico y la masa de la fracción menor a la de los limos fue supuesta como cero. En ambos casos el modelo se ajusta bien, pero con parámetros diferentes, tal como es esperado.

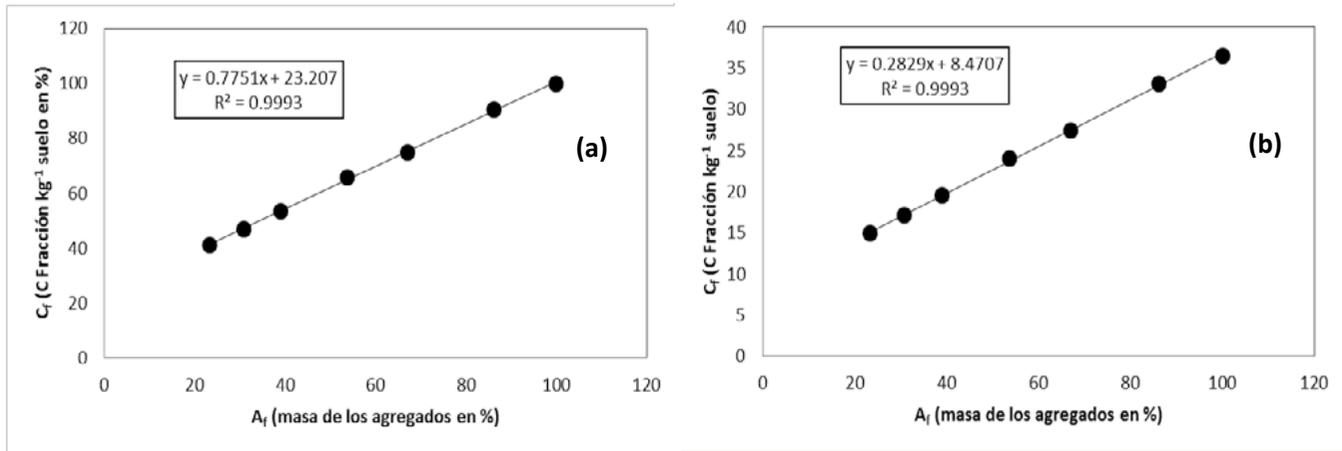


Figura 6. Relación entre A_f y C_f . (a) todos los datos y (b) fracción inferior a los limos nula (caso de labranza tradicional en la región Mazateca).

La Figura 7 muestra el ajuste del concepto de equivalencia ambiental para el caso de valores relativos (%) para los dos estudios analizados.

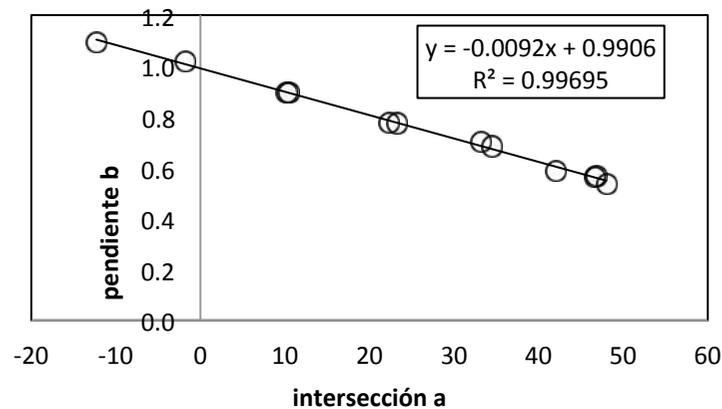


Figura 7. Relación entre la intersección a (en %) y la pendiente b (0 a 1) de los dos estudios analizados.

En el sentido general del concepto de equivalencia ambiental, la Figura 8 muestra la relación entre la pendiente b y el carbono orgánico total para los diferentes usos del suelo y prácticas de manejo en los dos estudios analizados. Se observa en esta figura algo de dispersión en relación al modelo, por lo que se analizó esta misma relación para el caso de modelos ajustados para datos truncados en la fracción limo, Figura 9, donde el ajuste resulta mejor.

Por definición, el valor de la pendiente b de la Figura 7 debe ser 1.0 para el caso de $a = 0$, por lo que el modelo solo requiere de conocer un parámetro.

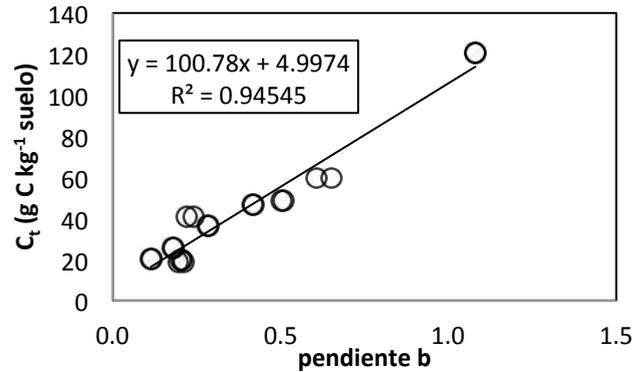


Figura 8. Ajuste del modelo asociado al concepto de equivalencia ambiental general, todos los datos.

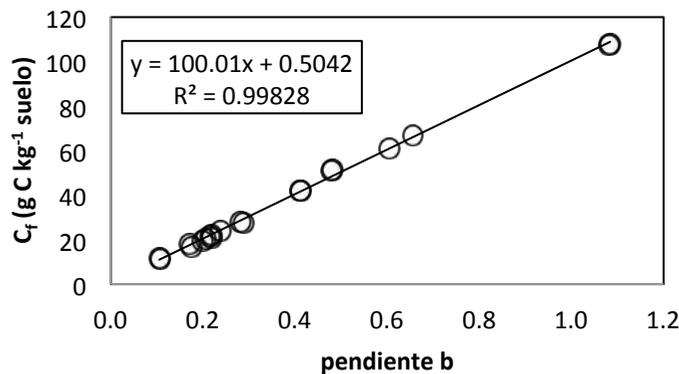


Figura 9. Ajuste del modelo asociado al concepto de equivalencia ambiental general, datos truncados.

CONCLUSIONES

La distribución de la masa y del carbono asociado a los tamaños de los agregados refleja la historia de uso del suelo y/o de prácticas de manejo en un determinado sitio y tipo de suelo. El modelo introducido, bajo el marco de la teoría de los procesos multifractales, permite relacionar las distribuciones del carbono orgánico en los suelos, asociado a las partículas órgano-minerales primarias y secundarias (agregados). El modelo propuesto fue ajustado a datos experimentales de dos estudios, arrojando buenos resultados.

El concepto de equivalencia ambiental propuesto para la distribución del carbono orgánico en las fracciones (masa) de los agregados permite generalizar y sintetizar en forma compacta (relación entre la pendiente entre la masa y el carbono asociado a un tamaño de los agregados y el carbono orgánico total del suelo) un número infinito de trayectorias de cambio en la distribución de la masa y el carbono orgánico en los agregados de los suelos.

BIBLIOGRAFÍA

- Blanco-Canqui, H., and R. Lal. 2004. Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Critical Reviews in Plant Sciences* 23: 481-504
- Bronick, C.J., and R. Lal. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124: 3-22.
- Christensen, B.T. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science* 52: 345-353
- Edwards, A., and J.M. Bremner. 1967. Microaggregates in soils. *J. Soil Sci.* 18: 65-63

- Emerson, W.W., and D.J. Greenland. 1990. Soil aggregates – formation and stability. *In*: M.F. De Boodt, M.H.B. Hayes, and A. Herbillon (Eds.). *Soil Colloids and their Associations in Aggregates*. Plenum Press. New York. pp. 485-511
- Hidalgo, C., Paz, F., y J. Etchevers. 2012. Efecto de las energías de dispersión en la distribución del carbono orgánico por fracciones físicas del suelo. *Estas mismas memorias*.
- Kemper, W.D., and R.C. Rosenau. 1986. Aggregate stability and size distribution. *In*: A. Klute *et al.* (Eds.). *Methods of Soil Analysis: Part I, Physical and Mineralogical Methods*. Second Edition. American Society of Agronomy. Madison, WI. pp. 425-442.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123: 1-22
- Oades, J.M. 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil* 76: 319-337
- Paz, F., C. Balbontín, J. Etchevers, M. Martínez, y C. Ortiz. 2008. Análisis multifractal del carbono en los suelos. 1. Función universal de escalamiento. *Terra Latinoamericana* 26: 183-191
- Paz, F., C. Balbontín, J. Etchevers, M. Martínez, y C. Ortiz. 2009a. Análisis multifractal del carbono en los suelos. 2. Divergencia de momentos estadísticos. *Terra Latinoamericana* 27: 257-264
- Paz, F., S. Covalada, y J. Etchevers. 2011. Modelación de la distribución del carbono orgánico de los suelos por fracciones físicas. *En*: F. Paz (Ed.), *Memorias del III Simposio Internacional del Carbono en México, Programa Mexicano del Carbono*. Toluca, Estado de México. pp. 271-278.
- Paz, F., S. Covalada, C. Hidalgo, y J. Etchevers. 2012. Modelación de la distribución del carbono orgánico en las fracciones físicas de los suelos usando solo el carbono orgánico total. *Estas mismas memorias*.
- Paz, F., M. Odi, A. Cano, M.A. Bolaños, y A. Zarco. 2009b. Equivalencia ambiental en la productividad de la vegetación. *Agrociencia* 43: 635-648
- Six, J., E.T. Elliot, and K. Paustian. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 2099-2103
- Tisdal, J.M., and J.M. Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33: 141-163

ELABORACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE BIOCARBONES (BIOCHAR) DE RESIDUOS DE ASERRÍN Y CAÑA DE AZÚCAR

¹Pérez Guadalupe^{1*}, Hidalgo Claudia¹, Etchevers Jorge¹ y Riegelhaupt Enrique²

¹ Programa de Edafología, Colegio de Postgraduados

² Red Mexicana de Bioenergía (REMBIO)

*Autor responsable: perez.guadalupe@colpos.mx; Carretera México-Texcoco Km. 36.5, Montecillo, Texcoco 56230, Estado de México.

RESUMEN

En México los residuos de la industria forestal y cañera son abundantes y pueden representar un problema de contaminación ambiental. En el caso del aserrín, se ha reportado que éste es altamente contaminante para el medio ambiente si no se maneja apropiadamente. Algunos aserrines poseen alto potencial agropecuario, pero una parte de éstos son considerados basura o son quemados (Godoy *et al.*, 2001). Esta última práctica, libera gases de efecto invernadero a la atmósfera. Como alternativa a este problema se ha propuesto la quema controlada de los mismos en ausencia o con bajo consumo de oxígeno, acompañado por temperaturas relativamente bajas (<700°C), proceso denominado pirólisis. Este proceso genera biocarbón (biochar) al cual se le atribuyen propiedades que permiten mejorar las características químicas, físicas y biológicas del suelo. También, se ha propuesto como una alternativa para capturar carbono. Para obtenerlo se emplean tecnologías amigables con el medio ambiente que permite utilizar, entre otros residuos, los de caña de azúcar y de madera (aserrín y otros). En este trabajo se presenta un procedimiento de elaboración biocarbones a partir de residuos de caña de azúcar (*Saccharum officinarum* L), de aserrín de pinos (*Pinus* sp.), de aserrín y fibras de eucalipto (*Eucalyptus* sp. L'Hér.). La pirólisis se condujo a dos temperaturas (300°C a 600°C), y se usaron dos tamaños de los residuos: grueso (>4mm) y fino (<4mm). Para elaborar el biocarbón se utilizó un prototipo rudimentario de horno pirolítico, consistente en un tubo metálico cerrado de los extremos. El tiempo empleado para elaborar los biocarbones fue un poco mayor a 5 horas, durante el cual, el tubo se giró constantemente a las temperaturas indicadas. Se presenta una caracterización preliminar de las propiedades físicas y químicas de los biocarbones obtenidos.

PALABRAS CLAVE

Biocarbón, biochar, pirólisis.

INTRODUCCIÓN

Biocarbón (biochar) es un término usado para referirse al carbón vegetal producido a bajas temperaturas (<700°C) con escasa o nula presencia de oxígeno, o bien refiere a los materiales orgánicos que se obtienen por degradación térmica en ausencia de aire (Winsley, 2007; Lehmann y Joseph, 2009). Mediante el proceso tradicional de carbonización de leña, aproximadamente se queda fijado 35% de carbono y el resto se emite al medio ambiente (Moura *et al.*, 2010), por lo que es un proceso altamente contaminante. La propuesta para carbonizar biomasa y producir biocarbón (biochar) a baja concentraciones de oxígeno, permite obtener materiales de naturaleza orgánica con mayor cantidad de carbono fijado ($\geq 70\%$) reduciendo drásticamente las emisiones de CO₂. La importancia del biocarbón en el suelo, radica en la capacidad de mejorar la estructura física de éste, además aumenta la infiltración y retención del agua, pudiendo disminuir la acidez y reducir la toxicidad por aluminio. Mejora la densidad aparente y la porosidad del suelo y con ello favorece la actividad microbiana (Smith *et al.*, 2010). El biocarbón (biochar) combinado con otros materiales también proporciona nutrientes a la planta (Winsley, 2007). El objetivo de este trabajo fue preparar biocarbón (biochar) a partir de aserrín de plantaciones forestales y residuos de caña de azúcar, además de evaluar algunas de sus características y propiedades físicas y químicas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para producir los biocarbones (biochar) se usaron residuos de caña de azúcar (*Saccharum officinarum* L) y de aserrín de pino (*Pinus* sp.), aserrín y fibras de eucalipto (*Eucalyptus* sp. L'Hér.). Se emplearon dos tamaños de residuos, grueso (>4mm) y fino (< 4mm). La carbonización de los materiales se hizo de forma artesanal, usando un horno pirólítico consistente en un tubo cerrado en ambos lados que se colocó al fuego, girándolo constantemente, hasta que ya no salieran gases de pirólisis. Se emplearon dos temperaturas 300°C y 600°C. (Figura 1).



Figura 1. Vista de los residuos de aserrín (1a) y de caña de azúcar (1b) usados para obtener los biocarbones (biochar) y del tubo metálico (1c) usado para su elaboración.

Una vez obtenidos los biocarbones, se tamizaron para determinar el tamaño de partícula de los materiales generados. El tamaño de partícula más abundante fue el que pasó por la malla No. 6, correspondiente a 0.3050 mm, por lo que se seleccionó para determinarle sus propiedades físicas y químicas. Para ello se emplearon las siguientes técnicas: (1) pH relación 1:10 en H₂O por potenciometría (Gaskin *et al.*, 2008); (2) conductividad eléctrica relación 1:20 por conductimetría eléctrica; (3) bases intercambiables y capacidad de intercambio catiónico (CIC), mediante extracción con acetato de amonio CH₃COONH₄ 1 N pH 7; (4) nitrógeno total por digestión ácida y destilación; (5) fósforo total mediante una digestión ácida y el fósforo extraíble con NaHCO₃ pH 8.5 y NH₄F-HCL 0.03N, en ambos casos se midió mediante espectrometría visible usando el complejo azul de molibdeno; (6) carbono total con analizador automático SHIMADZU Modelo TOC-VCSN; (7) materia volátil, humedad y cenizas usando la metodología sugerida en la Norma ASTM-D1762 carbón vegetal-84 (1990).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los biocarbones de residuos de caña de azúcar (bagazo y paja) se obtuvieron solamente a alta temperatura (600°C). Los biocarbones de residuos forestales de aserrín de pino tamaños fino y grueso se produjeron a temperaturas baja (300°C) y alta (600°C). El biocarbón de aserrín y fibra de eucalipto sólo se generó a temperatura baja (300 °C). Los resultados de la caracterización química y física de los biocarbones se presentan en las Tablas 1 y 2.

Cuadro 1. Características físicas y químicas de los biocarbones elaborados

Residuos	Temp.	C _t	N _t	P _t	K	Ca	Mg	Na	Materia volátil	Cenizas	Humedad
	°C	(%)									
Bagazo de caña	600	81.8	0.60	0.14	1.28	0.75	0.22	0.25	2.55	15.1	0.16
Paja de caña	600	70.4	0.44	0.14	4.43	0.99	0.36	0.22	2.26	25.4	0.08
Aserrín pino fino	300	88.7	3.83	t	0.31	0.27	0.07	0.16	2.27	2.8	0.12
Aserrín pino fino	600	90.2	3.34	t	0.31	0.21	0.06	0.18	2.36	2.0	0.15
Aserrín pino grueso	300	90.8	0.20	t	0.37	0.19	0.07	0.03	3.01	1.7	0.11
Aserrín pino grueso	600	40.1	0.60	t	6.80	1.8	0.30	t	2.79	1.7	0.07
Eucalipto grueso	300	93.7	0.21	t	4.00	0.2	0.10	t	2.39	42.7	0.13

t: trazas

El contenido de carbono total (C_t) de los biocarbones de bagazo y paja de caña de azúcar, ambos obtenidos a alta temperatura (600°C), fue de 81.8% y 70.4% respectivamente (Tabla 1). Tsai *et al.* (2006) reportó 71% de C_t para biocarbón de residuos de bagazo de caña de azúcar producido a 500°C. Con respecto a los biocarbones de residuos forestales, en la mayoría de ellos el porcentaje de C_t fue cercano a 90% (88.7-93.7% C_t), excepto en el biocarbón obtenido de aserrín y fibra de eucalipto para el cual se obtuvo un porcentaje menor (40.1% C_t). Los porcentajes de C_t para los biocarbones de aserrín de la Tabla 1 son mayores a 82.4% y 78% de C_t, valores reportados por Lehmann *et al.*, (2003) para biocarbones producidos a partir de madera de *Pinus* sp. a 350°C y por Gaskin *et al.* (2008), respectivamente.

El porcentaje de nitrógeno total (N_t) para los biocarbones obtenidos en este trabajo varió entre 0.20 y 0.60%, con excepción de los biocarbones de aserrín de pino tamaño fino a baja (300°C) y alta (600°C) temperaturas, cuyos porcentajes fueron más altos (3.83 y 3.34%, N_t, respectivamente) (Tabla 1). De acuerdo a Lehmann *et al.* (2003), Delucas *et al.* (2006) y Rondón *et al.* (2007) los biocarbones de madera tienen entre 1.09% y 1.66% de N_t. Sin embargo, los porcentajes de N_t menores a 1% mostrados en la Tabla 1 concuerdan con los reportados en otros estudios realizados usando biocarbones obtenidos a partir de astilla de *Pinus* sp., como los desarrollados por Gaskin *et al.* (2008) quienes reportaron 0.9% de N_t y por Brewer *et al.* (2011) que presentaron valores de 0.5% de N_t. En el caso de los biocarbones obtenidos de residuos de caña de azúcar, los porcentajes de N_t de 0.60 y 0.44% de N_t para bagazo y paja, respectivamente, fueron menores a 1.77% N_t, valor señalado por Delucas *et al.* (2006) y Tsai *et al.* (2006) para biocarbones de bagazo de caña de azúcar. El fósforo total (P_t) fue muy bajo en el caso de los biocarbones de residuos de caña de azúcar (0.14% P), y en el resto de los biocarbones se encontraron sólo trazas. Lehmann *et al.* (2003), Delucas *et al.* (2006) y Rondón *et al.* (2007) reportaron contenidos de P_t en biocarbones obtenidos de diferentes tipos de madera que variaban entre 0.06% y 1.36% de P_t. El porcentaje de cationes básicos totales (Ca, Mg, Na y K) en todos los biocarbones fue bajo (<1%), excepto del K en los biocarbones producidos a partir de aserrín y fibra de eucalipto (4% K), paja de caña de azúcar (4.43% K) y bagazo de caña de azúcar (1.28% K). En el caso del biocarbón de aserrín de pino grueso a alta temperatura (600°C) además de K (6.8%) también mostró Ca total en 1.8%. Los porcentajes de ceniza de los biocarbones caracterizados (Tabla 1) fueron muy variables (1.7-42.7%). De acuerdo a la literatura, el porcentaje de ceniza varía debido al uso de distintas temperaturas en la preparación del biocarbón, las más usadas son aquellas que varían entre 250 y 700°C. El análisis de biocarbón obtenido de *Pinus* sp. a temperatura de 300°C, usando la metodología ASTM-D1762-84, realizado por Robertson *et al.* (2012), reportó 3.4% de porcentaje de ceniza. Sin embargo, Sensöz (2003) reportó porcentajes más bajos (1.3%) en *Pinus brutia* Ten, en tanto que

Brewer *et al.* (2011) reportaron para biocarbón de residuos de madera producidos a 800°C valores más altos (16.7%).

La materia volátil de los biocarbones varió de 2.39 a 3.01%. Estos valores son cercanos a los determinados por Robertson *et al.* (2012) con la metodología ASTM-D1762-84 (1.7%), pero menores a 7.2%, valor reportado por Brewer *et al.* (2011) para biocarbones de residuo de madera producidos a 800°C. Otros autores reportan valores más elevados. Es el caso de Novak *et al.* (2009) que obtuvieron 74.4% de materia volátil para biocarbones obtenidos a 250°C de pastos, valor muy similar al reportado por Sensöz (2003) en *Pinus brutia* Ten (72%). Estos porcentajes tan variables dependen en gran medida del material de origen del cual se obtiene el biocarbón. El porcentaje de humedad en nuestros biocarbones fue inferior a 0.2%. Estos porcentajes concuerdan con los reportados por Robertson *et al.* (2012) de 0.316% para biocarbón de *Pinus* sp., pero son inferiores a 3% que es el porcentaje señalado por Sensöz (2003) en *Pinos brutia* Ten. De acuerdo con Brewer *et al.* (2011) los biocarbones de madera contienen 4% de humedad.

En general, los biocarbones presentaron un valor de pH alcalino (entre 7.1 y 10.5), con excepción del biocarbón de aserrín y fibra de eucalipto que mostró reacción ligeramente ácida (pH 6.6) (Tabla 2). Estos valores de pH se encuentran dentro de los rangos reportados en la literatura para el biochar (pH de 4 a 12). La reacción ácida o alcalina de los biocarbones se asocia principalmente a la naturaleza del material y a las temperaturas usadas para su elaboración (Lehmann, 2007; Novak *et al.*, 2009). De acuerdo con la literatura, temperaturas menores de 400°C producen un biocarbón más ácido debido a la combustión incompleta de los componentes orgánicos (Sohi *et al.*, 2010). En tanto que el biocarbón producido a temperaturas mayores de 600°C es alcalino, y suele presentar mayor aromaticidad y bajo contenido de grupos carboxilos (Guo y Bustin, 1998).

Cuadro 2. Características físicas y químicas de los biocarbones elaborados

Residuos	Temp.	pH	P- ext.	K	Ca	Mg	Na	CIC
	°C	(1:10 H ₂ O)	ppm	NH ₄ OAc 1 N pH 7 (cmoles+Kg ⁻¹)				
Bagazo de caña	600	9.4	40.4	2.1	1.2	0.3	0.3	3.3
Paja de caña	600	10.5	95.4	4.9	1.7	0.6	0.1	5.0
Aserrín pino fino	300	7.6	0.10	0.3	0.7	0.1	0.4	3.1
Aserrín pino fino	600	8.0	1.3	0.3	0.5	0.1	0.4	3.3
Aserrín pino grueso	300	7.1	8.4	0.2	0.3	0.1	0.1	3.5
Aserrín pino grueso	600	7.2	2.0	0.3	0.2	0.1	0.1	3.3
Eucalipto grueso	300	6.6	110*	0.6	10	1.6	0.2	10.3

*Solución extractora NH₄F-HCL 0.03N

La concentración de fósforo extraíble en los biocarbones fue en general baja (0.1 a 8.4 ppm) excepto en los biocarbones elaborados a partir de residuos de caña de azúcar (40.4 y 95.4 ppm de P) y de aserrín y fibra de eucalipto (110 ppm P), para este último se empleó otro procedimiento de extracción respecto al utilizado para el resto de los biocarbones analizados (Tabla 2). En general las bases Ca, Mg, Na y K determinadas por extracción con AcONH₄ 1N pH 7 fueron bajas en todos los biocarbones obtenidos de residuos forestales (< 1 cmoles+Kg⁻¹). Los biocarbones obtenidos de residuos de caña de azúcar presentaron valores ligeramente mayores en K y Ca (1 a 5 cmoles+Kg⁻¹), en tanto el Ca y el Mg fueron 10 y 1.6 cmoles+Kg⁻¹, respectivamente, para el biocarbón de residuos de aserrín y fibra de eucalipto. La CIC varió entre 3 y 10.3 cmoles+Kg⁻¹, correspondiendo el valor más alto al biocarbón de aserrín de fibra de eucalipto (10.3 cmoles+Kg⁻¹). Estos valores muestran un bajo nivel de la capacidad de intercambio catiónico de estos materiales, en contraste con lo señalado por Gaskin *et al.* (2008)

para biocarbón producido a temperaturas de 500°C el cual conserva P, K, Ca, Mg extractables con método de Mehlich 1.

CONCLUSIONES

La naturaleza del material (bagazo y paja) usado para preparar los biocarbones de residuos de caña de azúcar, a alta temperatura, influye en el C_t, N_t, K, Ca y Mg totales y en el porcentaje de ceniza de los biocarbones producidos.

Las temperaturas (300 y 600°C) usadas para la elaboración de los biocarbones de aserrín de pino tamaño fino, no provocan variación en las propiedades químicas y físicas de los biocarbones obtenidos. En tanto que éstas si son determinantes en el C_t, N_t, K, Ca y Mg totales de los biocarbones de aserrín de pino tamaño grueso.

El pH es una característica fisicoquímica que no se vio afectada por la naturaleza de los materiales usados, el tamaño de partícula y las temperaturas empleadas para elaborar los biocarbones.

El P extraíble varía por efecto de la naturaleza del material, tamaño de partícula y temperatura usadas para elaborar los biocarbones.

En caso del aserrín de pino, las bases K, Ca, Mg, Na extraíbles con acetato de amonio 1N pH 7 y la CIC no varían con el tamaño de partícula ni la temperatura usadas para elaborar los biocarbones

Para los biocarbones de residuos de caña de azúcar y de aserrín y fibras de eucalipto, las bases K, Ca, Mg, Na extraíbles con acetato de amonio 1N pH 7 y la CIC si varían por efecto del tipo de material usado para elaborar los biocarbones.

El biocarbón de aserrín y fibra de eucalipto presenta propiedades químicas y físicas no similares a las de los biocarbones elaborados a partir de aserrín de pino.

AGRADECIMIENTOS

Línea prioritaria de investigación 16 “innovación tecnológica” y CONACYT.

BIBLIOGRAFÍA

- ASTM, 1990. D1762–84, Standard Method for Chemical Analysis of Wood Charcoal. ASTM International, Philadelphia.
- Brewer, C. E., R. Unger, K. Schmidt-Rohr, R. C. Brown. 2011. Criteria to Select Biochars for Field Studies based on Biochar Chemical Properties. *Bioenergy* 4:312–323.
- Cohen-Ofri, I., Weiner L., Boaretto E., Mintz G., S. Weiner. 2006. Modern and fossil charcoal: aspects of structure and diagenesis. *Journal of Archaeological Science* 33:428-439.
- DeLuca T.H., MacKenzie M.D., Gundale M.J., W.E. Holben. 2006. Wildfire-produced charcoal directly influences nitrogen cycling in Ponderosa pine forests. *Soil Science Society of America Journal* 70:448–453.
- Downie, A., Crosky A., P. Munroe. 2009. Physical Properties of Biochar. In: Lehmann, J., Joseph, S. 2009. *Biochar for environmental management: Science and Technology*. 1. Londres: Earthscan 416p.
- Gaskin, J.W., Steiner C., Harris K., Das K.C., B. Bibens. 2008. Effect of low-temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 51: 2061–2069.
- Guo, Y., Bustin, R.M. 1998. FTIR spectroscopy and reflectance of modern charcoals and fungal decayed woods: implications for studies of inertinite in coals. *International Journal of Coal Geology* 37:29-53.
- Lehmann, J. 2007. Bio-energy in the black, *Frontiers in Ecology and the Environment* 5:381 387.
- Lehmann, J., Da Silva J.R., Steiner C., Nehls T., Zech W., B. Glaser. 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant Soil* 249:343–357.
- Lehmann, J., S. Joseph. 2009. *Biochar for Environmental Management. Science and Technology*. Earthscan Publications 416p.
- Moura, A. P., Campos J. E., S. R. Magalhães. 2010. Melhoría da qualidade de serviço na produção de carvão no setor de carbonização: um estudo de caso. *Revista da Universidade Vale do Rio Verde* 8:19-26.
- Novak, J.M., Lima I., Xing B., Gaskin J.W., Steiner C., Das K.C., Ahmedna M., Rrah D., Watts D.W., Busscher W.J., and H. Schumberg. 2009. Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. *Annals of Environmental Science* 3:195-206.
- Robertson, S.J., Rutherford P.M., Lopez-Gutierrez J.C., and B. H. Massicotte. 2012. Biochar enhances seedling growth and alters root symbioses and properties of sub-boreal forest soils. *Canadian Journal. Soil Science* 92: 329-340.
- Rondon, M.A., Lehmann J., Ramirez J., M. Hurtado. 2007. Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L) increases with bio-char additions. *Biol. Fertil. Soils* 43:699–708.
- Sensöz, S. 2003. Slow pyrolysis of Wood barks from *Pinus brutia* Ten. And product compositions. *Bioresource Technology* 89:307-311.
- Smith, J.L., Collins H.P., V.L. Bailey. 2010. The effect of young biochar on soil respiration. *Soil Biology & Biochemistry*. 42:2345-2347.

- Sohi, S.P., Krull E., Lopez-Capel E., R. Bol. 2010. A review of biochar and its use and function in soil. *Advances in Agronomy* 105:47–82.
- Tsai, W.T., Lee M.K., Y.M. Chang. 2006. Fast pyrolysis of rice straw, sugarcane bagasse and coconut shell in an induction-heating reactor. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 76:230–237.
- Winsley, P. 2007. Biochar and bioenergy production for climate change mitigation. *New Zealand Science Review* 64: 5-1.

ALMACENES DE CARBONO Y CAMBIO DE USO DE SUELO EN EL EJIDO LAS JARAS, MICHOACÁN

Rojas-García F.^{1*}, Ramírez Ojeda G.¹, Santiago-Romero A.² y Arreola-Ramos R.²

¹ Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias

² Universidad Nacional Autónoma de México

*Autor responsable: fabiosxto1981@gmail.com; Av. Progreso No. 5, Col. Barrio Santa Catarina, Del. Coyoacán. CP. 04010 México, D.F.; 3626 8700 Ext. 705.

RESUMEN

El presente trabajo tuvo como objetivo comparar los almacenes de carbono en las condiciones de bosque y área deforestada en el ejido Las Jaras ubicado al interior de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM). Se estableció un sitio de monitoreo permanente, compuesto por dos estaciones una en condición de bosque natural (dominada por *Abies religiosa*) y otra en un área deforestada continua (superficies dedicadas a la agricultura y pastoreo). En cada estación se levantó un inventario dasométrico, así mismo se evaluó la cobertura forestal a través de fotografías aéreas capturadas a 40 m de altura con un helicóptero de radiocontrol. La biomasa de cada árbol se obtuvo mediante ecuaciones alométricas. En el bosque de oyamel se encontró un almacén de 160 MgCha⁻¹ en la biomasa aérea, 7.03 MgCha⁻¹ en el mantillo y 267.75 MgCha⁻¹ en el suelo. En el área deforestada dominada por pastos los almacenes medidos corresponden a 0.71 MgCha⁻¹ en el mantillo y 324.18 MgCha⁻¹ en el suelo. Se realizó un análisis espacio temporal de ocupación del suelo en dos décadas mediante imágenes satelitales Landsat TM; se observó un incremento en la cobertura arbórea por el abandono de tierras agrícolas y un aumento en la cantidad de claros en el bosque. En este trabajo se presentan datos útiles para la construcción de líneas base hacia la eventual implementación de proyectos REDD+ en la RBMM, entre otras actividades de conservación de sumideros de carbono económicamente más atractivas y más competitivas frente a otros usos del suelo.

PALABRAS CLAVE

almacenes de carbono, ocupación del suelo, bosque, deforestación

INTRODUCCIÓN

La deforestación es la modificación más evidente de la superficie terrestre por la acción humana. La pérdida de la cobertura arbórea genera impactos a diferentes escalas. A nivel local disminuye los bienes materiales y los servicios ambientales que proporciona el bosque. A nivel global se altera el clima mediante la modificación del albedo y con ello de los intercambios de energía entre la superficie y la atmósfera, asimismo, se altera el ciclo global del carbono debido a la disminución en los reservorios y superficie de almacenamiento. En el capítulo México de la más reciente Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales de la FAO se describe una reducción de la deforestación en el período 2005-2010 con 187mil hectáreas al año, con respecto a las 276 mil hectáreas al año que se deforestaban en el período 2000-2005. Esta disminución se asocia a la implementación de políticas ambientales y al abandono de tierras agrícolas. Por lo anterior, resulta prioritaria la evaluación de los impactos de la deforestación sobre los almacenes de carbono en bosques mexicanos.

MATERIALES Y MÉTODOS

La Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM) está ubicada en los estados de México y Michoacán (DOF, 2000), forma parte del Eje Volcánico Transversal (Yarza, 2003). La altitud varía de 2400 a 3600m; de la

superficie total el 77% está conformado por sierras y lomeríos, y el 33% restante está compuesto por pequeños valles intermontanos y llanuras (SEMARNAT, 2001).

Los suelos predominantes en el área son andosoles (cerca de 43%), aunque en menor extensión también se han registrado acrisoles, planosoles, feozem, litosoles, luvisoles, cambisoles regosoles, y vertisoles, todos ellos derivados de cenizas volcánicas (SEMARNAP, 1998).

La reserva presenta los siguientes tipos de vegetación: bosque de pino, bosque de encino, bosque de oyamel, matorral de *Juniperus*, bosque de *Cupressus*, comunidad de *Abies-Pinus*, comunidad de *Quercus-Pinus* y comunidad de *Pinus-Abies* (Gómez-Pompa y Dirzo, 1995). La Sierra de Angangueo presenta un clima semifrío subhúmedo con lluvias de verano, C(w₂)(w)(b')i; y al pie de la Sierra el clima se vuelve ligeramente cálido subhúmedo, C(w₂)(w)(b'i') (García, 1997).

Se estableció un sitio de monitoreo permanente el ejido Las Jaras, perteneciente al municipio de Angangueo, en el estado de Michoacán de Ocampo, ubicado a 10 minutos de la cabecera municipal (ver figura 1). Este sitio está compuesto por dos estaciones una en condición de bosque natural y otra en un área deforestada continua. La estación de bosque natural presenta bosque de oyamel. La estación del área deforestada corresponde a áreas dedicadas a la agricultura y pastoreo.

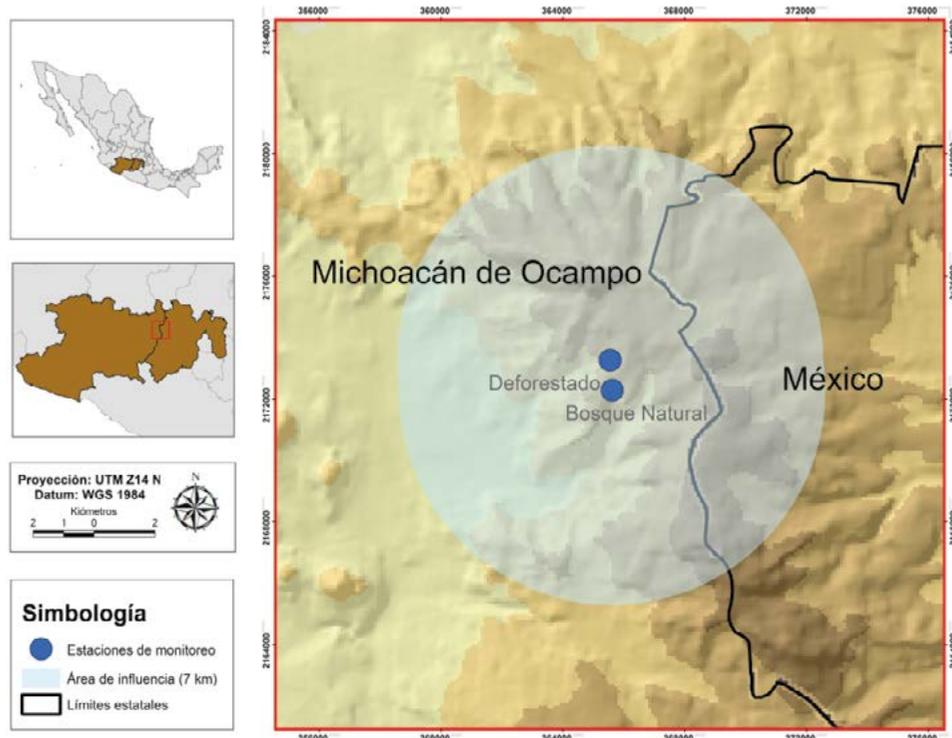


Figura 1. Localización de área de estudio

En cada estación se levantó un inventario dasométrico, bajo el esquema del Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Así mismo se evaluó la cobertura forestal a través de fotografías aéreas capturadas a 40 m de altura con un helicóptero de radiocontrol pilotado por personal del Grupo de Gestión de Recursos Naturales Asistidos por Sensores Remotos.

Para estimar la biomasa de cada árbol se utilizaron ecuaciones alométricas generadas para *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. y para *Pinus montezumae* Lamb. (Avenidaño *et al.*, 2009; Bonilla, 2009). El valor de biomasa obtenido se multiplicó por el valor estandarizado del contenido de carbono de los reservorios la materia vegetal en peso seco (50% de carbono) (IPCC, 2003).

Las muestras de suelo y mantillo colectadas en el sitio 3 de cada conglomerado fueron homogeneizadas, tamizadas (malla 2000 μm) y secadas a 105°C para la realización de los análisis en laboratorio. Las muestras fueron enviadas al Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental del COLPOS para a través del método gravimétrico y el uso de una mufla a 360°C se determinó el porcentaje de carbono de una submuestra de 10 g de mantillo y de suelo.

Para el análisis de ocupación del suelo se utilizaron imágenes provenientes del satélite Landsat 5 TM, con resolución espacial de 30 m. Las imágenes corresponden al mes de abril, del año 1991, 2001 y 2011. Dentro de estas imágenes se localizó el sitio de monitoreo permanente, donde se obtuvieron muestras de suelo, tomando una línea de 7 km, a partir del centro de las estaciones.

El proceso de identificación de uso de suelo se generó a partir de dos categorías generales: zonas con vegetación boscosa y zonas agrícolas. El análisis de uso de suelo se realizó usando una clasificación supervisada en el software ArcGis 9.2 (ESRI, 2007). La construcción de las firmas para la identificación de estas categorías se generó a partir de la combinación de las bandas 4-3-2, donde a partir de un análisis visual se determinaron puntos utilizados durante la clasificación. Una vez obtenidas las imágenes, se calculó la superficie que ocupa cada uso de suelo en cada imagen y se reportó en hectáreas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La RBMM se caracteriza por ser el escenario de complejos problemas económicos, sociales y políticos que inciden en un manejo adecuado de los recursos que alberga (Melo-Gallegos y López-García, 1989; Cornejo *et al.*, 2003).

En este estudio se compararon los almacenes de carbono en las condiciones de bosque y área deforestada, al interior de la RBMM. En el bosque natural de oyamel se encontró una cobertura forestal arriba del 80%. En el área deforestada se encontraron parcelas de cultivos anuales, áreas abandonadas de cultivo y praderas dominadas por *Muhlenbergia sp.*

Los resultados se presentan en la figura 2. Los almacenes de carbono se modifican por las actividades humanas, al comparar las dos estaciones de este estudio, la estación de bosque de oyamel presenta mayor contenido de carbono en los almacenes de biomasa aérea y mantillo. Contrario al contenido de carbono en el suelo que es mayor en el área deforestada.

Las condiciones físicas y biológicas del suelo se modifican con las prácticas de manejo, tal como sucede con la eliminación de bosque para establecer pastizales. De acuerdo con Post y Kwon (2000), la historia de las entradas de material orgánico a los suelos determina las tasas de cambio de carbono orgánico bajo el suelo, se puede ganar o perder carbono dependiendo de las circunstancias específicas, como el uso de fertilizantes, el aprovechamiento forestal o la eliminación de la cobertura vegetal para la producción animal.

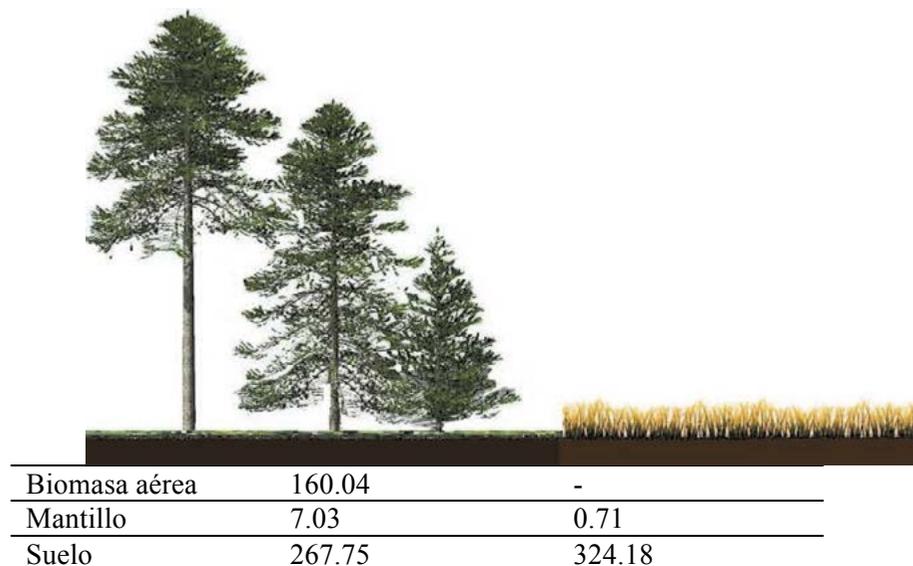
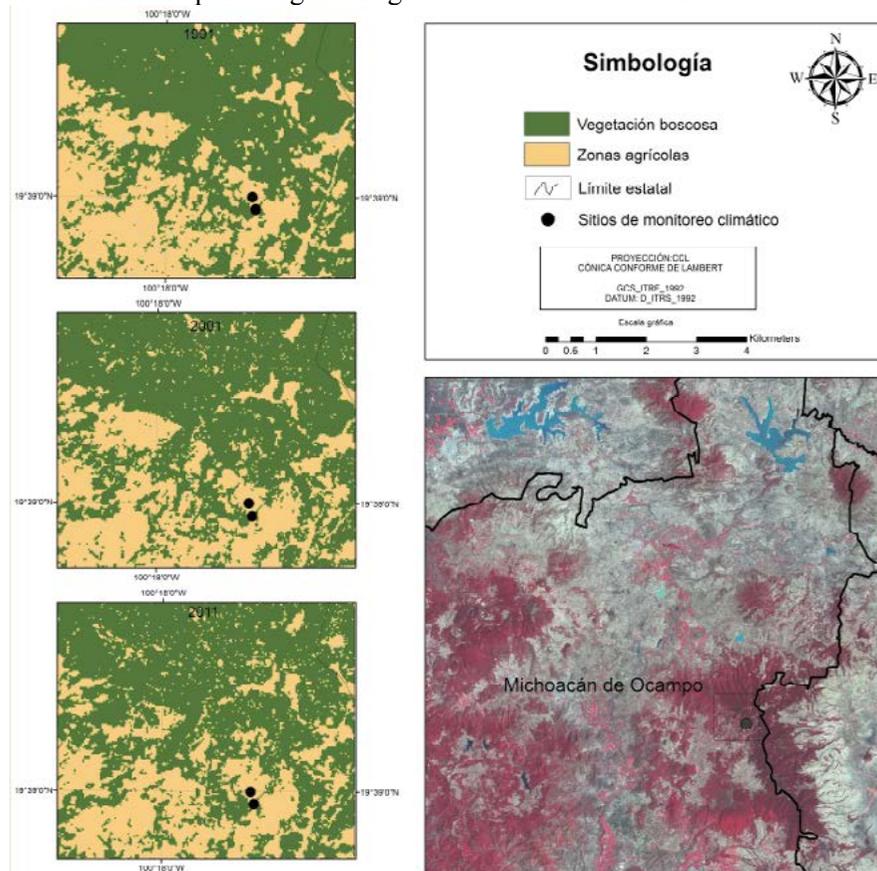


Figura 2. Almacenes de carbono en bosque natural y un área deforestada continua al interior de la RBMM, en MgCha^{-1}

Al análisis espacio temporal de dos décadas mediante imágenes satelitales de mediana resolución muestra que ha habido un incremento en la cobertura arbórea, disminuyendo las zonas dedicadas a actividades agrícolas (Figura 3). Actualmente las principales prácticas de manejo en la RBMM son la conservación en las áreas núcleo y el aprovechamiento forestal controlado en el área de amortiguamiento, principalmente de *Abies religiosa* y varias especies de *Pinus*. Así mismo, han aumentado la cantidad de claros en el bosque, dedicados a actividades agrícolas produciendo así fragmentación en la mancha forestal.

En la RBMM se distribuyen 70 propiedades comunales (57 ejidos y 13 comunidades indígenas), una propiedad federal, una estatal, tres en litigio y alrededor de 25 pequeñas propiedades privadas (CONANP, 2001). La población aquí asentada depende del manejo forestal y la agricultura (Merino, 1999). Sin embargo las restricciones para el manejo forestal se han traducido en tala ilegal que ha causado gran parte la deforestación y degradación en la RBMM (Brower *et al.*, 2002, Ramírez *et al.*, 2003). El manejo de la RBMM no es eficiente y se requieren mayores esfuerzos de investigación orientados a la conservación de los recursos de esta importante área.

Este trabajo es una aportación para la construcción de líneas base en la elaboración de inventarios de gases del sector Agricultura, Silvicultura y Otros Usos del Suelo a nivel estatal y regional, hacia la eventual implementación de proyectos REDD+. De ejecutarse, las actividades de conservación de sumideros de carbono serían económicamente más atractivas y más competitivas frente a otros usos del suelo e incrementarían los recursos que el gobierno suministra para asegurar la gestión adecuada de la RBMM.



Superficie en hectáreas de ocupación del suelo			
Tipo de cobertura	1991	2001	2011
Área con vegetación boscosa	2934.63	2981.07	3132.63
Áreas agrícolas	2041.11	2008.80	1854.72

Figura 3. Modificaciones en la ocupación del suelo durante dos décadas

CONCLUSIONES

En este estudio se compararon los almacenes de carbono en el ejido Las jaras en las condiciones de bosque y área deforestada, al interior de la RBMM. En el bosque natural de *Abies religiosa* se encontró un almacén de 160 MgCha⁻¹ en la biomasa aérea, 7.03 MgCha⁻¹ en el mantillo y 267.75 MgCha⁻¹ en el suelo. En el área deforestada dominada por *Muhlenbergia* sp. los almacenes medidos corresponden a 0.71 MgCha⁻¹ en el mantillo y 324.18 MgCha⁻¹ en el suelo.

Al análisis espacio temporal de dos décadas mediante imágenes satelitales de mediana resolución muestra que ha habido un incremento en la cobertura arbórea, resultado del abandono de las zonas dedicadas a actividades agrícolas, y que han aumentado la cantidad de claros en el bosque, dedicados a actividades agrícolas produciendo así fragmentación en la mancha forestal.

El manejo de la RBMM no es eficiente y dada la problemática de la región se requieren mayores esfuerzos de investigación orientados a la conservación de los recursos de esta importante área, en este trabajo se presentan datos para la construcción de líneas base hacia la eventual implementación de proyectos REDD+.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó gracias al apoyo financiero del proyecto 1434132002 “Efecto de la deforestación sobre el cambio climático local en bosques de coníferas” (INIFAP- Fondos Fiscales).

BIBLIOGRAFÍA

- Avendaño, D., M. Acosta, F. Carrillo, J. Etchevers. 2009. Estimación de la biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa* (H.B.K) Schl. et Cham. *Fitotecnia Mexicana* 32(3): 233-238.
- Bonilla, E. 2009. Uso de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus montezumae* Lamb. Tesis Profesional. Universidad Autónoma Chapingo, México. 60p.
- Brower, L. P., G. Castilleja, A. Peralta, J. López-García, L. Bojorquez, S. Díaz, D. Melgarejo y M. Missrie. 2002. Quantitative changes in forest quality in a principal overwintering area of the monarch butterfly in Mexico, 1971-1999. *Conservation Biology* 16: 346-359.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2001. Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México. 138p.
- Cornejo, G., A. Casas. B. Farfán, J. Villaseñor y G. Ibarra. 2003. Flora y vegetación de las zonas núcleo de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 73: 43-62.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 2000. Decreto por el que se declara área natural protegida, con el carácter de Reserva de la Biosfera, la región denominada Mariposa Monarca, ubicada en los municipios de Temascalcingo, San Felipe del Progreso, Donato Guerra y Villa Allende en el Estado de México, así como en los municipios de Contepec, Senguio, Anganguero, Ocampo, Zitácuaro y Aporo en el Estado de Michoacán, con una superficie de 56,259-05-07.275 hectáreas, Primera sección. Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. 10 de noviembre de 2000. 28p.
- ESRI. ArcGIS 9.2, 2007. www.esri.com.
- García, E. 1997. Climatología de la zona de hibernación de la mariposa monarca en la Sierra Transvolcánica de México Invierno 1991-1992. Serie Varia No. 16. Instituto de Geografía, UNAM. 26p.
- Gómez-Pompa A. y R. Dirzo. 1995. Reservas de la Biosfera y otras Áreas Naturales Protegidas de México. SEMARNAP, INE y CONABIO. México D.F.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Japan. 632p.
- Melo-Gallegos C. y J. López-García. 1989. Contribución geográfica al Programa Integral de Desarrollo Mariposa Monarca. *Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 19:9-26.
- Merino, L. 1999. Reserva Especial de la Biosfera mariposa Monarca: Problemática general de la región. *Sustentabilidad y Desarrollo*. pp 239-248.
- Post, W.M. y K.C. Kwon. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6:317-327.
- Ramírez, I., J. Azcarate y L. Luna. 2003. Effects of human activities on monarch butterfly habitat in protected mountain forest, México. *The Forestry Chronicle* 79(2):242-246.
- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). 1998. Ordenamiento ecológico para la región de la Biosfera Mariposa Monarca. Instituto Nacional de Ecología, Colegio de México, A.C. México.
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2001. Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México. 159 p.
- Yarza, E. 2003. Los Volcanes del Sistema Volcánico Transversal. *Investigaciones Geográficas* 50: 220-234.

CAMBIOS EN EL ALMACÉN DE CARBONO DEL SUELO Y SU CALIDAD A TRAVÉS DE LA HISTORIA DE USO EN EL VALLE DEL MEZQUITAL.

Sánchez-González Arturo¹, Chapela-Lara María¹, Germán-Venegas Edgardo¹, Fuentes-García Ruth², del Río-Portilla Federico³ y Siebe Christina^{1*}

¹ Instituto de Geología,

² Facultad de Ciencias, ³ Instituto de Química, Universidad Nacional Autónoma de México.

* Autor responsable: siebe@unam.mx; Circuito Exterior s/n, Cd. Universitaria, México DF CP 04510; (55) 56224286 ext 155

RESUMEN

Los cambios en el uso de suelo repercuten en la productividad primaria y las tasas de recambio del carbono orgánico del suelo. En este trabajo se comparan los almacenes de carbono orgánico del suelo bajo las diferentes coberturas que caracterizan la historia de uso de suelo en el Valle del Mezquital. Se seleccionaron predios con suelos tipo Vertisol y con cobertura de mezquital, matorral xerófilo, maíz de temporal y diferente tiempo bajo riego con agua residual (rotación de cultivo alfalfa-maíz). Se tomaron muestras de suelo de los primeros 20 y 30 cm en las cuales se cuantificó la concentración de carbono orgánico total, la biomasa de las raíces y residuos vegetales y se realizaron análisis bromatológicos a estos tejidos vegetales. Adicionalmente se adquirieron espectros de IR de la materia orgánica sólida de estos suelos. Los resultados documentan que los mayores almacenes de C se encuentran bajo mezquital y los menores bajo maíz de temporal. Después de 100 años bajo riego con agua residual se recuperan los almacenes de carbono, sin embargo cambia la relación lignina/celulosa en los residuos. Se identificaron diferencias estructurales en las ligninas en función de la profundidad del suelo y del tiempo bajo riego. La lignina presente en los horizontes superficiales y regados por más tiempo con agua residual presenta un menor grado de condensación al tener sistemas aromáticos mono- sustituidos, mientras que la lignina de los horizontes más profundos y regados por menos tiempo presenta un mayor grado de condensación al tener sistemas -orto y -para-disustituidos.

PALABRAS CLAVE

Matorral, riego con agua residual, Vertisol

INTRODUCCIÓN

El cambio de uso del suelo a través del establecimiento de diversas coberturas repercute en la productividad primaria y con ello en la dinámica y el almacén de la materia orgánica del suelo (MOS). La vegetación natural del Valle del Mezquital es de mezquital en las partes más bajas del valle y matorral xerófilo en piedemontes y laderas. Esta cobertura cambió entre los siglos XVI y XIX a agricultura de temporal y pastoreo extensivo y a partir de 1912 paulatinamente a agricultura de riego con agua residual. Las diferentes coberturas tienen una productividad característica, la cual se ve reflejada en la cantidad y calidad de los tejidos vegetales que se incorporan al suelo. Lo anterior define la tasa de recambio de la materia orgánica del suelo y su capacidad de quelatación y adsorción de contaminantes. Es de esperarse por lo tanto que bajo cada cobertura se establezca un contenido de materia orgánica característico, en términos de concentración y calidad, el cual será el resultado del balance entre el aporte de residuos orgánicos, la mineralización y la humificación de los mismos.

El objetivo general de este trabajo fue analizar los cambios en el carbono orgánico del suelo (COS), en términos de cantidad y calidad en los suelos del Valle del Mezquital bajo diferentes coberturas.

MATERIALES Y MÉTODOS

En la zona de los Distritos de Riego 03, Tula, y 112, Ajacuba, se seleccionaron predios con cobertura de mezquital (1), matorral xerófilo (3), maíz de temporal (5) y parcelas con diferente tiempo bajo riego con agua residual y rotación de cultivos dominada por alfalfa y maíz (3, 8, 15, 35, 51, 85 y 100 años). En ellos se muestrearon perfiles por horizonte genético, y se colectaron además muestras compuestas de 0 a 30 cm de profundidad. Las muestras de suelo fueron secadas al aire y tamizadas con una malla de 2mm. El suelo se trituró en un molido de ágata para los análisis del contenido de carbono total utilizando un analizador automático elemental CHNS/O Perkin Elmer 2400 Series II. Se cuantificó la biomasa de raíces y residuos vegetales muertos en los primeros 20 cm del suelo y se realizó un análisis bromatológico de las mismas para conocer su contenido de lignina, celulosa y hemicelulosa.

Además se adquirieron espectros de IR mediante Reflectancia Total Atenuada (ATR por sus siglas en inglés) usando 15 mg de la muestra de suelo y mezclándola con 300 mg de KBr. Los espectros se adquirieron dentro de un rango de 400-4000 cm^{-1} , con 100 barridos y una resolución de 2 cm^{-1} . Los espectros de infrarrojo se analizaron considerando una reducción de los datos a un espacio de menor dimensión, mediante el uso de una rutina clásica de componentes principales. El análisis se realizó con los datos centrados y autoescalados para remover el efecto de la escala provocado por las diferencias en la absorptividad de los diferentes grupos funcionales de la materia orgánica del suelo. El software utilizado para los análisis antes mencionados fue R versión 2.15.1, con la librería ChemoSpec versión 1.51-2.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El mezquital contiene mayor COS que el matorral y el cambio de cobertura de ambos a maíz de temporal provoca una disminución en el mismo (Figura 1). Con la introducción del riego con agua residual el contenido de carbono se incrementa en forma lineal en los primeros 30 años; después aparentemente se establece un nuevo equilibrio, el cual se encuentra en un nivel intermedio entre el del matorral y el del mezquital.

El análisis bromatológico de los residuos vegetales y raíces bajo las distintas coberturas muestra que el contenido de celulosa y hemicelulosa sigue la siguiente relación: maíz > matorral > mezquital = alfalfa, mientras que el contenido de lignina sigue la relación alfalfa = mezquital > matorral = maíz (Cuadro 1).

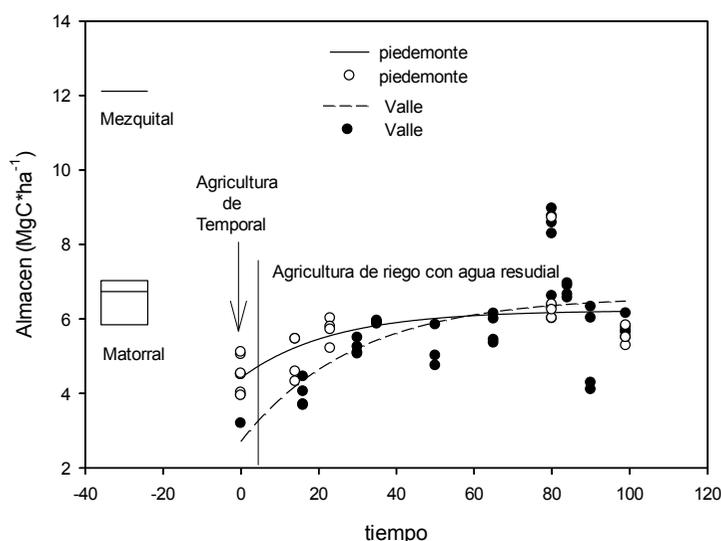
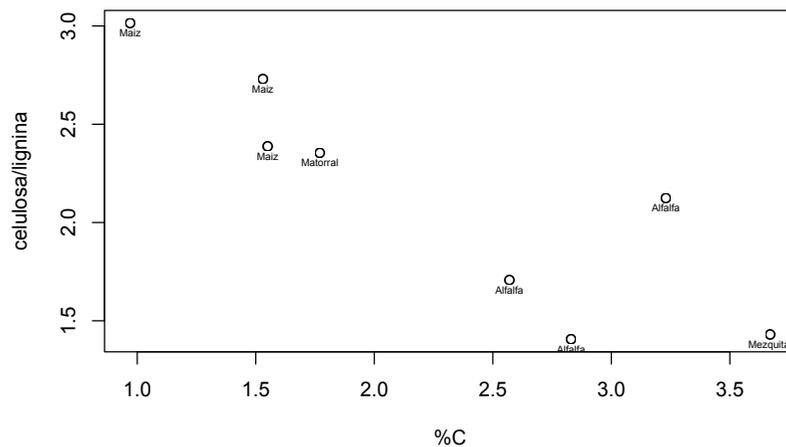


Figura 1. Cambios en los almacenes de COS en los primeros 30 cm del suelo bajo las diferentes coberturas características de la historia de uso de suelo en el valle del Mezquital (basado en datos de Chapela-Lara, 2011 y Germán Venegas, en proceso).

Cuadro 1. Resultados del análisis bromatológico y el contenido de carbono en el suelo de los sitios con diferente cobertura.

SITIO	COBERTURA	CELULOSA %	LIGNINA %	HEMICELULOSA %	%C
Riego	Alfalfa	26.72	19	9.44	2.83
Riego	Alfalfa	30.12	17.64	9.38	2.57
Riego	Alfalfa	32.5	15.3	11.32	3.23
Temporal	Maíz	36.2	13.26	24.51	1.53
Temporal	Maíz	39.73	16.64	18.83	1.55
Temporal	Maíz	40.76	13.52	11.34	0.97
Matorral	Matorral	30.23	12.84	17.64	1.77
Mezquital	Mezquital	24.36	17.03	17.93	3.67

La relación entre el contenido de carbono y la composición de las raíces en las diferentes coberturas (Figura 2) muestra que la biomasa con alto contenido de lignina contribuye a aumentar el contenido de carbono en el suelo. La celulosa y hemicelulosa son compuestos que se degradan más fácilmente comparadas con la lignina, y la presencia de ellos en el suelo tiene un impacto pequeño en el almacén de carbono.

**Figura 2.** Efecto de las diferentes coberturas en la relación celulosa/lignina en función del carbono orgánico del suelo.

El resultado del análisis de componentes principales muestra que con los componentes principales 1 y 2 se explica el 91.1% de la varianza dentro de los espectros. La Figura 3 muestra la importancia (PC Loadings) de las diferentes bandas de absorción de energía en forma de espectro de infrarrojo. El CP1 muestra la variación de los espectros por efecto del tiempo bajo riego con aguas residuales y el CP2 muestra las variaciones a profundidad dentro de los perfiles. La Figura 4 muestra los espectros de materia orgánica del suelo ponderados por el CP 1 y 2. En ella podemos observar que la MOS de los horizontes que conforman la cronosecuencia se asocian en cinco grupos (A, B, C, D, y E) de acuerdo al grado de afectación por el riego con agua negra cruda y el avance de este efecto a través del perfil.

En el grupo A se encuentra la MOS de los horizontes superficiales con más de 35 años bajo riego y casi todo el perfil regado por 100 años. El siguiente grado de afectación (grupo B) lo conforman la MOS de los perfiles regados con más de 15 años y a una profundidad de entre 15-40cm. El grupo C está constituido por la MOS de los horizontes superficial del perfil con 15 años bajo riego y la MOS de los horizontes con 35 y 85 años bajo riego a una profundidad de 50 cm. Los grupos D y E son aquellos con la menor afectación por el riego con agua residual. En el grupo D está la MOS de los horizontes de temporal a una profundidad de 20 cm, el regado por 15 años a 40 cm y el regado por 35 años a una profundidad de 26 cm. La MOS del resto de los horizontes (grupo E) pertenecen en su mayoría a la MOS presente en el perfil que no ha sido regado con agua residual y los perfiles de 15 y 51 años a una profundidad mayor a los 45 cm.

En el componente 1 encontramos las bandas asociadas a la lignina (alrededor de 1462 y 1380 cm^{-1}) (Aranda *et al.*, 2011), polisacáridos (1100-1080, 1030 y 980 cm^{-1} ; Lima *et al.*, 2009), celulosa (3335, 2899, 1428, 1367, 1335, 1202, 1160, 1029, 897, 666, 610; Naumann *et al.*, 2010) y proteínas (1624, 1593, 1543, 1516; Naumann *et al.*, 2010). Esto puede ser una consecuencia directa del incremento en la productividad de los suelos. Al incrementar la producción de biomasa se incrementa el aporte de compuestos como la lignina y celulosa, las cuales son el constituyente mayoritario de las raíces de los cultivos. Dado que el PC1 es el que muestra el efecto del tiempo bajo riego se buscaron la presencia de estas biomoléculas en los diferentes grupos. En la mayoría de los grupos se encontraron las bandas características de la lignina, polisacáridos y proteínas. En el caso de la celulosa solo se encuentran la mayoría de las bandas características en los dos primeros grupos, los más afectados por el riego con agua residual. En el resto de los grupos no se encuentran las bandas características de la celulosa.

Los espectros de la materia orgánica sólida en el dominio negativo del CP2 tienen una influencia mayor de biomoléculas como las proteínas, amino, ácidos libres y polisacáridos. Además, la región donde absorben energía las sustituciones de sistemas aromáticos en el CP2, proporciona algunos detalles de las características estructurales de la lignina, que muestran variaciones en el grado de condensación de la lignina en función de la profundidad (Gezic *et al.*, 2012) al pasar de sistemas aromáticos mono-sustituídos a sistemas -orto y -para disustituídos.

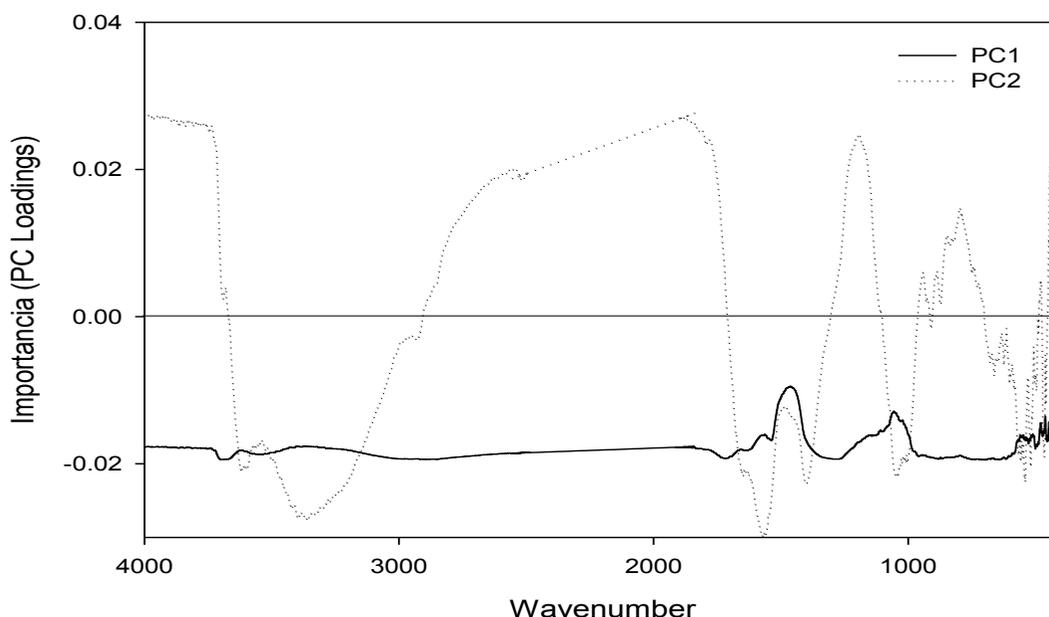


Figura 3. Importancia de las frecuencias, en forma de espectro de infrarrojo, de los Componentes Principales 1 (línea continua) y 2 (línea punteada).

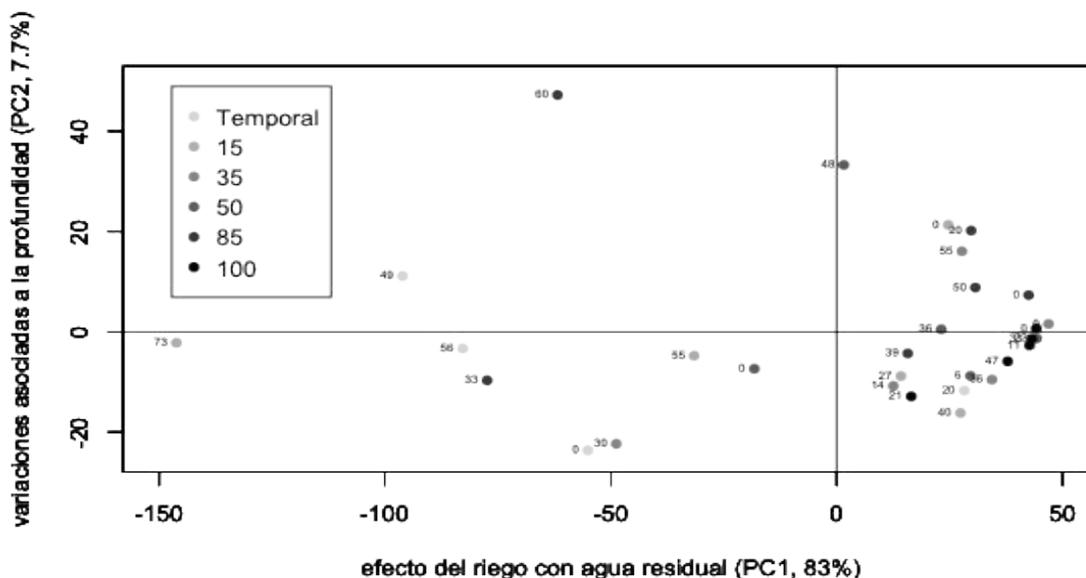


Figura 4. Espectros ponderados por el Componente Principal 1 y 2 (91% de la varianza). La clave de la leyenda representa el número de años bajo riego seguido de la profundidad donde se encuentra el horizonte.

La presencia de polisacáridos (en general), proteínas y ligninas es constante a partir de que se introduce el riego con agua residual. La presencia de celulosa es variable ya que en los horizontes del grupo C y D no se observan evidencias de su presencia. Además en los horizontes de los perfiles regados por 35 y 85 años, a una profundidad de 50 cm y el superficial regado por 15 años presentan una lignina con cualidades estructurales diferentes.

CONCLUSIONES

El cambio de cobertura de matorral y mezquital a agricultura de temporal provoca una disminución del almacén, de carbono en el suelo. Al introducir el riego con agua residual e incrementar la productividad primaria del agrosistema el almacén se recupera y estabiliza después de los 30 años bajo riego; sin embargo el contenido de carbono no se restablece a sus condiciones iniciales. Los cambios en el almacén de carbono por efecto de las diferentes coberturas están acompañados de cambios en la calidad del almacén de carbono. Esto es consecuencia de los cambios en la composición de las raíces, ya que las raíces del matorral y de la alfalfa contienen más lignina y menos celulosa que las raíces de maíz. Con lo anterior se propone que la lignina tiene un efecto positivo en el contenido de carbono orgánico total en el suelo. Esto también se corrobora con el PCA de la MOS del suelo, ya que se encontró que la presencia de lignina y polisacáridos (celulosa) son los responsables de las variaciones por efecto del riego con agua negra. Además se logró identificar diferencias estructurales en las ligninas en función de la profundidad a la cual se localiza el horizonte. La lignina presente en los horizontes superficiales y regados por más tiempo con agua residual presentan sistemas mono-sustituidos, mientras que la lignina presente en los horizontes más profundos presenta sistemas aromáticos -orto y -para-disustituidos.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto se financió con recursos del CONACyT (proyecto CB 83767). La maestra Kumiko Shimada realizó los análisis de carbono.

BIBLIOGRAFÍA

- Aranda, V.; Ayora-Cañada, M. J.; Domínguez-Vidal, A.; Martín-Gacía, J. M.; Calero, J.; Delgado, R.; Verdejo, T.; González-Vila, F. J. 2011. Effect of soil type and management (organic vs. conventional) on soil organic matter quality in olive groves in a semi-arid environment in Sierra Mágina Natural Park (S Spain). *Geoderma* 164:54-63.
- Germán Venegas, E. (en proceso): Efecto del riego con agua residual en la productividad agrícola y la biomasa de raíces y residuos de cosecha en el Valle del mezquital. Tesis de licenciatura. ENEP Zaragoza, Biología, UNAM
- Gezic, O.; Demir, I.; Demircan, A.; Ünlu, N.; Karaarslan, M. 2012. Subtractive-FTIR spectroscopy to characterize organic matter in lignite samples from different depths. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy* 96:63-69.
- Tandy, S.; Healey, R.; Nason, M.; Williamson, J. C.; Jones, D.; Thian, S. C. 2010. FT-IR as an alternative method for measuring Chemicals properties Turing composting. *Biosource Technology* 101:5431-5436.
- Chapela-Lara, M. 2011: Variación temporal en el contenido de metales pesados en suelos regados con aguas residuales. Tesis de maestría, Posgrado en Ciencias de la Tierra, UNAM, 71 págs.
- Lima, D. L. D.; Santos, S. M.; Scherer, H. W.; Schneider, R. J.; Duarte, A. C.; Santos, E. B. H.; Esteves, V. I. 2009, Effects of organic and inorganic amendments on soil organic matter porperties. *Geoderma* 150:38-45
- Naumann, A.; Heine, G.; Rauber, R. 2010. Efficient discrimination of oat and pea roots by cluster analysis of Fourier transform infrared (FTIR) spectra. *Field Crops Research* 119: 78-84.

TRANSFERENCIA DE TECNOLOGÍA Y SU IMPACTO EN EL POTENCIAL PRODUCTIVO DEL SECTOR AGRÍCOLA EN MÉXICO

Sánchez-Roldán M.M.^{1*} y Etchevers-Barra J.D.¹

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Texcoco, Estado de México, México

*Autor de contacto: marianaroldan@colpos.mx; Carretera México-Texcoco Km. 36.5, Montecillo, Texcoco 56230, Estado de México

RESUMEN

El cambio climático, la degradación ambiental, la creciente competencia por tierra y agua, los elevados precios de la energía, y las dudas respecto de los niveles en que se adoptarán las nuevas tecnologías, son factores que presentan enormes desafíos y riesgos que dificultan los pronósticos de la producción agrícola (Muñoz, 2008). La agricultura en México enfocada al pequeño productor ha sido un tema abordado desde distintos enfoques (agricultura orgánica, milpa intercalada con árboles frutales, conservación, por citar unos ejemplos); no obstante, todos ellos que pudiesen perseguir objetivos disímiles, presentan finalmente un objetivo en común: la transferencia de tecnología generada para su adopción en campo, o su adaptación y la repercusión positiva que de ello pueda derivar, es decir productividad, rentabilidad y sostenibilidad. Poco énfasis ha sido colocado en el pasado, en la sustentabilidad de las prácticas agrícolas, particularmente en el aspecto de degradación del suelo y la pérdida de carbono del mismo, así como las circunstancias que impelen al pequeño agricultor a tomar ciertas decisiones. Consecuencia de ello es el estado de degradación que guarda el suelo. Un problema adicional que surge al revisar los antecedentes de los distintos programas de ayuda al pequeño productor en México, muestra que a pesar de las metas establecidas, en general, no se ha podido revertir la realidad de este sector, en particular de aquellos de temporal y dueños de pequeñas superficies de cultivo, esto es, no se ha logrado optimizar un sistema de producción sostenible, mayoritariamente para condiciones de autoconsumo y abastecimiento de mercado local, elemento que debería incidir en la mejora en su calidad de vida como individuo, así como el bienestar familiar. El aspecto raramente considerado en los planes de apoyo es, la conservación del suelo y sus características, que serían lo que lo hacen apropiado para la producción vegetal. El propósito de la transferencia de tecnología en este aspecto, implica el proceso de “extender” la tecnología generada por las Universidades, Centros de Investigación y estaciones experimentales a los agricultores. El presente documento aspira a entender el contexto del pequeño productor y sus problemas, en especial la conservación del suelo y la materia orgánica, por la estrecha relación que éstos guardan con el fenómeno del cambio climático. Para alcanzar un modelo de agricultura sustentable, que satisfaga los aspectos arriba señalados es preciso interactúen que con él actores como son científicos, centros de investigación, recursos naturales y gobierno federal, en particular, en relación a las nuevas tecnologías y al impacto del cambio climático.

PALABRAS CLAVE

Transferencia de tecnología, pequeños productores, antecedentes

INTRODUCCIÓN

México cuenta con aproximadamente 31.7 millones de hectáreas de tierras agrícolas, de las que alrededor de 20 millones se cultivan regularmente y en las que existe un gran deterioro biofísico, estando el 64% de ellas sujetas a erosión hídrica y el 94% a erosión eólica. Se estima que la superficie erosionada aumenta a un ritmo del 1% anual; además, los sistemas extensivos conducen al sobrepastoreo que afecta negativamente la cobertura vegetal, al suelo y a la captación-recarga de acuíferos (Moreno, 1998; Etchevers *et al.*, 2004).

Otro factor a considerar dentro del sistema del recurso suelo, es el uso inadecuado de la tierra, siendo este uno de los mayores problemas que enfrenta la agricultura. La eliminación de la cubierta vegetal que agudiza los problemas de erosión, transporte y sedimentación del material erosionado, modifica los sistemas de drenaje, la

distribución y calidad de los escurrimientos que llegan a los cuerpos de agua, con consecuencias como la disminución de su fertilidad, reducción de la producción por unidad de superficie, en general la productividad de la tierra (Martínez *et al.*, 2007).

La función del suelo en el contexto agrícola, implica procesos como: el sostenimiento de la actividad biológica, la diversidad y la productividad, regulación y distribución del agua y los flujos de solutos, almacenamiento y reciclaje de nutrimentos y otros elementos en la biósfera, preservador de una cierta estructura interna, caracterizada por una gran diversidad de tamaños de poro y superficies, que permiten los flujos de gases y agua, necesarios para la vida microbiana, como amortiguador de cambios bruscos de temperatura, humedad y finalmente como elemento que distribuye la energía recibida en su superficie, la cual es importante en los procesos circulatorios globales (hay fuentes primarias de esto ver Etchevers *et al.*, 2009). Lo anteriormente señalado forma parte de lo que sea dado en llamar la multifuncionalidad de este recurso.

Para mantener la condición del suelo, es necesario establecer parámetros que permitan conocer su calidad. Entiéndase por calidad de un suelo agrícola, la capacidad de una clase específica de éste funciona dentro de los límites de un ecosistema manejado, para sostener la productividad de las plantas y los animales, mantener o aumentar la calidad del agua y del aire, y sostener la salud y el hábitat humano (Karlen, 1997). Para establecer la calidad del suelo, se hace uso de indicadores, los cuales se han dividido en físicos, químicos y biológicos. En el caso de los indicadores físicos se considera: estructura del suelo, profundidad del mismo, velocidad de infiltración del agua, densidad aparente, entre otros. En el caso de los indicadores químicos se tiene: pH, conductividad eléctrica del agua y suelo, estimadores de los contenidos totales o de la disponibilidad (fracciones solubles, intercambiables, extractables, fijadas, mineralizables), capacidad de intercambio de cationes, entre otros. Como indicadores biológicos se considera: presencia o las poblaciones de organismos que descomponen la materia orgánica del suelo, la de aquellos que reciclan los nutrimentos, la de los que se asocian con las plantas para beneficiarse mutuamente, solo por decir unos ejemplos

De lo anterior expuesto, deriva la necesidad del establecimiento de tecnologías que mejoren la calidad del suelo, que permitan la conservación de materia orgánica y disminuyan el escurrimiento superficial, generando beneficios directos para la ecología y la producción, además de mejorar los servicios ambientales que presta el suelo, como sería el secuestro de carbono los que deben ser valorados técnica y económicamente (Martínez, 2007).

Regiones en México con condiciones de ladera, han adoptado distintas tecnologías para la conservación del recurso suelo, tales como: labranza de conservación, cultivo en callejones, agroforestería, terrazas en muro vivo, entre otros; sin embargo, la experiencia muestra que estas tecnologías, no son atractivas para el pequeño productor. Su falta de interés se ha atribuido a que algunas de ellas podrían provocar una disminución de la tierra de labor o baja capacidad para incrementar de manera sustantiva sus ingresos a corto y mediano plazo (PMSL, 2004).

Con respecto a la investigación agrícola, se han hecho esfuerzos destinados a revertir esta visión del pequeño productor, con el objetivo de fomentar la conservación del recurso suelo. Un ejemplo de ello es el Proyecto Manejo Sustentable de Laderas (PMSL), cuya meta ha sido generar información sobre sistemas de producción alterno que contribuyan a capturar carbono, que controlen la erosión hídrica del suelo y hagan más amigable y productivo el trabajo en campo (Cortés, 2003). Una de esas propuestas es una tecnología llamada Milpa Intercalado con Árboles Frutales (MIAF), que no ha sido suficientemente difundida entre los productores que realizan agricultura en ladera en el país (pendientes mayores a 4%), que representan cerca del 25% de la superficie agrícola (Turrent, 1986). Otro es la agricultura de Conservación, que propone: retención de residuos en la superficie, evitar las prácticas de quema, movimiento mínimo del suelo y la rotación de cultivos. Prácticas que reducen las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera. Es evidente que la modificación del sistema de producción implica cambios en la metodología, como lo es el uso de sembradoras adaptadas, el uso del rastrojo como cubierta del suelo y no como forraje y lo más importante es el cambio de pensamiento que debe experimentar el productor. Otros ejemplos son la labranza reducida y otros semejantes, que no sólo contribuirían a mitigar el impacto del cambio climático, sino a reducir las emisiones por el menor consumo de combustible o las quemadas. Para contribuir en esta empresa de cambios de prácticas y mentalidad de los productores es fundamental el desarrollo del extensionismo.

En el área del sector agropecuario, el término extensión significa asistencia, asesoría, capacitación o divulgación técnica (Climént, 1987). El extensionismo agrícola surge a fines del siglo XIX en los Estados Unidos bajo el modelo de estaciones agrícolas experimentales asociadas a Universidades o Colegios Estatales

llamados “Land Grant Colleges”. Su amplia difusión en América Latina se da entre la década de los cincuenta y sesenta del siglo pasado, y en México con el surgimiento de la revolución verde y la creación del Instituto Nacional de Investigación Agrícola (INIA) (Santoyo, 2001). En México se creó la Dirección General de Extensión Agrícola en 1971, dependiente de la entonces Secretaría de Agricultura y Ganadería (Climént, 1987), hoy Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). En México el extensionismo se había iniciado como asesoría agropecuaria en 1911, a través de un grupo reducido de agrónomos, que con el tiempo fue creciendo, en 1948 adquirió el nombre de “extensión agrícola”. El propósito de ésta política era extender la tecnología generada por las universidades, centros de investigación y estaciones experimentales a los agricultores. Estos conocimientos se enfocaban básicamente al uso adecuado de variedades y otros insumos, generalmente bajo la forma de paquetes tecnológicos. Por lo que la intención de estas acciones era fundamentalmente mejorar los rendimientos en las unidades de producción (Santoyo, 2001). Sin embargo la sustentabilidad del sistema de producción no aparecía entonces como una actividad básica del extensionismo.

Desafortunadamente, los servicios de extensión solían darse, tanto en la teoría como en la práctica, sin la vinculación con áreas afines al sistema de producción. De acuerdo a Climént (1987) los resultados de tales actividades se tradujeron, casi exclusivamente en la promoción de tecnología de producción, lo que convirtió a los asesores en promotores de una causa tecnológica, sin mucha consideración por la conservación del recurso suelo. El extensionismo frecuentemente se confundía con la creencia que su misión se reducía a la difusión de conocimientos científicos y técnicos. Este concepto sólo considera un ángulo de la labor de extensión y por lo tanto es limitado e impreciso. Con sólo divulgar información, aun cuando ésta sea útil y bien orientada, no se pueden asegurar los cambios que signifiquen avances en la satisfacción de necesidades grupales o comunitarias (Climént, 1987), la conservación del recurso productivo y finalmente lo que hoy llamamos la sustentabilidad. En México el servicio de extensión basado en este modelo se mantuvo desde principios de los años sesenta y hasta finales de los ochenta, evidentemente ligado a los servicios estatales de investigación (INIFAP y sus antecesores), pero también a los abastos de insumos (FERTIMEX y PRONASE), crédito (BANRURAL y sus antecesores), seguro (ANAGSA) y comercialización de cosechas (CONASUPO, TABAMEX e INMECAFÉ) (Santoyo, 2011). La conservación del suelo y del agua estuvieron prácticamente ausentes.

Este modelo original de extensión tiene diversas críticas por ejemplo: su carácter lineal pasa por alto que los productores están expuestos a múltiples fuentes de información. Además, considera a los agricultores como entes pasivos, quienes reciben y aplican las recomendaciones. Se promueven paquetes tecnológicos homogéneos por región y cultivo sin considerar la singularidad de cada productor, sin considerar el impacto de deterioro que pueden causar en el suelo. Sólo trata de innovar en el proceso productivo, ignorando la innovación organizacional, gerencial y comercial (Santoyo, 2011) y los servicios ambientales que el suelo puede prestar a la humanidad. Según Tripp, (2001) la extensión agrícola, la educación y la formación pueden ayudar a muchos agricultores a maximizar el potencial de sus activos productivos, y ahora a contribuir en la mitigación del cambio climático, en particular a la luz del hecho de que la mayoría de las nuevas tecnologías que necesitan los agricultores es de tipo informativo, es decir, se requieren mayores niveles de conocimiento para la adecuada gestión. Sin embargo, la necesidad de un proceso de extensionismo más profundo en el país, se ha confrontado a los recortes en los servicios de financiados con fondos públicos en los países subdesarrollados (Hellin, 2012), situación que es evidente en México.

Recientemente, el extensionismo en México ha seguido dos vertientes, por un lado el proceso de transferencia de tecnología financiada por el gobierno y por otro el que se realiza por medio de particulares. No se dispone de información referente al grado de conocimientos que poseen los actores anteriores en lo referente a la conservación del suelo, la materia orgánica y la reducción de las emisiones de CO₂, aspectos que hoy nos preocupan hondamente. La transferencia de tecnología financiada con fondos públicos ha sido criticada por ser de arriba hacia abajo, inflexible y paternalista, con sujeción a las ineficiencias burocráticas y por lo tanto incapaz de hacer frente a las demandas dinámicas de la agricultura moderna, por el contrario, la extensión privada es impulsada por la demanda, es decir, por las necesidades del productor (Keynan *et al.* 1997; Klerkx y Leeuwis, 2009) y a veces obedece a intenciones mercantilistas. Respecto a este último punto, es necesario rescatar el papel ético que puede estar ausente cuando los servicios se ofrecen solo si estos se demandan, y las intenciones de generar utilidades que incrementan los costos de producción, además de existir el riesgo de que los extensionistas del sector privado sólo provean sus servicios a los agricultores en mejores condiciones económicas, tendiendo a ignorar a todos aquellos que viven en zonas marginales (Miehlbradt y McVay, 2003; Chapman y Tripp, 2003; Rivera y Cary, 1997; Muyanga y Jayne, 2008). Evidentemente la transferencia de



tecnología no deriva de un proceso lineal, es decir, la tipología del productor en México implica una sectorización de la transferencia de tecnología. Al respecto Díaz (1999) explica que, en términos de su capacidad para incorporar tecnologías derivadas de la investigación científica y tecnológica, 7% de los productores se identifican con la agricultura moderna, 41% es agricultura en transición y 52% con la agricultura tradicional. Díaz (1999) explica que, los agricultores que practican una agricultura tradicional generalmente se caracterizan por ingresos y niveles de vida relativamente más bajos que los de otros sectores y, es así que, su mejoramiento continuo resulta necesario para lograr las metas nacionales de un desarrollo social y económico sano y autosostenido, a partir del fortalecimiento de las actividades de la población rural, en un enlace dinámico con actores de la sociedad (Díaz, 1999). En México, la agricultura tradicional generalmente presenta tres tipos, un tanto diferentes, por las condiciones en las cuales se realiza: 1) la que se practica en áreas bajo riego, 2) la que se practica en condiciones de temporal donde el suelo y el clima favorecen la obtención de rendimientos por hectárea mayores con los cultivos alimenticios que producen y 3) la que se practica en áreas ecológicamente desfavorables o marginales para la actividad agrícola (Díaz, 1999).

Para entender lo que en el campo sucedió a finales del siglo pasado, es necesaria la revisión del contexto político y social que se vivió en ese periodo. A partir de los últimos años del decenio de los ochenta y hasta principios de los noventa, el Estado se alejó de las políticas de seguridad alimentaria de decenios anteriores, con lo que se dismantelaron los mecanismos de apoyo estatal que incluían el otorgamiento de créditos con tasas de interés más bajas que las del mercado, la comercialización de productos agrícolas y la venta de insumos a precios subsidiados. Es decir México entró de lleno a un esquema de economía de mercado, impuesta desde afuera, abandonando una agenda propia que había dado buenos resultados en el pasado, cuando había excedentes agrícolas para exportar. En esa época México redujo las operaciones del Banrural, el banco estatal de crédito al campo y luego lo desapareció; eliminó el monopolio de la Compañía Nacional de Subsistencias Populares (Conasupo) respecto de la comercialización de alimentos básicos, con excepción del maíz y el frijol, y redujo los servicios de investigación y extensión rurales (von Bertrab, 2004). Una de las políticas de mayor consecuencia fue la reforma en 1992 del artículo 27 de la Constitución, que liberalizó los mercados al eliminar la mayoría de las prohibiciones respecto de la transferencia y tenencia de la tierra, sobre todo ejidal. Aparentemente, porque no hay cifras oficiales, este fenómeno, que se tradujo en un aumento de la renta de la tierra a terceros, ha provocado un aumento de la degradación del recurso suelo. El ejido es un tipo de propiedad comunal de la tierra que se estableció después de la revolución de 1910; casi 70% de los campesinos mexicanos son ejidatarios o comuneros (von Bertrab, 2004). Hay que mencionar otras acciones que ha tenido el gobierno federal de México como son la implementación de diversos programas de apoyo a productores agrícolas. En el presente trabajo mencionamos algunos de ellos, por considerarlos como base referencial del enfoque que ha tenido el gobierno respecto al apoyo al campo. El programa Alianza para el Campo considera acciones y apoyos fiscales dirigidos a resolver rezagos productivos regionales y concretar potencialidades; orienta sus acciones a la promoción de la producción y productividad, utilizando tres medios principales: acceso a mejores tecnologías, fomento a la economía y capitalización de los recursos humanos (Jiménez, 2006) pero ninguno de ellos incorpora el aspecto de conservación del suelo y las prácticas para reducir la emisiones de gases de efecto invernadero. Con respecto al proceso de transferencia de tecnología, el programa constituyó el Sistema Nacional de Capacitación y Extensión Rural (SINDER), cuyo objetivo es la promoción en el campo, del uso de tecnologías modernas, rentables y adecuadas a las condiciones de las unidades de producción, según los diferentes estratos agrotecnológicos y los diferentes niveles de desarrollo productivo de la población objetivo (Jiménez, 2006) pero nuevamente no se menciona el componente fundamental de la producción, la protección del recurso suelo y su calidad.

Otra iniciativa gubernamental es el Programa de Apoyos Directos al Campo (Procampo) consistente en un subsidio monetario directo al ingreso de los productores rurales. De acuerdo con la normatividad del programa, el apoyo se entrega por hectárea y no discrimina en materia de rendimientos físicos, ingresos, régimen hídrico en cual se labora, formas de tenencia de la tierra o tamaños de predios, tampoco depende del producto o del volumen de producción (Schwentesi, 2006), o grado de deterioro del recurso suelo. De acuerdo con información oficial, el presupuesto asignado al Procampo equivalió en promedio, para el periodo 1995-2002, cerca de 4.6% del PIB del sector agropecuario y benefició a 2.8 millones de productores, que representaron 35% de la población dedicada al sector primario. De estos se subsidiaron 2.3 millones de ejidatarios y comuneros, que representan 69% del total nacional. Así mismo, del total de productores beneficiarios en 4.2 millones de predios, 63% fue apoyado en superficies de 2 hectáreas o menos y se cubrió 85% de la superficie sembrada con los diez cultivos principales (Schwentesi, 2006). En opinión de Juárez *et al.* (2006) y su evaluación en el estado de

Puebla, PROCAMPO es un programa que sólo logra paliar las difíciles condiciones de los productores. Él y su equipo comprobaron que el programa no incrementó la productividad del maíz por la escasa cantidad de recursos económicos que destinó por hectárea y porque estos no fueron empleados por el 50% de los agricultores en actividades productivas. Las personas que recibieron fertilizante del PROCAMPO no lograron incrementar el rendimiento del maíz, ya que no fertilizaron óptimamente. Otro programa instaurado por el gobierno federal es Oportunidades que actúa como una transferencia condicional de efectivo (CCT) que comenzó a operar en las zonas rurales de México en 1997, dirigido a hogares en extrema pobreza a través de una combinación de factores geográficos y domésticos (Todd, 2009). La cantidad total que un hogar puede recibir está limitada, en 1998, el máximo fue de 585 pesos, que es aproximadamente el 20 % del valor del consumo total de los hogares (Skoufias, 2005).

En la actualidad, el enfoque de sostenibilidad en la producción agrícola ha generado estrategias gubernamentales para salvaguardar los recursos naturales del país, tal es el caso del componente Producción Pecuaria Sustentable y Ordenamiento Ganadero y Apícola (PROGAN) cuyo objetivo es la producción pecuaria sustentable y contribuir a la conservación, uso y manejo sustentable de los recursos naturales en proyectos de desarrollo regional; o bien la ya aprobada Ley General de Cambio Climático (LGCC) en este año, dicha ley sienta las bases de un marco transversal que da pie a una estrategia integral nacional en la atención del cambio climático. El nuevo instrumento permite fortalecer los mecanismos financieros, normativos, de gobernanza e institucionales que incentiven mayores acciones ante el cambio climático, disminuyendo el impacto al medio ambiente e impulsando a la vez el desarrollo económico y social de nuestro país.

CONCLUSIONES

El papel de los Centros de Investigación ha tenido impacto mayoritariamente en productores con grandes superficies de producción y con capital económico, y ha limitado la adopción de tecnología a aquellos productores que son tipificados como de subsistencia, sin embargo el esfuerzo de un gran número de Investigadores ha consistido en mitigar dicha tendencia.

El proceso de extensionismo ha derivado en dos vertientes, aquella de carácter gubernamental y aquella proporcionada por particulares, en ambos casos, la transferencia de tecnología, necesita la conversión del sistema a un modelo no lineal, que considere al productor un ente participativo, capaz de participar en las propuestas de transferencia.

La tendencia a futuro necesariamente tendrá que visualizar proyectos productivos con un enfoque de sustentabilidad del sistema agrícola, teniendo presente el impacto del cambio climático que está influenciado por la agricultura del país y la necesidad de conservar los recursos naturales, como una obligación de los actores que en él participan: productores, consumidores, Instituciones de Investigación Agrícola y el Gobierno Federal.

BIBLIOGRAFÍA

- Chapman, R. & Tripp, R. (2003) Changing Incentives for Agricultural Extension* A Review of Privatised Extension in Practice. Agriculture Research & Extension Network Paper 132. London: Overseas Development Institute
- Climént, B.J. 1987. Extensionismo para el desarrollo rural y de la comunidad. Edit. Limusa. México. pp: 11-15.
- Cortés, F.L. 2005. Subproyecto de Tecnologías alternativas, PMSL. Colegio de Postgraduados, Montecillo, México. (consultado el 10 de marzo de 2006 en: http://www.colpos.mx/proy_rel/ladera/SubproyectoC.htm)
- Díaz, C.H., Jiménez, S.L., Laird, J.R. y Turrent, F.A. 1999. El Plan Puebla. 25 años de experiencia 1967-1992. Colegio de Postgraduados. México. pp: xxiii.
- Etchevers, B.J., Hidalgo, M.C., Vergara, S.M., Bautista, M.A. y Padilla, C.J. 2009. Desarrollo de indicadores ambientales y de sustentabilidad en México. Instituto de Geografía.
- Etchevers, B.J., Prat, C., Balbontini, C., Bravo, M. 2004. Influence of land use of carbon sequestration and erosion in México and Central América. Gestion de la biomasse, erosion et sequestration du carbone et erosion des sols. Institute de Recherche pour le Développement, Montpellier. Bull. Reseau Erosion, 23:284-310.
- Hellin, J. 2012. Agricultural Extension, Collective Action and Innovation Systems: Lessons on Network Brokering from Peru and Mexico. The Journal of Agricultural Education & Extension. 18: 2, 141-159
- Jiménez, C.E. 2006. El Nuevo enfoque del Extensionismo en México. Tesis de Licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. pp: 16-20.
- Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline R.G., Harris, R.F y Schuman, G.E. 1997. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. Soil Science Soc. A. J. No. 61. pp: 4-10
- Keynan, G., Olin, M. & Dinar, A. (1997) Co-financed Public Extension in Nicaragua. The World Bank Research Observer, 12(2), pp. 225-247.

- Klerkx, L., Hall, A. & Leeuwis, C. (2009) Strengthening Agricultural Innovation Capacity: Are Innovation Brokers the Answer? *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology*, 8(5_6), pp. 409-438.
- Martínez, M.M., Etchevers, B.J., Cortés, F.E., Rubio, G. y Jiménez S. 2007. Manejo sustentable de laderas en microcuencas: Estudio de caso. *Avances de Investigación en Agricultura Sostenible IV. Bases metodológicas para el manejo integral de cuencas hidrológicas*. pp: 277-332
- Miehlbradt, A.O. & McVay, M. (2003) *Developing Commercial Markets for Business Development Services*BDS Primer*. Geneva, Switzerland: International Labour Organization
- Moreno, A.B.1998.Conservación de suelos y desarrollo sustentable: ¿Utopía o posibilidad en México?. *Terra Latinoamericana*. 16: 181-187.
- Muyanga, M. & Jayne, T.S. (2008) Private Agricultural Extension System in Kenya: Practice and Policy Lessons. *Journal of Agricultural Education and Extension*, 14(2), pp. 111_124
- PROGAN. Consultado el 08 de octubre del 2012 en: http://www.sagarpa.gob.mx/ganaderia/Programas/Lists/PROGAN/Attachments/1/lin_progan.pdf
- Proyecto Manejo Sustentable de Laderas. Consultado el 03 de octubre de 2012 (PMSL) en:<http://www.colpos.mx/proy/PMSL/Docs/Introducci%C3%B3n.htm>
- Rivera, W.M. & Cary, J.W. (1997) Privatizing Agricultural Extension. In: Swanson, B.E., Bentz, R.P. and Sofranko, A.J. (Eds), *Improving Agricultural Extension. A Reference Manual*. Rome: FAO, pp. 203-211.
- Santoyo, C.V., Muñoz, R.B., Águilar, A.J., Rendón, M.R. y Altamirano, C.R. 2011. Políticas de asistencia técnica y extensión rural para la innovación en México. *Contribuciones a las ciencias sociales*. pp: 2-4.
- Schwentesius, R.R., Gómez, C.M., Trujillo, J. y Durán, F.P. 2006. Metaevaluación de tres evaluaciones oficiales de la SAGARPA del programa de pagos directos (Procampo) a la agricultura mexicana. *Estudios Sociales*. Vol. 16. No. 30.pp: 105- 124.
- Skoufias, E. (2005) *PROGRESA and its impacts on the welfare of rural households in Mexico*. Research Report 139, International Food Policy Research Institute, Washington, DC.
- Todd, J.E.,Winters, P.C.y Hertz T.(2010): Conditional Cash Transfers and Agricultural Production: Lessons from the Oportunidades Experience in Mexico, *Journal of Development Studies*, 46:1, 39-67
- Tripp, R. (2001) *Seed Provision and Agricultural Development: The Institutions of Rural Change*. London: Overseas Development Institute (ODI).
- Turrent, F.A. 1986. Estimación del potencial productivo actual de maíz y de frijol en la república mexicana. Colegio de Postgraduados. Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas. Oficina de Asesores del Presidente de la República. pp: 27-28
- Von Bertrab, A. 2004. El efecto de la liberalización económica en los pequeños productores de maíz en México. *Comercio Exterior*. Vol. 54, Num. 11. pp: 758

COMPUESTOS ORGÁNICOS Y FORMACION DE AGREGADOS ESTABLES EN TEPETATE

Velázquez-Rodríguez A.S.^{1*}, Flores-Román D.², Etchevers-Barra J.D.³ y Paz-Pellat F.⁴

¹ Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Ciencias. Toluca, Estado de México, México.

² Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Geología. D.F., México.

³ Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Montecillo, Estado de México, México.

⁴ GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Montecillo, Estado de México, México.

* Autor responsable: almaver@uaemex.mx; El Cerrillo Piedras Blancas km 15.5 Carretera Toluca-Ixtlahuaca, Toluca, Estado de México, México. 50200; 01 722 2 96 55 54 ó 56 Ext.193

RESUMEN

La roturación y la adición de nutrimentos, han permitido el establecimiento de plantas en los tepetates, capas endurecidas de origen piroclástico, abundantes en México y Latinoamérica. Sin embargo, es poco el conocimiento que se tiene sobre el proceso de formación de suelo a partir de estos materiales. El objetivo del presente trabajo fue establecer si existe una relación entre las diferentes fracciones orgánicas (polisacáridos, ácidos húmicos y ácidos fúlvicos), que se incorporan al tepetate a través del cultivo de higuera (*Ficus carica* L.) y pasto Rhodes (*Chloris gayana* Kunth), así como de la adición de estiércol de bovino y fertilizante inorgánico, con la formación de agregados estables, a partir de fragmentos menores de 20 mm de diámetro. El experimento se realizó en condiciones controladas, durante dos años. Los resultados mostraron un incremento mayor al 100%, en todas las fracciones orgánicas, por influencia de las plantas y el abono. Se observó una correlación positiva entre el contenido de polisacáridos y la formación de agregados de hasta 1 mm de diámetro; los ácidos húmicos favorecieron la formación de agregados de 2 a 5 mm e incrementaron su estabilidad; los ácidos fúlvicos sólo influyeron en la estabilidad de los microagregados. Sobresale la influencia de los polisacáridos en la estabilización en húmedo de la estructura. En conclusión, las plantas y el estiércol disminuyeron la recompactación del tepetate e indujeron la formación de suelo, a través de la formación de agregados estables a partir de fragmentos.

PALABRAS CLAVE

Capas endurecidas, estructuración estable, formación de suelo

INTRODUCCIÓN

La adición de materia orgánica al tepetate y el establecimiento de especies vegetales después de su roturación, son prácticas comunes en la habilitación agrícola, pecuaria y forestal de estos sustratos. Sin embargo, el efecto de dichas prácticas en la estructuración de los fragmentos y la formación de suelo, ha sido poco estudiado. Los tepetates son capas endurecidas de origen piroclástico, modificadas por procesos edafogénicos, que se presentan en el perfil de algunos suelos (Quantin *et al.*, 1992). Generalmente, el tepetate subyace a una capa de suelo fértil, pero como resultado de la pérdida del suelo suele quedar expuesto y constituir un problema, debido a que su afloramiento implica intensos procesos erosivos, exposición de un sustrato no apto para el desarrollo de especies vegetales y altos costos de inversión para su habilitación a un uso determinado. La explotación de las áreas en las que el tepetate aflora, es muy limitada por la dureza y bajo contenido de carbono, nitrógeno y fósforo que caracteriza a este sustrato (Etchevers *et al.*, 1997). En estado natural, el tepetate presenta una porosidad inferior a 30%, con dominio de micro poros y dureza superior a 15 kg/cm², todo lo cual afecta negativamente el movimiento del agua en el perfil, el intercambio gaseoso, la emergencia de las plántulas, el crecimiento radical y la actividad microbiana (Zebrowski, 1992; Acevedo *et al.*, 2001).

La roturación constituye el medio más eficiente para disminuir la dureza e incrementar la macro porosidad del tepetate (Prat *et al.*, 1997), ya que genera fragmentos que facilitan el crecimiento radical y la retención y movimiento del agua; no obstante, durante los eventos pluviales y con el laboreo, el tepetate es altamente

susceptible a la recompactación, incluso, a la recementación (Lauffer *et al.*, 1997). Para suplir la deficiencia de fósforo y nitrógeno del tepetate, es común la aplicación de grandes cantidades de fertilizantes inorgánicos, pero su uso indiscriminado induce la formación de costras superficiales y afecta la química del suelo (Acevedo *et al.*, 2001). En el caso de las enmiendas orgánicas, liberan nutrimentos suficientes para la manutención de cultivos y contribuyen positivamente a la estructuración del sustrato. La materia orgánica favorece la agregación estable y previene la recompactación de los fragmentos (Velázquez *et al.*, 2001; Báez *et al.*, 2002).

Los compuestos resultantes de la descomposición y resíntesis de la materia orgánica, ejercen una influencia diferencial en el sustrato. Los polisacáridos constituyen la fracción dominante en el suelo, por ser los primeros productos de la alteración de los abonos y el componente principal de los exudados radicales; su contenido es un indicador confiable de fertilidad y su participación en la agregación se relaciona con el establecimiento de enlaces entre la fracción mineral cuando los polímeros están cargados y, con recubrimientos hidrófobos, si son neutros (Guggenberger y Zech, 1994). De acuerdo con Crowley (2001), los polisacáridos forman agregados >0.25 mm e incrementan la estabilidad de aquellos <0.5 mm. En el caso del humus, por su gran área superficial (hasta $900 \times 10^3 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$) y capacidad de intercambio catiónico (150 a $1400 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$), es un agente de unión permanente en microagregados; se menciona, incluso, que los agregados con mayor estabilidad se encuentran unidos por compuestos con pesos moleculares altos, atribuibles a los grupos fenólicos de los ácidos húmicos, lo que sugiere que son más eficientes en la estructuración que los grupos carboxilo de los ácidos fúlvicos (Christopher, 1996).

Dado que la habilitación del tepetate y su integración al proceso productivo, dependen de la calidad de los compuestos que se adicionan y su dinámica de transformación, el objetivo del estudio fue cuantificar, dentro del complejo orgánico, los polisacáridos, ácidos húmicos y ácidos fúlvicos, aportados al tepetate por el cultivo de higuera (*Ficus carica* L.) y pasto Rhodes (*Chloris gayana* Kunt) y la adición de estiércol de bovino, para establecer si existe una relación entre las fracciones orgánicas y la formación de agregados estables, a partir de fragmentos.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se realizó en condiciones controladas, con tepetate del municipio de Tetela del Volcán, estado de Morelos, México ($18^\circ 51' 34.3''$ N y $98^\circ 44' 16.6''$ W; 2127 msnm). Las características del tepetate en estado inicial fueron: color pardo amarillento en seco (10YR6/4) y pardo amarillento oscuro en húmedo (10YR4/4), densidad real de 2.3 Mg m^{-3} , densidad aparente de 1.7 Mg m^{-3} , dureza de 24 kg cm^{-2} y textura franca (50, 27 y 23% de arena, limo y arcilla, respectivamente). El pH fue neutro (7.1), el contenido de materia orgánica muy bajo (0.3%), la capacidad de intercambio catiónico media ($22.7 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$), el contenido de bases intercambiables alto (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ , 11.5, 7.2, 1.3 y $1.0 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$, respectivamente) y la saturación de bases alta (92.5%). El contenido de carbono (2 g kg^{-1}), polisacáridos (4 g kg^{-1} del C total) y de ácidos húmicos y fúlvicos (30 y 50 g kg^{-1} de la fracción húmica) fue muy bajo. Las especies utilizadas fueron higuera, *Ficus carica* L. y pasto Rhodes, *Chloris gayana* Kunt (Acevedo *et al.*, 2001; Velázquez *et al.*, 2001). Como enmienda orgánica se usó estiércol de bovino y como enmienda inorgánica se utilizaron sulfato de amonio, superfosfato de calcio simple y cloruro de potasio.

Para el estudio el tepetate se rompió con martillo y se seleccionaron los fragmentos menores de 20 mm de diámetro, mismos que se colocaron en macetas sin perforaciones, en cantidades de 5 kg. El estiércol se aplicó en una dosis única de 72 Mg ha^{-1} . La fertilización inorgánica fue anual; en los tratamientos sin planta y con higuera se aplicó la fórmula 80-80-20, y en el pasto 250-200-00. El trasplante de las especies vegetales a las macetas con tepetate se hizo a raíz desnuda. El análisis de variables de respuesta: carbono orgánico, polisacáridos, ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, formación de agregados en seco y estabilidad en húmedo de los agregados, se realizó a partir de muestras de tepetate de cada maceta, tomadas cada 12 meses.

El carbono orgánico se midió por el método de oxidación con dicromato de potasio (Nelson y Sommers, 1996). Los polisacáridos totales se determinaron por la técnica del ácido-fenol-sulfúrico (Nelson y Sommers, 1996). La fracción húmica total se evaluó mediante el método de espectroscopía visible - UV de los ácidos húmicos (Nelson y Sommers, 1996). Los ácidos fúlvicos se separaron por precipitación de los húmicos con ácido sulfúrico 1:1 v/v. El contenido de ácidos húmicos se determinó como un paso posterior a la separación de los fúlvicos. En ambos casos el carbono se midió por el método de oxidación con dicromato de potasio (Nelson y

Sommers, 1996). La agregación en seco se evaluó por la técnica de Yoder (Kemper y Rosenau, 1998) y la estabilidad en húmedo por la técnica de Klute (Kemper y Rosenau, 1998).

El diseño experimental fue factorial con distribución de tratamientos completamente al azar y cuatro repeticiones. La unidad experimental correspondió a una planta de higuera por maceta y tres de pasto Rhodes. El período de observación fue de 2 años. Se establecieron 12 tratamientos y un testigo, TAb, constituido sólo por fragmentos de tepetate. El análisis estadístico de los datos se realizó con el paquete JMP. Las diferencias entre tratamientos se evaluaron con análisis de varianza multivariados para experimentos con observaciones repetidas. La etapa inicial se consideró constante para satisfacer el supuesto de homogeneidad de varianzas. La relación entre variables se estableció mediante correlaciones canónicas, para lo cual se asociaron las variables en tres grupos: compuestos orgánicos (carbono total, polisacáridos, ácidos húmicos y ácidos fúlvicos), formación de agregados en seco y, estabilidad en húmedo de los agregados; cada grupo se consideró, alternativamente, como dependiente e independiente de los otros.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de la relación entre las fracciones orgánicas y la formación de agregados de diferente diámetro en el tepetate, mostró una correlación altamente significativa (0.79) entre el contenido de polisacáridos y la formación de agregados de 0.25 – 1.0 mm de diámetro. La presencia de ácidos húmicos se relacionó significativamente (0.65) con la incidencia de agregados de 2.0 – 5.0 mm y la de los ácidos fúlvicos, con la formación de micro agregados (0.65), es decir, con las unidades menores de 0.25 mm (Figuras 1 y 2).

Por lo que se refiere a la relación de los compuestos orgánicos con la estabilidad en húmedo de los agregados y fragmentos, el análisis mostró, con un valor de correlación de 0.81, que el aumento en el contenido de carbono total dio como resultado un incremento de la estabilidad de los agregados de 0.5 a 1.0 mm y que al aumentar el contenido de ácidos fúlvicos, la estabilidad de los agregados <0.25 mm también se incrementó. En el caso de los polisacáridos, su presencia en el tepetate se relacionó, significativamente (0.72), con la estabilidad de los agregados de 2.0 a 3.0 mm y la de los ácidos húmicos, con la estabilidad de los agregados de 0.25 a 0.5 mm (Figuras 3 y 4).

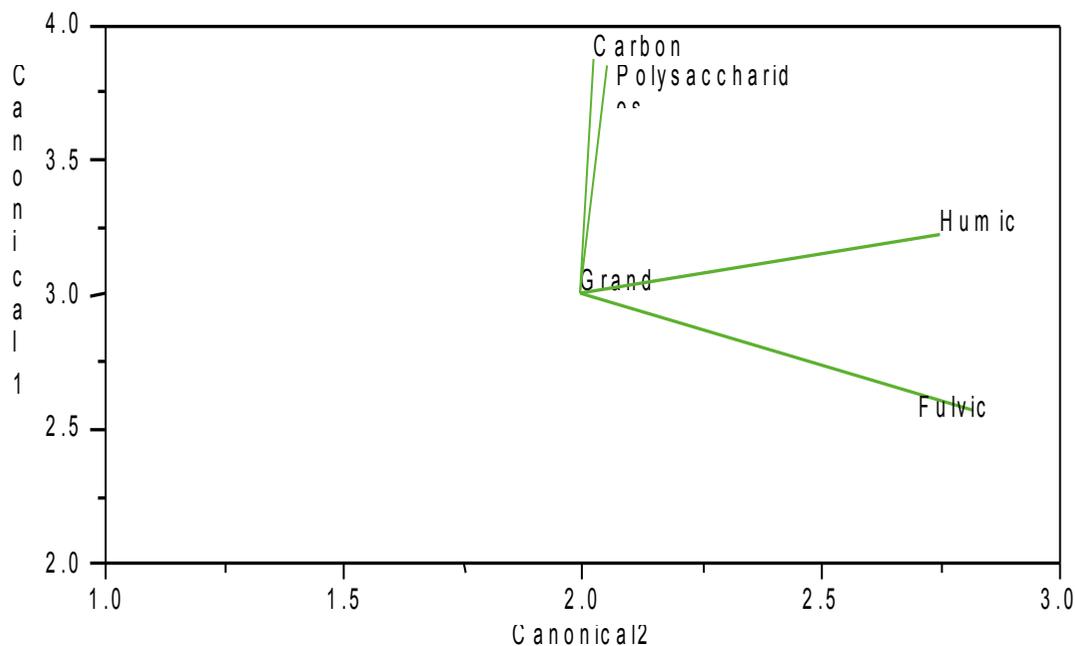


Figura 1. Correlación canónica para los compuestos orgánicos como variables dependientes del tamaño de agregados formados en tepetate

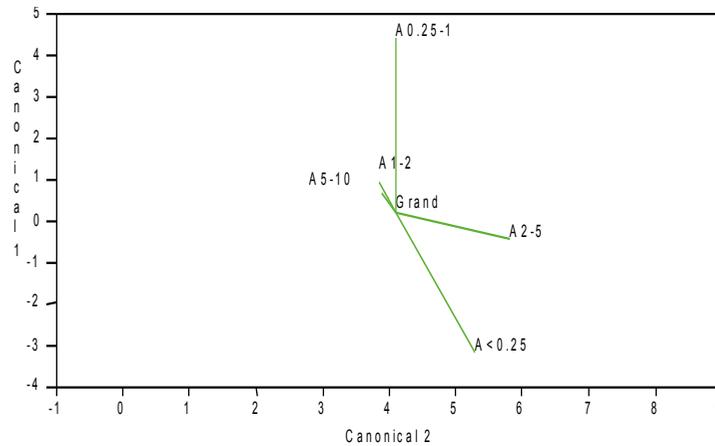


Figura 2. Correlación canónica para el tamaño de agregados como variable dependiente de los compuestos orgánicos en tepetate

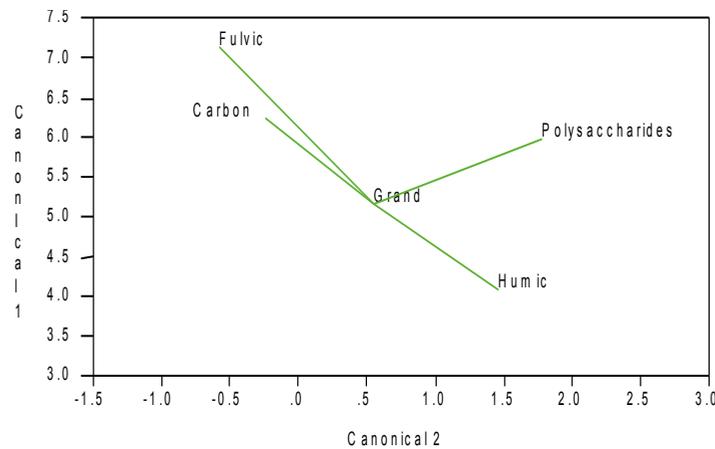


Figura 3. Correlación canónica para los compuestos orgánicos como variable dependiente de la estabilidad en húmedo de los agregados formados en tepetate

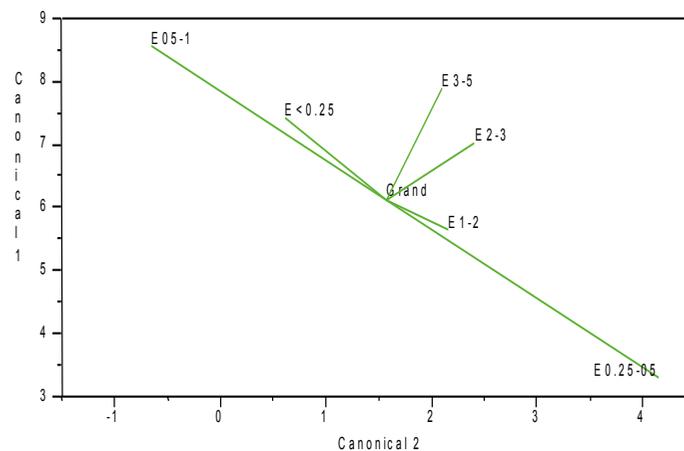


Figura 4. Correlación canónica para la estabilidad en húmedo de los agregados como variable dependiente de los compuestos orgánicos en tepetate

La evidencia experimental sugiere que, en el tepetate, los ácidos fúlvicos favorecieron la formación de unidades <0.25mm e incrementaron su estabilidad y, los ácidos húmicos participaron en la agregación de

unidades de 2 a 5 mm, en los que la estabilidad dependió en mayor parte de los polisacáridos. Por lo que respecta a los polisacáridos, intervinieron en la formación de agregados de 0.25 a 1.0 mm, cuya estabilidad dependió de los ácidos húmicos y fúlvicos. En las unidades mayores de 5 mm no se manifestó el efecto de los compuestos orgánicos, lo que puede atribuirse al limitado intervalo de acción de los enlaces transitorios, cuya eficacia disminuye al aumentar el diámetro de las unidades (Six *et al.*, 2000) y a que en los macroagregados los enlaces son, principalmente, de naturaleza temporal (Martens, 2000). Es importante destacar que la fracción >5.0 mm se caracterizó por un dominio de fragmentos (70%) sobre agregados, lo que pudo limitar significativamente la acción de enlaces transitorios, a causa de su dureza y consolidación original.

La relación entre la materia orgánica y la formación de agregados en tepetate, coincidió con lo expuesto por otros autores, respecto a que al incrementarse el contenido de materia orgánica, mayor es la formación de agregados y su estabilidad (Kay, 1998; Puget *et al.*, 1999; Báez *et al.*, 2002); sin embargo, se presentaron discrepancias respecto al tipo de compuestos asociados con los diferentes tamaños de agregados, tal como se detalla a continuación. Los polisacáridos, como fracción dominante del carbono total, mostraron un amplio espectro de acción al relacionarse con la formación de macroagregados y con la estabilidad tanto de las unidades <0.25mm, como de aquellas de hasta 3.0 mm. Esta destacada influencia puede explicarse a partir de los estudios de Kay (1998) y de Guggenberger y Zech (1994), quienes demostraron que los polisacáridos pueden actuar como enlace entre las partículas minerales cuando las moléculas son lineales, pero también como capas semipermeables, que incrementan la estabilidad, cuando la molécula es de naturaleza aromática. Con respecto al ámbito de estructuración, Puget *et al.* (1999) mencionan que el efecto de los polisacáridos se limita a medios <0.25 mm; sin embargo, en el presente estudio se les relacionó positiva y, significativamente, con la formación y estabilidad de macroagregados, lo que puede atribuirse, en parte, al alto contenido de arcilla (23%) y amorfos de sílice (4.5%) del tepetate, que como se ha reportado para otros sustratos, protegen a los polisacáridos de la degradación, ampliando su efecto sobre las unidades de mayor tamaño.

Por lo que se refiere al humus, el presente estudio sugiere la existencia de una relación directamente proporcional entre el contenido de humus y la microagregación, lo cual coincide ampliamente con otros estudios (Aoyama *et al.*, 2000); sin embargo, en el tepetate las sustancias húmicas, además, participaron activamente en la formación de macroagregados e incrementaron la estabilidad de los de 0.5 a 1.0 mm, lo cual puede explicarse a partir de la premisa de que la macro estructura es resultado directo de la estabilidad de la micro estructura (Puget *et al.*, 1999; Six *et al.*, 2000). Cabe destacar que el alto contenido de arcilla y amorfos de sílice del tepetate, pudieron intensificar la resistencia de los enlaces organominerales. De acuerdo con Howard *et al.* (1998), la materia orgánica se comporta como una partícula alrededor de la cual se aglutina la fracción mineral para formar agregados y la transformación de la fracción orgánica dentro de la unidad, da como resultado compuestos de complejidad variable y alta estabilidad. El que los ácidos húmicos influyeran, indirectamente, en la formación de macro agregados, pero no en su estabilidad, sugiere que los enlaces intra agregados pudieron ser de naturaleza coloidal, pero que las uniones entre agregados fueron, probablemente, enlaces transitorios, como los producidos por polisacáridos, o temporales, como los originados por la acción mecánica de las raíces, que son los que dominan en ese nivel (Jastrow *et al.*, 1998; Martens, 2000).

En cuanto a la tendencia con respecto al tiempo, Topp *et al.* (1995) mencionan que el efecto del humus sobre la estructura sólo es significativo después de 4 años en condiciones de baja mineralización y reportan un promedio de 7 a 9 años para el mejoramiento de la estructura de un suelo franco-arenoso bajo cultivo de forrajes, aun cuando con aporte de estiércol de bovino, puede reducirse hasta en un 40%. En el caso del tepetate, la síntesis de compuestos húmicos en los tratamientos, aún sin estiércol, se llevó a cabo desde el primer año de experimentación y su efecto en la estructuración se produjo desde los primeros 24 meses, lo que implica, satisfactoriamente, que la habilitación y formación de suelo en tepetate, puede llevarse a cabo a corto o mediano plazo.

CONCLUSIONES

En tepetate, el contenido de polisacáridos se relacionó positivamente con la formación de macroagregados de hasta 1.0 mm; los ácidos fúlvicos con la formación de microagregados y, los húmicos, con la de macroagregados de 2 a 5 mm de diámetro. Por lo que se refiere a la estabilidad en húmedo, aumentó en todos los intervalos de agregación por efecto de los polisacáridos, pero en el ámbito de la microagregación destacó la participación de los ácidos húmicos y fúlvicos. Sobresale la participación de los ácidos húmicos en la estabilización de las unidades 2 a 5 mm. Dado que de la roturación del tepetate, con fines agrícolas o pecuarios, se obtienen fragmentos de diámetro superior a 0.25 mm, la participación de los polisacáridos en el ámbito de la macroagregación estable, puede ser importante para el manejo de estos materiales, de tal manera que sea factible la formación de suelo a partir de una roturación común. La estructuración del tepetate puede llevarse a cabo a corto o mediano plazo, mediante el establecimiento de especies vegetales con un alto potencial de rizodepositación y la adición de enmiendas orgánicas de fácil degradación.

BIBLIOGRAFÍA

- Acevedo, S.O.A, Velázquez, R.A.S. y Flores, R.D. 2001. Agregación por especies vegetales y abonos orgánicos en tepetates fracturados bajo condiciones de invernadero. *Terra* 19 (4) 363-373.
- Aoyama, M., Angers, D.A.N., Dayegamiye, A.N. and Bissonnette, N. 2000. Metabolism of ¹³C-labeled glucose in aggregates from soils with manure application. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 295-300.
- Báez, P.A., Etchevers, B.J.D., Hidalgo, M.C., Prat, C., Ordaz, Ch.V. y Núñez, E.R. 2002. C Orgánico y P Olsen en tepetates cultivados de México. *Agrociencia* 36(6) 643-653.
- Christopher, T.B.S. 1996. Humic substances. *In: http://agri.upm.edu.my/jst/resources/as/om_fractions.htm*
- Crowley, D. 2001. Function of siderophores in the plant rhizosphere. *In: The rhizosphere. Biochemistry and organic substances at the soil - plant interface.* Ed. R. Pinton, Z. Varanini y P. Nannipieri. pp. 223-261. Marcel Dekker Inc., New York, U.S.A. p.
- Etchevers, B.J.D., Pérez, M.A. y Navarro, G.H. 1997. Dinámica de la materia orgánica y el N en tepetates habilitados para producción agrícola. *In: Suelos volcánicos endurecidos.* Ed. C. Zebrowski, P. Quantin y G. Trujillo. pp. 213-224. Quito, Ecuador.
- Guggenberger, G. and Zech, W. 1994. Composition and dynamics of dissolved carbohydrates and lignin - degradation products in two coniferous forests, N. E. Bavaria, Germany. *Soil Biology and Biochemistry* 26(1) 19-27.
- Howard, P.J.A., Howard, D.M. and Lowe, L.E. 1998. Effects of tree species and physico-chemical conditions on the nature of soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 30(3) 285-297.
- Jastrow, J.D., Miller, R.M. and Lussenhop, J. 1998. Contributions of interacting biological mechanisms to soil aggregate stabilization in restored prairie. *Soil Biology and Biochemistry* 30(7) 905-916.
- Kay, B.D. 1998. Soil structure and organic carbon: a review. *In: Soil processes and the carbon cycle.* Ed. R. Lal, J. M. Kimble, R. F. Follet and B. A. Stewart. 609 p. CRC Press. New York, USA.
- Kemper, W.D. and Rosenau, R.C. 1998. Aggregate stability. *In: Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods.* American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Book Series: 5. Ed. A Klute. 1188 p. Madison, Wisconsin, USA.
- Lauffer, M., Leroux, Y., Prat, C. y Janeau, J.L. 1997. Organización superficial de los tepetates cultivados. *In: Suelos volcánicos endurecidos.* Ed. C. Zebrowski, P. Quantin y G. Trujillo. pp. 443-456. Quito, Ecuador.
- Martens, D.A. 2000. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 361-369.
- Nelson, D.W. and Sommers, L.E. 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. *In: Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods.* American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Book Series: 5. Ed. D L Sparks. 1390 p. Madison, Wisconsin, USA.
- Prat, C., Báez, A. y Márquez, A. 1997. Erosión y escurrimiento en parcelas de tepetate t₃ en Texcoco, México. *In: Suelos volcánicos endurecidos.* Ed. C. Zebrowski, P. Quantin y G. Trujillo. pp. 3371-3383. Quito, Ecuador.
- Puget, P., Angers, D.A. and Chenu, C. 1999. Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soils. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 55-63.
- Quantin, P., Zebrowski, C. and Hidalgo, C. 1992. El material original de los tepetates t₂ y t₃ de la región de Texcoco (México): loess o cineritas?. *Terra* 10, 178-182.
- Six, J., Elliot, E.T. and Paustian, K. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 2099-2103.
- Velázquez, R.A.S., Flores, R.D. y Acevedo, S.O.A. 2001. Formación de agregados en tepetate por influencia de especies vegetales. *Agrociencia* 35(3) 311-320.
- Zebrowski, C. 1992. Los suelos volcánicos endurecidos en América Latina. *Terra* 10, 15-23.

FORMACIÓN DE AGREGADOS ESTABLES A PARTIR DE TEPETATE ROTURADO

Velázquez-Rodríguez A.S.^{1*}, Acevedo-Sandoval O.A.² y Flores-Román D.³

¹Universidad Autónoma del Estado de México. Facultad de Ciencias. Toluca, Estado de México, México

²Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Geología. D.F., México

³Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Instituto de Ciencias Agropecuarias. Tulancingo, Hidalgo, México

* Autor responsable: almaver@uaemex.mx; El Cerrillo Piedras Blancas km 15.5 Carretera Toluca-Ixtlahuaca, Toluca, Estado de México, México. 50200; 01 722 2 96 55 54 ó 56 Ext.193

RESUMEN

La creación de una estructura estable a partir de fragmentos de tepetate, es requisito indispensable para la habilitación de estos sustratos al proceso productivo. Con la roturación de la capa dura se obtienen fragmentos susceptibles de transformarse en agregados, pero la tendencia de dicha transformación ha sido poco estudiada. El objetivo de la investigación fue analizar la modificación de fragmentos de tepetate, en agregados estables, como un primer acercamiento al proceso de estructuración. El experimento se condujo en condiciones controladas, a partir de fragmentos de tepetate menores de 20mm, mediante cultivo de pasto Rhodes (*Chloris gayana* Kunt) e higuera (*Ficus carica* L.), acondicionado con estiércol de bovino y fertilizante inorgánico. Los resultados mostraron que la formación de agregados consta de dos fases: la desintegración de los fragmentos >10 mm de diámetro y, la acumulación y reorganización de las unidades resultantes, en agregados <5 mm. En el ámbito de la estabilidad se observó que los fragmentos, por su consolidación original, son más resistentes al humedecimiento que los agregados; premisa importante en la interpretación de la directriz de cambio. Tanto en la formación de agregados, como en su estabilización, el sistema radical de las plantas y, la naturaleza de los agentes de unión, fueron decisivas. En conclusión, la desintegración de los fragmentos >5 mm fue indispensable para la posterior formación de agregados, ya que constituyó la forma de proveer al sustrato de unidades susceptibles de ser enlazadas y estabilizadas mediante mecanismos biológicos, evitando con ello problemas como la recementación, asociados con los agentes de unión inorgánicos.

PALABRAS CLAVE

Estructuración del suelo, disgregación - gregación, estabilidad en húmedo

INTRODUCCIÓN

Los tepetates son capas endurecidas, formadas por procesos geológicos, con influencia posterior de procesos edafogénicos y cuyo depósito original involucra materiales piroclásticos (Zebrowski, 1992). Geológicamente, son tobas alteradas, consolidadas por el soldamiento del material piroclástico, debido a la temperatura de depósito (Macías *et al.*, 1995). El proceso pedológico que presentan los tepetates involucra arcilla y cementantes en solución y está regido por procesos físicos y químicos que tienen lugar a partir de la alteración de los feldespatos, el vidrio volcánico y otros materiales amorfos que los constituyen (Hidalgo *et al.*, 1997). Los procesos de degradación natural o antropogénica de la capa fértil que generalmente sobreyace al tepetate, permiten su exposición o presencia a escasos centímetros de la superficie, lo que constituye una forma grave de degradación (Servenay y Prat, 2000), ya que el uso agrícola, pecuario y forestal de las áreas con tepetate, está severamente limitado por la dureza y baja fertilidad de la capa dura, resultado de su estructura masiva, alta densidad aparente y escaso o nulo contenido de materia orgánica, nitrógeno y fósforo (Etchevers *et al.*, 1992; Navarro y Zebrowski, 1992).

Desde el punto de vista físico, la integración del tepetate a la producción requiere necesariamente de su roturación, para obtener fragmentos que permitan el establecimiento de plantas, así como el movimiento de agua y aire; sin embargo, dichos fragmentos suelen ser recompactados o erosionados, a causa de las fuerzas de

impacto y rompimiento de las gotas de lluvia y de aquellas involucradas con el laboreo (Quantin *et al.*, 1992) de tal manera que, por sí misma, la roturación no asegura la habilitación. Además, las partículas y pequeños fragmentos resultantes la desintegración, obstruyen los espacios libres, lo que repercute negativamente en la porosidad efectiva (Janeau *et al.*, 1992; Lauffer *et al.*, 1997). De acuerdo con Hillel (1982) y Singer *et al.* (1992), en suelo, una estructura constituida por agregados, aporta condiciones de porosidad óptimas para el desarrollo de plantas y microorganismos, así como de resistencia a la erosión y recompactación. De acuerdo con Ferrera *et al.* (1997), Acevedo *et al.* (2001) y Velázquez *et al.* (2001), en el tepetate las especies vegetales actúan como agentes de unión temporales, al empaquetar y mantener unidos grupos de fragmentos; transitorios, cuando los compuestos liberados a rizósfera (rizodepositación) forman uniones entre partículas y fragmentos de diámetro reducido y, permanentes, en los casos en que el enlace con la fracción mineral está constituido por sustancias húmicas. Por otra parte, el uso de enmiendas orgánicas favorece la formación de agregados, ya que la materia orgánica actúa como enlace entre la fracción mineral y aporta la estabilidad necesaria a los agregados formados, para resistir los cambios originados por la lluvia y la labranza. No obstante lo anterior, debido a la consolidación natural del tepetate y, a su estructura masiva, el conocimiento de su estructuración requiere del análisis de la dinámica de la transformación de fragmentos en agregados estables, como un primer paso hacia el desarrollo de suelo, a partir de estos materiales, hecho que constituye el objetivo de la presente investigación.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se realizó en condiciones controladas, con tepetate del municipio de Tetela del Volcán, estado de Morelos, México (18°51'34.3'' N y 98°44'16.6'' W; 2127 msnm). Las especies utilizadas fueron higuera, *Ficus carica* L. y pasto Rhodes, *Chloris gayana* Kunt. Como enmienda orgánica se usó estiércol de bovino y como enmienda inorgánica se utilizaron sulfato de amonio, superfosfato de calcio simple y cloruro de potasio. Las características físicas del tepetate en estado inicial fueron: color pardo amarillento en seco (10YR6/4) y pardo amarillento oscuro en húmedo (10YR4/4), densidad real de 2.3 Mg m⁻³, densidad aparente de 1.7 Mg m⁻³, dureza de 24 kg cm⁻² y textura franca (50, 27 y 23% de arena, limo y arcilla, respectivamente). El contenido promedio de fragmentos de tepetate por maceta, al inicio del experimento, así como su estabilidad, se muestran en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Contenido y estabilidad promedio (%) de los fragmentos de tepetate de diferente diámetro, por maceta, al inicio del experimento

Variable	Diámetro de los fragmentos (mm)						
	<0.25	0.25 - 1	1 - 2	2 - 5	5 - 10	>10	
Agregación en Seco	3.7	9.3	7.2	16.8	26	37	
	<0.25	0.25 - 0.5	0.5 - 1	1 - 2	2 - 3	3 - 5	>5
Estabilidad en Húmedo	9	1.4	4.7	7.0	13.9	6.6	57.4

Para la evaluación de la formación de agregados estables, el tepetate se rompió con martillo y se seleccionaron los fragmentos menores de 20 mm de diámetro, mismos que se colocaron en macetas, sin perforaciones, en cantidades de 5 kg por maceta. El estiércol se aplicó en una dosis única de 72 Mg ha⁻¹. La fertilización inorgánica fue anual; en los tratamientos sin planta y con higuera se aplicó la fórmula 80-80-20, y en el pasto 250-200-00. El trasplante de las especies vegetales a las macetas con tepetate se hizo a raíz desnuda.

La agregación en seco se evaluó por la técnica de Yoder (Kemper y Rosenau, 1998) y la estabilidad en húmedo por la técnica de Klute (Kemper y Rosenau, 1998). El análisis de las variables de respuesta se realizó a partir del total del sustrato de cada maceta. El diseño experimental fue factorial con distribución de tratamientos completamente al azar y cuatro repeticiones. El período de observación fue de dos años, dividido en etapas de 12 meses (E1 y E2) y una etapa inicial (E0). Se establecieron 12 tratamientos y un testigo, TAb, constituido sólo por fragmentos de tepetate. El análisis estadístico de los datos se realizó con el paquete JMP. Las diferencias entre tratamientos se evaluaron con análisis de varianza multivariados para un experimento con observaciones repetidas. La etapa inicial se consideró constante para satisfacer el supuesto de homogeneidad de varianzas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Formación de Agregados

El efecto de los tratamientos sobre la formación de agregados se resume en el Cuadro 2. Las especies vegetales fertilizadas inorgánicamente influyeron en los niveles de agregación de 0.25 a 5 mm; el porcentaje más alto de unidades de 0.25 a 2 mm se presentó con el pasto Rhodes y, con la higuera, el de 2 a 5 mm. Por otra parte, cuando la fertilización fue orgánica (estiércol de bovino), el efecto de las plantas fue en el ámbito de la microagregación y en el intervalo de 1 a 2 mm; el mayor porcentaje de unidades de dicho diámetro se presentó bajo la influencia del pasto Rhodes. Las unidades de 5 a 10 mm no se alteraron por efecto de los tratamientos y el mayor porcentaje de unidades >10 se presentó en los tratamientos sin planta.

Cuadro 2. Resumen del efecto de los factores principales y el tiempo de observación, sobre la formación de agregados en el tepetate

VARIABLE	FACTORES PRINCIPALES*			TIEMPO	
	Interacción	Efecto	Interacción	Efecto Interacción	Efecto Total
Agregados (mm)					
< 0.25	-	-	T - Sp - E	PE>HE>NoE	E1>E0=E2
0.25 - 1.0	Sp - F	PF=HF>NoF	-	-	E0=E1=E2
1.0 - 2.0	F	Con F>Sin F	-	-	E0=E1=E2
2.0 - 5.0	Sp - E	PE>NoE>HE	T - Sp - F	HF>NoF>PF	E0=E2>E1
	Sp	H>No>P			
5.0 - 10.0	F	Con F>Sin F	-	-	E0<E1<E2
	-	-	-	-	E0<E1<E2
>10	F	Con F<Sin F	T - Sp - F	NoF>PF>HF	E0>E1>E2
	Sp - F	NoF>PF=HF	-	-	E0>E1>E2

* Sp: especies vegetales; F: fertilizante; E: estiércol; P: pasto Rhodes; H: higuera; No: sin planta; T: tiempo

Los resultados descritos coinciden con el análisis orgánico del tepetate (Velázquez *et al.*, 2012). La influencia de las especies vegetales con fertilizante sobre la macroagregación, puede atribuirse a los compuestos de rizodepositación, que son básicamente polisacáridos, ya que el fertilizante por sí solo no interviene en la estructuración. De acuerdo con los estudios de Kay (1998), los polisacáridos participan en la formación de agregados mayores de 1 mm; sin embargo, en el tepetate el efecto abarcó unidades de hasta de 0.25 mm, lo que puede atribuirse al efecto de la arcilla y los amorfos, que protegen a los polisacáridos de la degradación y prolongan su permanencia y efecto en el suelo (Martens, 2000; Uren, 2001; Varanini y Pinton, 2001). Por lo que se refiere al efecto de las plantas y el estiércol, el que actuaran sobre la microagregación implica la presencia de compuestos de mayor estabilidad, como los ácidos húmicos y fúlvicos (Kay, 1998), cuya presencia se detectó en el tepetate, especialmente en los tratamientos con estiércol. El que la fracción mayor de 5 mm no se alterara por efecto de los tratamientos pudo deberse a que en dicho intervalo dominan los fragmentos, tal como se discute más adelante. En la mayoría de los estudios relacionados con estructuración, se jerarquiza la influencia de los enlaces que forman a los agregados, con énfasis en la escala espacial a la que actúan y, que depende de sus características y complejidad química (Feller *et al.*, 1996; Kay, 1998; Six *et al.*, 2000); sin embargo, es importante destacar que dicha ordenación no implica la acción aislada de los factores involucrados, sino que es resultado de su acción simultánea, aun cuando bajo determinadas circunstancias, domine uno u otro.

En la Figura 1 se muestra el promedio de unidades (fragmentos y agregados) en cada nivel de agregación, a lo largo del período de experimentación. Cabe destacar que, dado que se usaron macetas sin perforaciones y no hubo pérdida de material, la suma de las fracciones por etapa corresponde al 100% del sustrato, por lo que los porcentajes parciales permiten inferir los cambios con respecto al porcentaje inicial de fragmentos.

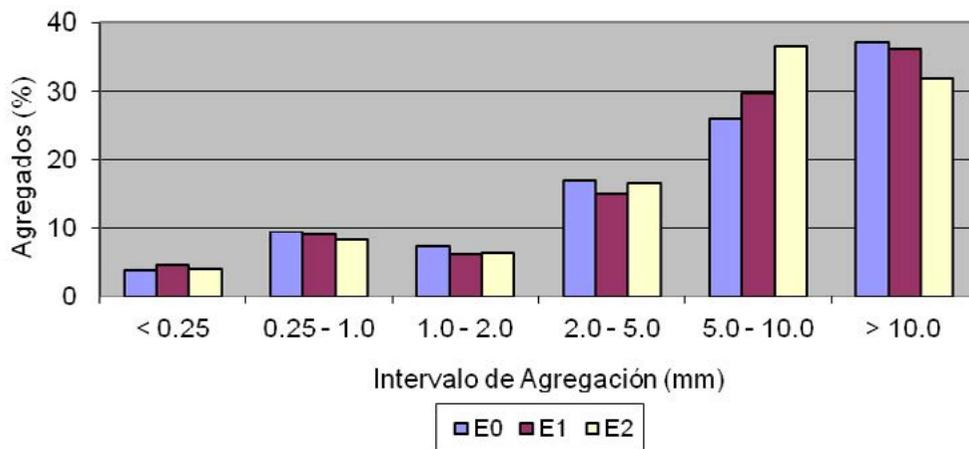


Figura 1. Porcentaje promedio de unidades de tepetate, para las tres etapas de observación

La tendencia muestra una disminución de unidades >10 mm, que sugiere procesos de desintegración, tanto de naturaleza física, como química; sin embargo, el que dicha modificación haya sido significativamente mayor en los tratamientos con plantas corrobora la destacada influencia del sistema radical como factor de alteración (Wild, 1992; Uren, 2001), lo que resulta de gran importancia, ya que, al parecer, la disgregación constituye la fase inicial en el proceso de estructuración y es indispensable para la posterior formación de agregados.

En la fracción de 2 a 5 mm se presentó una disminución durante la primera etapa de observación y un incremento durante la segunda, hasta quedar un porcentaje estadísticamente igual al inicial. Al analizar la variación de los fragmentos >10 mm, es posible deducir que la disminución de éstos, provocada por cada planta, fue muy cercana al incremento de unidades de 2 a 5 mm con la misma planta, lo que sugiere que los fragmentos resultado de la alteración de los >10 mm, quedaron comprendidos en el intervalo inmediato inferior. Además de fragmentos, en la fracción de 2 a 5 mm también hubo agregados, ya que la diferencia entre el incremento total y la porción correspondiente a alteración de los fragmentos >10 sólo puede atribuirse a la unión de unidades de diámetro menor. Este supuesto se corroboró al analizar la tendencia de los fragmentos más pequeños, cuyo contenido inicial, disminuyó. El que al final del periodo experimental se obtuviera un porcentaje de unidades de 2 a 5 mm equivalente al inicial, sugiere procesos de agregación y acumulación, de intensidad y frecuencia similar, lo que puede interpretarse como una alta estabilidad, al ser el resultado de tasas de formación y desintegración que mantienen en equilibrio su contenido a lo largo del tiempo. Esto es importante debido a que las unidades de este diámetro se relacionan con poros de tamaño óptimo para el establecimiento de plantas y biota (Primavesi, 1980), altamente resistentes al impacto del manejo (Martínez *et al.*, 1991; Acevedo *et al.*, 2001; Velázquez *et al.*, 2001).

El comportamiento de las unidades de 0.25 a 1 y de 1 a 2 mm siguió la misma tendencia que el intervalo anterior, su contenido disminuyó con respecto al tiempo, como resultado de su unión para formar agregados de diámetro mayor, presuntamente de 2 a 5 mm. Finalmente, la fracción correspondiente a las unidades <0.25 mm (microagregados), se incrementó durante la primera etapa de observación, por influencia de los tratamientos, pero posteriormente disminuyó hasta quedar con un porcentaje estadísticamente equivalente al inicial, lo que sugiere la existencia tanto de acumulación de fragmentos derivados de la alteración de los de mayor tamaño, como su unión en agregados por influencia de las plantas y el estiércol.

Estabilidad en Húmedo de los Agregados

Los resultados de la estabilidad en húmedo de las unidades de tepetate (Cuadro 3), muestra que, al igual que en la formación de agregados, el factor determinante en la estabilidad de las unidades <3 mm fueron las especies vegetales (con y sin adición de fertilizante). El efecto de las plantas fue directamente sobre las unidades <0.25 y de 2 a 3 mm, mientras que la interacción de éstas con el fertilizante fue significativo en las de 0.25 a 1 mm. La mayor estabilidad en las unidades <1.0 mm se presentó con el pasto Rhodes. La estabilidad de las unidades de 1 a 2 mm no se modificó por efecto de los tratamientos y, en el intervalo de 2 a 3 mm, la mayor estabilidad se presentó en los tratamientos sin plantas ni enmiendas.

Cuadro 3. Resumen del efecto de los factores principales y el tiempo de observación, sobre la estabilidad en húmedo de los agregados del tepetate

VARIABLE	FACTORES PRINCIPALES*			TIEMPO	
	Agregados (mm)	Interacción	Efecto	Interacción	Efecto Interacción
< 0.25	Sp	P>H>No	-	-	E0=E1=E2
0.25 – 0.5	Sp – F	P>H>No	-	-	E0=E1=E2
0.5 – 1.0	Sp – F	P>H>No	-	-	E0=E1=E2
1.0 – 2.0	-	-	-	-	E0=E1<E2
2.0 – 3.0	Sp	No>H=P	-	-	E0=E1=E2
3.0 – 5.0	-	-	-	-	E0=E1=E2
> 5.0	-	-	-	-	E0=E1>E2

* Sp: especies vegetales; F: fertilizante; E: estiércol; P: pasto Rhodes; H: higuera; No: sin planta; T: tiempo

A semejanza de lo observado en la agregación en seco, la influencia de las plantas en la estabilidad fue sobresaliente. En las fracciones <2 mm, destacó la influencia del pasto Rhodes, lo que sugiere que éste posee una mayor capacidad de rizodepositación que la higuera (y concuerda con lo observado en la formación de agregados), debido a que posee una raíz de tipo fascicular, que es mucho más activa que la axonomorfa (Jastrow *et al.*, 1998; Haynes, 1999; Badalucco y Kuikman, 2001). Un hecho que soporta la hipótesis de que el incremento de estabilidad se debió a los exudados radicales es que el incremento de estabilidad se haya llevado a cabo en las unidades <3 mm, primero, porque es la escala de acción que se concede a los polisacáridos y, después, porque son estas biomoléculas las que suelen formar recubrimientos impermeables (cuando las moléculas son no polares) que protegen a los agregados de la entrada brusca del agua (Guggenberger y Zech, 1994; Uren, 2001). En el caso del fertilizante, como se señaló antes, sólo incrementó el metabolismo vegetal. La nula participación del estiércol en la estabilización pudo deberse a que los compuestos resultado de su degradación fueron, principalmente, sustancias húmicas (Velázquez *et al.*, 2012), cuyo modo de acción es solo mediante la formación de enlaces entre las partículas minerales (Topp *et al.*, 1995; Haynes, 1999); incluso, se ha reportado Martens (2000) que existe una correlación mayor entre la estabilidad y el contenido de polisacáridos, que con el de humus.

Finalmente, el que la estabilidad de la fracción >3 mm no se alterara por los tratamientos pudo deberse al dominio de fragmentos en dicho intervalo, tal como se discute más adelante, pero también, a que la estabilidad de los grandes macroagregados está supeditada a la presencia de agentes de unión temporales, como las raíces, por lo que al retirarlas del sustrato, las unidades se desintegran (Gregorich *et al.*, 1995; Kay, 1998; Haynes, 1999).

Antes de describir la tendencia de la estabilidad en tepetate, con respecto al tiempo, es necesario hacer algunas consideraciones. La estabilidad en húmedo es una medida de la resistencia de las unidades de un sustrato a fuerzas de dispersión o rompimiento en condiciones de humedad (Dinel *et al.*, 1998; Kay, 1998; Klute, 1998), por lo que depende de la naturaleza y solidez de los agentes que mantienen juntas a las unidades. En el caso del tepetate, por tratarse de un material consolidado desde el momento de su formación y, cementado por procesos geológicos y edafogénicos posteriores (Hidalgo *et al.*, 1997, Acevedo y Flores, 2000), la resistencia de los fragmentos, es significativamente mayor que la de los agregados en los que, como ya se describió,

los enlaces están constituidos por agentes de unión temporales y transitorios, lo que los hace frágiles cuando se humedecen. De acuerdo con lo anterior, la tendencia que en un suelo representa un incremento o disminución de la estabilidad estructural, en el tepetate refleja el dominio de fragmentos sobre agregados o viceversa, tal como se ha esbozado en estudios previos (Acevedo *et al.*, 2001; Velázquez *et al.*, 2001), hecho que debe ser tomado en cuenta al momento de la interpretación de la Figura 2, en la se muestra la variación de la estabilidad del tepetate, con respecto al tiempo de observación.

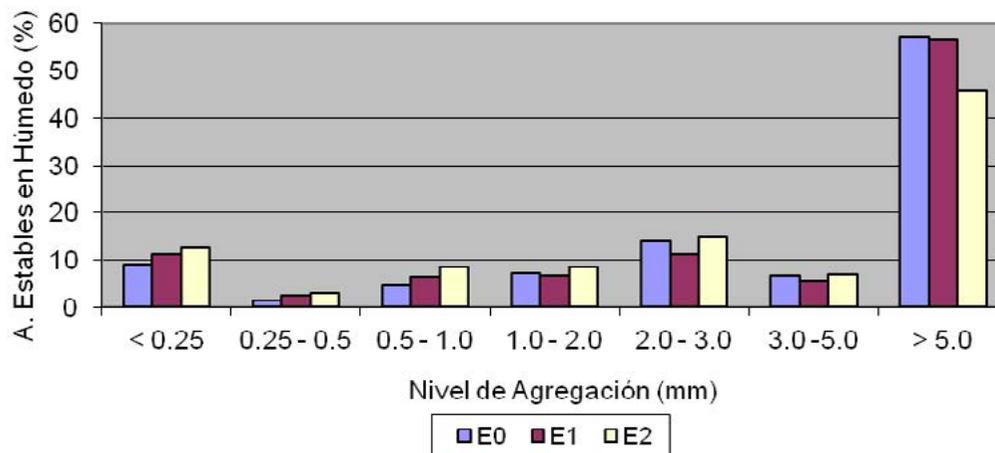


Figura 2. Porcentaje promedio de unidades de tepetate, estables en húmedo, para las tres etapas de observación

De acuerdo con la Figura 2, la estabilidad de las unidades >5 mm disminuyó con respecto al tiempo de observación. El que dicha disminución no fuera significativa durante el primer año, refleja un dominio de unidades de alta estabilidad, es decir, de fragmentos; sin embargo, el que después de dos años la disminución fuera altamente significativa sugiere la acción de fenómenos de agregación y disgregación asociados con el desarrollo de las plantas (lo que coincide con el análisis de agregación en seco). En el caso de los agregados formados, es posible suponer que los agentes de unión fueron temporales (raíces), de tal manera que al extraerse la planta, se disgregaron (Gijsman *et al.*, 1997; Bottner *et al.*, 1999; Uren, 2001), hecho que se corroboró mediante análisis bioquímico (Velázquez *et al.*, 2012), ya que la fracción orgánica no tuvo influencia en este intervalo de agregación. De acuerdo con Puget *et al.* (1999), el carbono presente en los macroagregados tiende a ser sumamente lábil, lo que repercute directamente en su estabilidad.

En el caso de las unidades de 3 a 5 mm, su estabilidad no se modificó significativamente con respecto al tiempo, lo que denota un dominio de fragmentos y coincide con otros autores en que se trata de un tamaño de unidades muy resistente a fuerzas de impacto y rompimiento (Martínez *et al.*, 1991; Acevedo *et al.*, 2001; Velázquez *et al.*, 2001), lo cual es importante en la habilitación del tepetate, ya que se trata de unidades que se asocian con tamaños de poros óptimos para el movimiento del agua y el aire (Wu *et al.*, 1990, Kay, 1998). Aunado a lo anterior, el análisis de estabilidad de esta fracción, permitió detallar los resultados descritos en la formación de agregados de 2 a 5 mm del análisis en seco, ya que es posible decir que las unidades de 3 a 5 mm corresponden a fragmentos resultado de la desintegración de los >10 mm y, las de 2 a 3, a agregados formados por influencia del pasto y estabilizados por polisacáridos (Velázquez *et al.*, 2012), ya que su estabilidad fue significativamente menor que la de las unidades de 3 a 5 mm y reflejó la diferente capacidad de acción de cada planta, incluso, el TAB obtuvo el mayor valor de estabilidad debido a la ausencia de agregados. Todo lo anterior coincide con lo reportado por Gregorich *et al.* (1995), Kay (1998), Haynes (1999) y Brimacombe *et al.*, (2001), quienes mencionan que en la fracción de 2 a 3 mm la estabilidad depende en parte del efecto mecánico de las raíces, pero con una mayor participación de enlaces transitorios, que en las >5 mm, lo que permite que las unidades se mantengan aun después de que la planta ha sido extraída del sustrato. La proporción relativa de fragmentos y agregados presentes en la fracción de 2 a 5 mm de diámetro, le confiere una estabilidad superior a la de cualquiera de las fracciones consideradas, lo cual, aunado a las características favorables de porosidad que aporta a la estructura, hacen de ésta, una fracción digna de consideración en estudios posteriores sobre formación de suelo a partir de tepetate.

De acuerdo con el análisis estadístico, la estabilidad de la fracción de 0.25 a 2 mm aumentó por efecto de las plantas, pero no significativamente con respecto al tiempo de observación, lo que puede atribuirse al bajo contenido de ácidos húmicos y fúlvicos en el tepetate (Velázquez *et al.*, 2012), cuya acción sobre la estabilidad es la única que se considera permanente (Topp *et al.*, 1995; Haynes, 1999). Dado que las unidades dominantes en este nivel (y en el de <0.25 mm) fueron agregados (análisis en seco), la interpretación de los resultados debe hacerse en forma inversa a la de las fracciones constituidas por fragmentos, es decir, en este caso el incremento o decremento del porcentaje de unidades, representa directamente un aumento o disminución de la estabilidad, ya que se considera que todos los enlaces entre la fracción mineral son de naturaleza orgánica. Para finalizar, la estabilidad de los microagregados (<0.25 mm) se incrementó significativamente con respecto al tiempo, lo que denota la participación de compuestos orgánicos de alta estabilidad, que son los que actúan en el ámbito de la microagregación (Varanini y Pinton, 2001) y coincide con los resultados de agregación en seco; incluso, el análisis bioquímico mostró una correlación positiva entre los ácidos fúlvicos del tepetate y los agregados <0.25 mm (Velázquez *et al.*, 2012). Cabe destacar que el incremento de estabilidad de los microagregados resulta de suma importancia en el proceso de habilitación del tepetate, ya que una microagregación estable da lugar a la formación de macroagregados estables, todo lo cual garantiza la existencia de una estructura con características adecuadas para el establecimiento de plantas y biota.

CONCLUSIONES

La formación de agregados a partir de fragmentos de tepetate consta de dos fases: la desintegración de los fragmentos >10 mm de diámetro y, la acumulación y reorganización de las unidades resultantes, en agregados <5 mm. En el ámbito de la estabilidad, los fragmentos, por su consolidación original, son más resistentes al humedecimiento que los agregados; premisa importante en la interpretación de la directriz del cambio de unidades a través del tiempo. Tanto en la formación de agregados, como en su estabilización, el sistema radical de las plantas y, la naturaleza de los agentes de unión, son decisivas. La desintegración de los fragmentos resulta indispensable para la posterior formación de agregados, ya que constituye la forma de proveer al sustrato de unidades sobre las que la acción de los mecanismos de unión y estabilización biológicos, son eficientes.

BIBLIOGRAFÍA

- Acevedo, S.O.A, Velázquez, R.A.S. y Flores, R.D. 2001. Agregación por especies vegetales y abonos orgánicos en tepetates fracturados bajo condiciones de invernadero. *Terra* 19 (4) 363-373.
- Acevedo, S. O. A. y Flores R. D. 2000. Genesis of white fragipans of volcanic origin. *Revista Mexicana de ciencias*
- Badalucco, L. and Kuikman P. J. 2001. *In*: Pinton R., Varanini Z. y Nannipieri P. (Eds.). *The rhizosphere. Biochemistry and organic substances at the soil – plant interface.* Marcel Dekker, Inc. New York, U.S.A. p. 159 - 196.
- Bottner, P., Pansu M. And Sallih Z. 1999. Modelling the effect of active roots on soil organic matter turnover. *Plant and Soil* 216:15 - 25.
- Brimecombe, M. J., De Leij F. A. and Lynch J. M. 2001. The effect of root exudates on rhizosphere microbial populations. *In*: Pinton R., Varanini Z. y Nannipieri P. (Eds.). *The rhizosphere. Biochemistry and organic substances at the soil – plant interface.* Marcel Dekker, Inc. New York, U.S.A. p. 95 - 140.
- Dinel, H., Monreal C. M. and Bergstrom D. 1998. Assessing soil structural stability. *In*: C. M. Monreal. *Development of standard methodologies: bio-indicators and methodologies to quantify soil quality.* COESA Report No. RES/MON-003/97. Canadá.
- Etchevers, B. J. D., Cruz H. L., Mares J. A. y Zebrowski C. 1992. Fertilidad de los tepetates I. Fertilidad actual y potencial de los tepetates de la vertiente occidental de la Sierra Nevada (México). *Terra* 10 (Número Especial: Suelos Volcánicos Endurecidos): 379 - 383.
- Feller, C., Albrecht A. and Tessier D. 1996. Aggregation and organic matter storage in kaolinitic and smectitic tropical soils. *In*: M. R. Carter and B. A. Stewart (Eds.) *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils.* Lewis Publishers. New York, U. S. A. p. 310 - 359.
- Ferrera, C. R., Ortiz A., Delgadillo J. y Santamaria S. 1997. Uso de la materia orgánica en la recuperación de tepetates y su influencia en los microorganismos. *In*: C. Zebrowski, P. Quantin y G. Trujillo (Eds.) *Suelos Volcánicos Endurecidos.* Quito, Ecuador. p. 225 - 237.
- Gijsman, A. J., Alarcon H. F. and Thomas R. J. 1997. Root decomposition in tropical grasses and legumen, as affected by soil texture and season. *Soil Biology and Biochemistry.* 29(9/10):1443 - 1450.
- Gregorich, E. G., Angers D. A., Campbell C. A., Carter M. R., Drury C. F., Ellert B. H., Groenevelt P. H., Holmstrom D. A., Monreal C. M., Rees H. W. Voroney R. P. and Vyn T. J. 1995. Changes in soil organic matter. *In*: D. F. Acton and L. J. Gregorich (Eds.) *The health of our soils. Toward sustainable agriculture in Canadá.* Publication 1906/E. Canadá. p. 41- 50.
- Guggenberger, G. and Zech W. 1994. Composition and dynamics of dissolved carbohydrates and lignin-degradation products in two coniferous forest, N. E. Bavaria, Germany. *Soil Biology and Biochemistry* 26(1): 19 - 27.

- Haynes, R. J. 1999. Labile organic matter fractions and aggregate stability under short-term, grass-based leys. *Soil Biology and Biochemistry*. 31:1821 - 1830.
- Hidalgo, C., Quantin P. y Elsass F. 1997. Caracterización mineralógica de los tepetates tipo fragipán del valle de México. *In: C. Zebrowski, P. Quantin y G. Trujillo (Eds.) Suelos Volcánicos Endurecidos*. Quito, Ecuador. p. 65 - 72.
- Hillel, D. 1982. *Introduction to soil physics*. Academic Press, Inc. New York, N.Y. 364 p.
- Janeau J. L., Jerome G. y Miranda M. M. E. 1992. Evolución estructural de la superficie de los suelos con tepetate. *Terra* 10 (Número Especial: Suelos Volcánicos Endurecidos): 374 - 378.
- Kay, B. D. 1998. Soil structure and organic carbon: a review. *In: Lal R., Kimble J. M., Follet R. F. and Stewart B. A. Soil processes and the carbon cycle*. CRC Press. New York, USA. 609 p.
- Klute, A. 1998. *Methods of soils analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods*. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Book Series: 5. Madison, Wisconsin, U.S.A. 1188 p.
- Lauffer, M., Leroux Y., Prat C. y Janeau J. L. 1997. Organización superficial de los tepetates cultivados. *In: Zebrowski C., Quantin P. y Trujillo G. (Eds.) Tercer Simposio Internacional de Suelos volcánicos endurecidos*. Quito, Ecuador. p. 443 - 456.
- Macías, J. L., Carrasco G. y C. Siebe. 1995. Zonificación de peligros volcánicos del Popocatepetl. *In: Sistema Nacional de Protección Civil, Centro Nacional de Prevención de Desastres, Universidad Nacional Autónoma de México (Eds.) Volcán Popocatepetl estudios realizados durante la crisis de 1994 - 1995. Capítulo III*. p. 79 - 92.
- Martens, D. A. 2000. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. *Soil Biology and Biochemistry*. 32:361 - 369.
- Martínez, T. M. Oleschko K. Y Arias R. H. 1991. Estimación del estado óptimo del tepetate en el proceso de su recuperación. *In: Primer Simposio Internacional de Suelos Volcánicos Endurecidos*. Colegio de Posgraduados. Estado de México, México. p. 56.
- Navarro, G. H. y Zebrowski C. 1992. Análisis agronómico comparativo en tepetate. *Terra* 10 (Núm. Especial: Suelos Volcánicos Endurecidos): 450 - 459.
- Primavesi, A. 1982. Manejo ecológico del suelo. La agricultura en regiones tropicales. El Ateneo. Buenos Aires, Argentina. p. 183 - 227.
- Puget, P., Angers D. A. and Chenu C. 1999. Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soil. *Soil Biology and Biochemistry*. 31: 55 - 63.
- Servenay, A. and Prat C. 2000. Clasificación from landsat TM of indurated volcanic materials (tepetates) of the mexican neovolcanic belt. *Geocarto Internacional*. 15(1): 55 - 62.
- Singer, M. J., Southard R. J., Warrington D. N. and Janitzky P. 1992. Stability of synthetic sand-clay aggregates after wetting and drying cycles. *Soil Science Society American Journal*. 56: 1843 - 1848.
- Six, J., Elliot E. T., Paustian K. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry* 32:2099 - 2103.
- Topp, G. C., Wires K. C., Angers D. A., Carter M. R., Culley J. L. B., Holmstrom D. A., Kay B. D., Lafond G. P., Langille D. R., McBride R. A., Patterson G. T., Perfect E., Rasiyah V., Rodd A. V. and Webb K. T. 1995. Changes in soil structure. *In: D. F. Acton and L. J. Gregorich (Eds.) The health of our soils. Toward sustainable agriculture in Canada*. Publication 1906/E. Canadá. p. 51 - 60.
- Uren, N. C. 2001. Types, amounts and possible functions of compounds released into the rhizosphere by soil - grown plants. *In: Pinton R., Varanini Z. y Nannipieri P. (Eds.) The rhizosphere. Biochemistry and organic substances at the soil - plant interface*. Marcel Dekker, Inc. New York, U.S.A. p. 19 - 40.
- Varanini, Z. and Pinton R. 2001. Direct versus indirect effects of soil humic substances on plant growth and nutrition. *In: Pinton R., Varanini Z. y Nannipieri P. (Eds.) The rhizosphere. Biochemistry and organic substances at the soil - plant interface*. Marcel Dekker, Inc. New York, U.S.A. p. 141 - 158.
- Velázquez, R. A. S., Flores R. D. y Acevedo S. O. A. 2012. Compuestos orgánicos y formación de agregados estables en tepetate. *Estas mismas memorias*.
- Velázquez, R. A. S., Flores R. D. y Acevedo S. O. A. 2001. Formación de agregados en tepetate por influencia de especies vegetales. *Agrociencia*. Volumen 35. Número 3. p.
- Wild, A. 1992. *Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell*. Mundi - Prensa. Madrid, España. 1045p.
- Wu, L., Vomocil J. A. and Childs S. W. 1990. Pore size and water retention. *Soil Sci. Am. J.* 54:952-956.
- Zebrowski, C. 1992. Los suelos volcánicos endurecidos en América Latina. *Terra* 10 (Núm. Especial: Suelos Volcánicos Endurecidos): 15 - 23.

SINTESIS DE LOS PATRONES ASOCIADOS A LA FORMACION DE AGREGADOS DE SUELOS A PARTIR DE TEPETATES

Velázquez-Rodríguez A.^{1*}, Paz-Pellat F.², Hidalgo C.³ y Etchevers J.³

¹Universidad autónoma del Estado de México. Facultad de Ciencias. Toluca, Estado de México.

²GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5. Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México.

³Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México.

* Autor responsable: almaver@uaemex.mx; El Cerrillo Piedras Blancas km 15.5 Carretera Toluca-Ixtlahuaca, Toluca, Estado de México, México. 50200; 01 722 2 96 55 54 ó 56 Ext.193

RESUMEN

La síntesis de los patrones de la distribución de agregados y carbono por fracciones de la mezcla agregados y fragmentos a partir de un tepetate permite interpretar en forma compacta el efecto de diversos tratamientos de tipos de plantas y enmiendas. Así, usando un modelo de la distribución de la masa de los agregados en función de los tamaños de éstos, generalizado para la relación entre las masas de los agregados y el carbono orgánico contenido en ellas, se introduce el concepto de equivalencia ambiental clásico para modelar los patrones mencionados. Una propuesta alternativa de equivalencia ambiental fue desarrollada, permitiendo sintetizar la relación de los patrones entre el tamaño de los agregados y las masas asociadas al considerar a las repeticiones de un tratamiento como condiciones diferentes no homogéneas y modelar su relación, para después sintetizar la relación de los parámetros determinados para distintos tiempos de observación del mismo tratamiento. El resultado de este proceso jerárquico permite analizar en forma muy sintética los patrones de formación de agregados de diferentes tratamientos. Los conceptos y modelos presentados en este trabajo fueron validados usando datos de un experimento de campo con tepetates para manejo convencional y orgánico; y para tratamientos en macetas colocadas en invernadero con diferentes tipos de manejo (tipo de planta y enmiendas). Los resultados de los ajustes experimentales realizados fueron buenos, por lo que pueden usarse en forma confiable en aplicaciones similares.

PALABRAS CLAVE

Distribución de masa y carbono, equivalencia ambiental, tamaño de agregados

INTRODUCCIÓN

Los tepetates son capas endurecidas, formadas por procesos geológicos, con influencia posterior de procesos edafogénicos y cuyo depósito original involucra materiales piroclásticos (Zebrowski, 1992). El proceso pedológico que presentan los tepetates involucra arcilla y cementantes en solución y está regido por procesos físicos y químicos que tienen lugar a partir de la alteración de los feldespatos, el vidrio volcánico y otros materiales amorfos que los constituyen (Hidalgo *et al.*, 1997). El uso de los tepetates para agricultura o forestería, está severamente limitado por la dureza y baja fertilidad de la capa dura, resultado de su estructura masiva, alta densidad aparente y escaso o nulo contenido de materia orgánica, nitrógeno y fósforo (Etchevers *et al.*, 1992; Navarro y Zebrowski, 1992).

En el caso de los suelos, la formación, estabilización y rompimiento de agregados ha sido aproximada usando el concepto de jerarquía de agregación introducida por Tisdall y Oades (1982) que propusieron una jerarquía de formación de macroagregados a partir de microagregados, donde las partículas órgano-minerales primarias formaban a los microagregados. Oades (1984) modificó esta teoría y propuso que, primeramente, se formaban los macroagregados y, de su rompimiento, los microagregados eran creados después, liberando pequeños microagregados (< 20 µm).

Las prácticas de conservación en cultivos generalmente presentan mayor proporción de macroagregados ($> 250 \mu\text{m}$), con mayor carbono en éstos que en los microagregados ($< 250 \mu\text{m}$) (Tantely *et al.*, 2008; Fuentes *et al.*, 2011).

Desde el punto de vista físico, la integración del tepetate a la producción requiere necesariamente de su roturación, para obtener fragmentos que permitan el establecimiento de plantas, así como el movimiento de agua y aire; sin embargo, dichos fragmentos suelen ser recompactados o erosionados, a causa de las fuerzas de impacto y rompimiento de las gotas de lluvia y de aquellas involucradas con el laboreo (Quantin *et al.*, 1992) de tal manera que, por sí misma, la roturación no asegura la habilitación. De acuerdo con Ferrera *et al.* (1997), Acevedo *et al.* (2001) y Velázquez *et al.* (2001), en el tepetate las especies vegetales actúan como agentes de unión temporales, al empaquetar y mantener unidos grupos de fragmentos; transitorios, cuando los compuestos liberados a rizósfera (rizodepositación) forman uniones entre partículas y fragmentos de diámetro reducido y, permanentes, en los casos en que el enlace con la fracción mineral está constituido por sustancias húmicas. Por otra parte, el uso de enmiendas orgánicas favorece la formación de agregados, ya que la materia orgánica actúa como enlace entre la fracción mineral y aporta la estabilidad necesaria a los agregados formados, para resistir los cambios originados por la lluvia y la labranza. No obstante lo anterior, debido a la consolidación natural del tepetate y, a su estructura masiva, el conocimiento de su estructuración requiere del análisis de la dinámica de la transformación de fragmentos en agregados estables, como un primer paso hacia el desarrollo de suelo, a partir de estos materiales. La síntesis de estos patrones permite aproximar su dinámica.

Marco teórico

Paz *et al.* (2012) han argumentado en favor de un modelo de distribución de la masa de las fracciones (tamaños) los agregados similar al caso del carbono orgánico:

$$A_f = A \left(\frac{1}{T_f} \right)^{-B} \quad (1)$$

donde A_f es la masa (en %) asociada a la fracción f de agregados, definida por el tamaño (T_f).

La Figura 1a muestra un gráfico del modelo para los agregados y la Figura 1b la relación lineal del espacio log-log de su transformación.

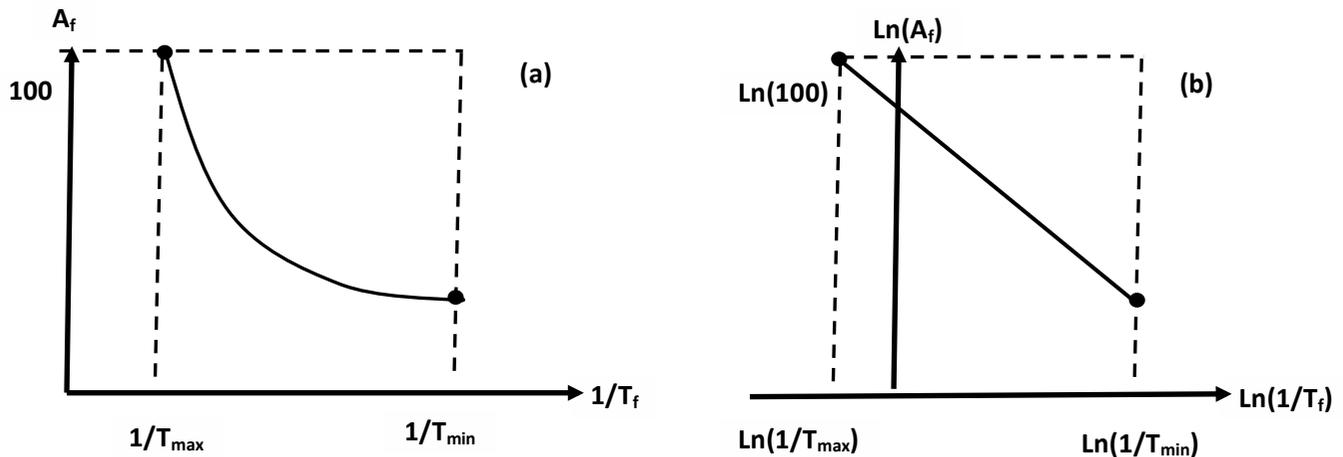


Figura 1. Distribución del carbono por fracciones físicas para partículas de agregados. (a) espacio normal y (b) espacio transformado log-log.

La Figura 2a muestra el modelo definido para A_f en función de $(1/T_f)$, espacio log-log, para el caso de diferentes usos del suelo y/o prácticas de manejo de un uso del suelo particular, asociado a un suelo dato. La Figura 2b muestra la relación entre los parámetros $\text{Ln}(A)$ y B de la relación (1).

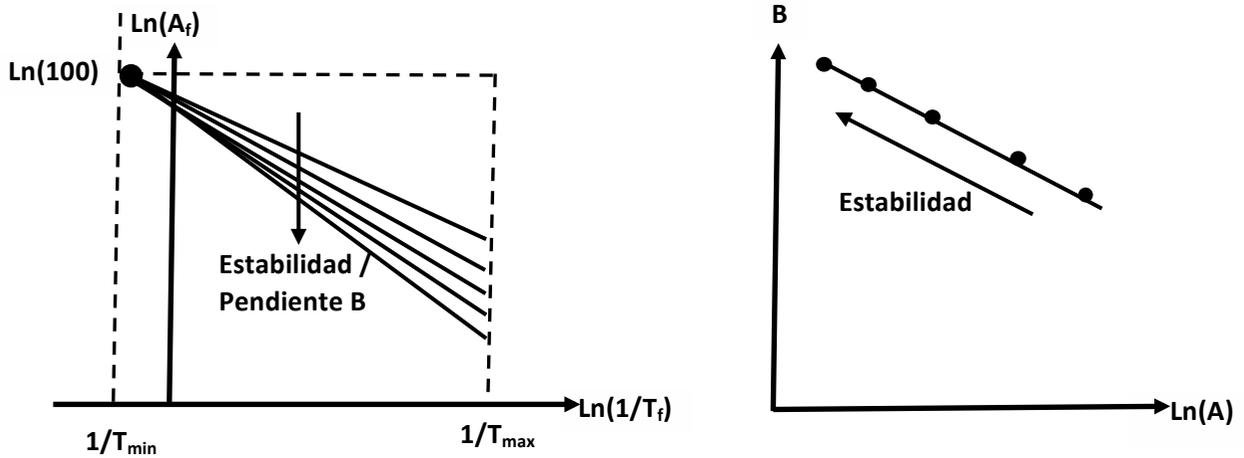


Figura 2. Concepto de equivalencia ambiental en términos del espacio $\ln(1/T_f)$ - $\ln(A_f)$. (a) Diferentes usos del suelo/prácticas de manejo y punto de convergencia y (b) relación entre la pendiente B e intersección $\ln(A)$ de las líneas rectas del modelo.

La relación entre los parámetros $\ln(A)$ y B de la relación (1) es producto de la propiedad de que un conjunto de líneas rectas que se intersectan en un punto común (Figura 2a), sus parámetros tienen una relación lineal (Figura 2b) y es la base del concepto de equivalencia ambiental introducido por Paz *et al.* (2009). Este principio establece que es posible hacer equivalentes (en términos de la distribución de la masa de los agregados en los suelos; y distribución del carbono en estas masa) diferentes usos del suelo (medios ambientes) y prácticas asociadas a un uso del suelo (manejo). El usar valores de A_f en porcentaje, permite recentrar en un punto común diferentes usos del suelo y/o prácticas de manejo.

Paz *et al.* (2012) generalizaron el modelo introducido al caso de la relación entre la fracción de masa A_f (%) y el carbono orgánico asociado (en % o en proporción del suelo):

$$C_f = a + bA_f \tag{2}$$

Figura 3a muestra las relaciones entre A_f y C_f (ambos en %) para distintos usos del suelo y/o prácticas de manejo y la Figura 2b la relación entre los parámetros a y b de la relación (3).

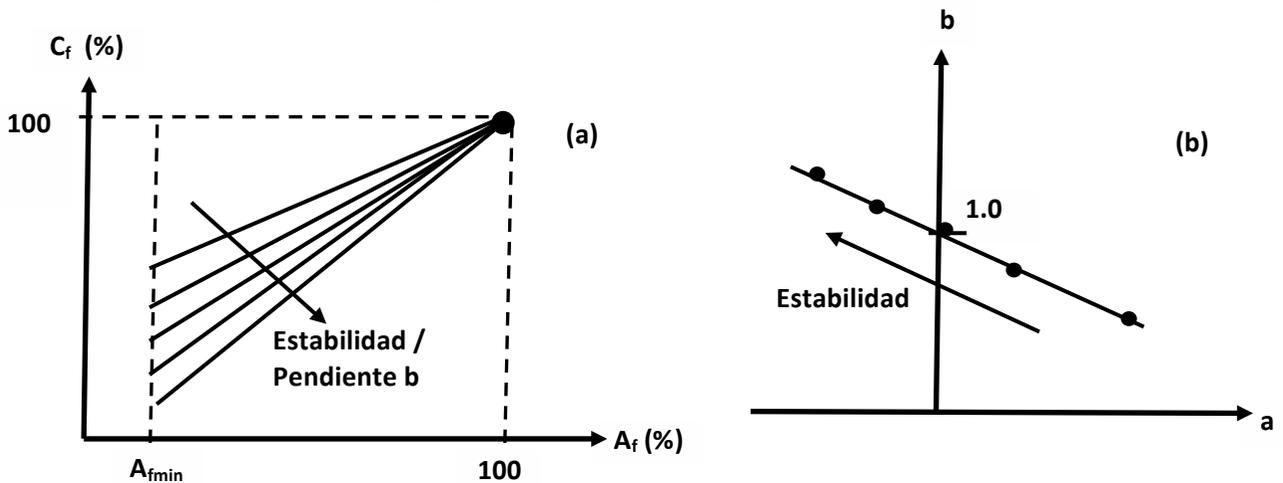


Figura 3. Concepto de equivalencia ambiental relativo. (a) relación entre A_f y C_f para distintos usos del suelo/prácticas de manejo y (b) relación entre los parámetros a y b .

Bajo la consideración de cambios de uso del suelo o implementación de prácticas de manejo aplicados con tiempo suficiente para que la distribución del carbono en los agregados del suelo aproxime un estado de equilibrio (estático o dinámico), el concepto de equivalencia ambiental puede planteado, en términos generales,

usando la distribución del carbono (en masa del carbono en relación a la masa del suelo) por fracciones de agregados y no en términos relativos (%). La Figura 4a muestra esta situación donde diferentes usos del suelo y/o prácticas de manejo conducen a incrementos o reducciones del carbono total (Blanco-Canqui y Lal, 2004; Bronick y Lal, 2005). En esta situación el punto en común de las líneas rectas se aproxima en una fracción A_f dada, Figura 3a. Así, en la Figura 4b se muestra la relación entre la intersección a y la pendiente b de la ecuación (3), con C_f no en %.

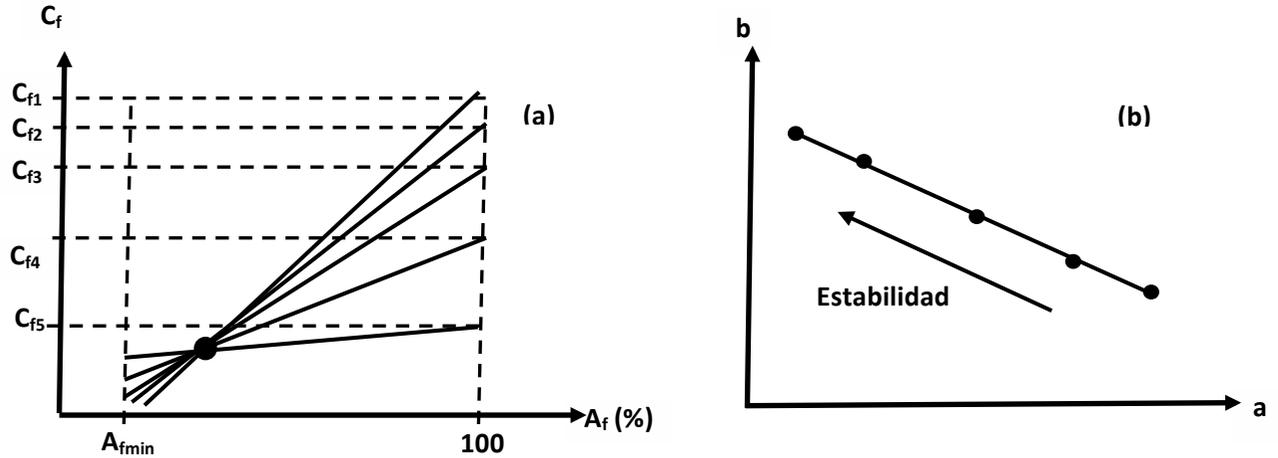


Figura 4. Concepto de equivalencia ambiental en términos del espacio A_f - C_f . (a) Diferentes usos del suelo/prácticas de manejo y punto de convergencia y (b) relación entre la pendiente b e intersección a de las líneas rectas del modelo entre A_f y C_t .

La equivalencia ambiental define que puede haber un número cualquiera de usos del suelo o prácticas de manejo de un uso del suelo que tienen una pendiente b (y C_t) en común y que no pueden ser diferenciados en relación a la distribución del carbono por fracciones de agregados, relación (2). En la perspectiva de modelación (tiempo en forma implícita), el concepto de equivalencia ambiental permite sintetizar un número infinito de estados del sistema suelo-estructura (materia orgánica) en función de solo el carbono orgánico total; ya que este define la distribución del mismo por fracciones de agregados. Por otra parte, en relación al análisis de los efectos de diferentes usos del suelo y prácticas de manejo, el valor de b define una relación única con la distribución de agregados y el carbono asociado a éstos, permitiendo un formato sintético de análisis.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para revisar el modelo propuesto, se utilizó una base de datos de una investigación realizada en condiciones controladas, con tepetate del municipio de Tetela del Volcán, estado de Morelos, México ($18^{\circ}51'34.3''$ N y $98^{\circ}44'16.6''$ W; 2127 msnm). Las especies utilizadas fueron higuera, *Ficus carica* L. y pasto Rhodes, *Chloris gayana* Kunt (Acevedo *et al.*, 2001; Velázquez *et al.*, 2001). Como enmienda orgánica se usó estiércol de bovino y como enmienda inorgánica se utilizaron sulfato de amonio, superfosfato de calcio simple y cloruro de potasio.

Para el estudio el tepetate se rompió con martillo y se seleccionaron los fragmentos menores de 20 mm de diámetro, mismos que se colocaron en macetas sin perforaciones, en cantidades de 5 kg. El estiércol se aplicó en una dosis única de 72 Mg ha^{-1} . La fertilización inorgánica fue anual; en los tratamientos sin planta y con higuera se aplicó la fórmula 80-80-20, y en el pasto 250-200-00. El trasplante de las especies vegetales a las macetas con tepetate se hizo a raíz desnuda. El análisis de variables de respuesta: formación de agregados en seco y estabilidad en húmedo de los agregados, se realizó a partir de muestras de tepetate de cada maceta, tomadas cada 12 meses.

La agregación en seco se evaluó por la técnica de Yoder (Kemper y Rosenau, 1998) y la estabilidad en húmedo por la técnica de Klute (Kemper y Rosenau, 1998). No se determinó el carbono orgánico por fracciones de los agregados y solo el total.

El diseño experimental fue factorial con distribución de tratamientos completamente al azar y cuatro repeticiones. La unidad experimental correspondió a una planta de higuera por maceta y tres de pasto Rhodes. El

período de observación fue de 2 años. Se establecieron 12 tratamientos y un testigo, constituido sólo por fragmentos de tepetate.

Para poder evaluar la distribución de agregados y el carbono orgánico asociado en éstos, se revisó una investigación en Tlalpan (Tlaxcala), localizada a los 19° 20' N y 98° 20' O y una altitud de 2,600 m, en la vertiente oriental del eje neovolcánico transversal. En este sitio se estudió un tepetate cultivado en una parcela con 15 años de cultivo, textura franca y pH neutro. Los minerales primarios están constituidos principalmente por vidrio volcánico, mientras que los minerales secundarios corresponden a arcillas del tipo haloisita, principalmente tubulares (Hidalgo *et al.*, 2010). También abundan materiales amorfos con bajo grado de cristalización. En los tepetates se examinaron dos tipos de manejo agronómico bajo condiciones de temporal: (1) manejo convencional (como lo hace el agricultor), con monocultivo de maíz (*Zea mays* L.) o trigo (*Triticum aestivum* L.) y bajos insumos de fertilizantes químicos y orgánicos; y, (2) manejo orgánico con adición regular de abonos químicos y orgánicos (compostas) y empleo de leguminosas como frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) y haba (*Vicia faba* L.). En estos sitios se recolectaron muestras de suelo compuestas por 22 submuestras en cada tipo de suelo de 0-20 cm de profundidad con un barreno de acero inoxidable. Las muestras de suelo no perturbadas fueron colectadas en los sitios en forma representativa. Las muestras en seco fueron pasadas por un tamiz de 8 mm para obtener una muestra de 20 g para el análisis de estabilidad de agregados en húmedo (Kemper y Rosenau, 1986). La muestra fue disgregada en agua por 30 min y tamizada en húmedo en una columna de mallas con aberturas de 4.75, 2.00, 1.00, 0.50, 0.25 y 0.05 mm, sumergidas en un cilindro de agua destilada y sujetas a 60 ciclos por min de agitado. Las fracciones que quedaron en cada malla fueron colectadas y secadas a 105°C por 18 h. El carbono orgánico en cada fracción fue determinado con un autoanalizador (TOC-5050A, Shimadzu)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 5 muestra el ajuste experimental del modelo de la relación (2) a los datos de campo del Tepetate en Tlalpan, Tlaxcala. En este caso las dos repeticiones se consideraron como asociadas a un mismo patrón. En la Figura 5a se muestra el ajuste del modelo para el concepto de equivalencia ambiental en términos relativos (%) y en la Figura 5b en términos generales (carbono en masa por masa del suelo); donde es claro que el manejo convencional tiene una menor pendiente b que el orgánico, implicando que la distribución de agregados y el carbono asociado resulta mejor en éste último caso.

De esta evidencia experimental y de Paz *et al.* (2012) y Fuentes *et al.* (2012), el modelo de la relación (1) para la distribución de masas en función del tamaño de los agregados implica que el carbono orgánico por fracción (no medido) en los experimentos con macetas sigue una distribución similar al tamaño de los agregados; producto de la relación lineal (2).

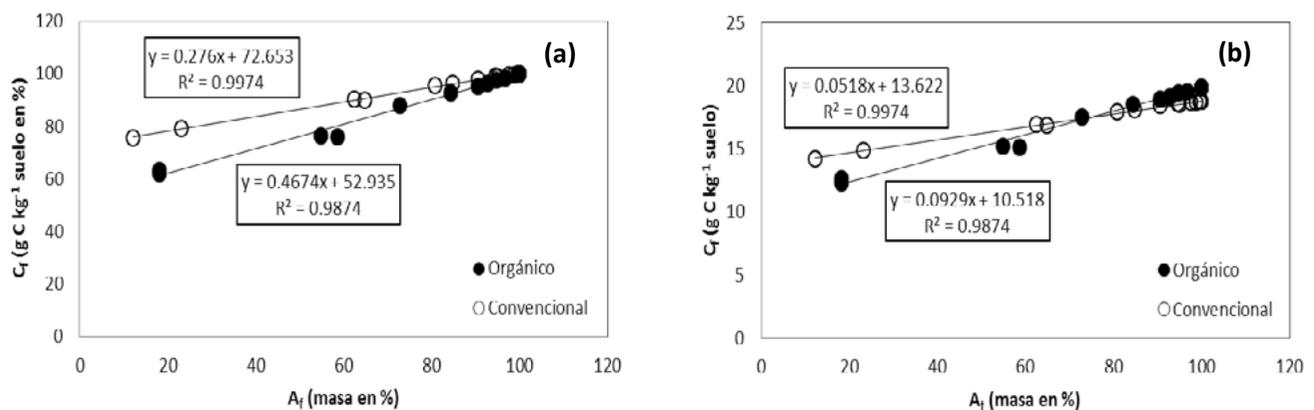


Figura 5. Ajuste del modelo de la relación A_f - C_f para los tepetates cultivados en campo en Tlalpan, Tlaxcala: (a) datos en porcentajes y (b) carbono orgánico en masa por masa de suelo.

La Figura 6 muestra un ejemplo del ajuste del modelo de la relación (1) para el caso de estabilidad en seco y la Figura 6b para estabilidad en húmedo. En lo general, los ajustes en seco ($R^2 = 0.99$ promedio, $n = 144$) resultaron mejores que los en húmedo ($R^2 = 0.96$ promedio, $n = 144$).

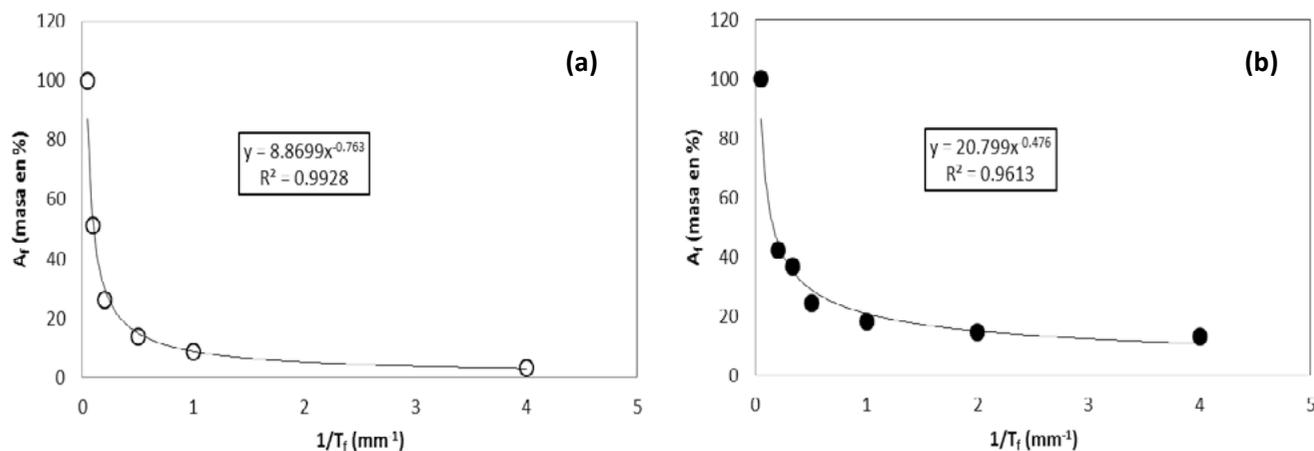


Figura 6. Ajuste del modelo $(1/T_f)-A_f$: (a) estabilidad en seco y (b) estabilidad en húmedo.

En la Figura 7 se muestra el ajuste del modelo de equivalencia ambiental, Figura 2b, pero usando $-B$ en lugar de B . Se observa dispersión en el ajuste, debido a utilizar cuatro repeticiones y tres tiempos de observación (0, 12 y 24 meses) para un mismo tratamiento.

En términos generales, cualquiera que sea el umbral de separación entre microagregados y macroagregados, un incremento en la pendiente B implica una mayor cantidad de masa (y carbono orgánico) en los macroagregados, en relación a los microagregados.

Es importante señalar que en relación a los experimentos de tepetates en macetas, el término agregados se refiere a los agregados de suelos y fragmento de los tepetates, que dada la relación lineal entre ellos (Baez *et al.*, 2012), los desarrollos presentados en lo siguiente son válidos para el caso de los agregados de los suelos como de partículas mezcladas de agregados y fragmentos.

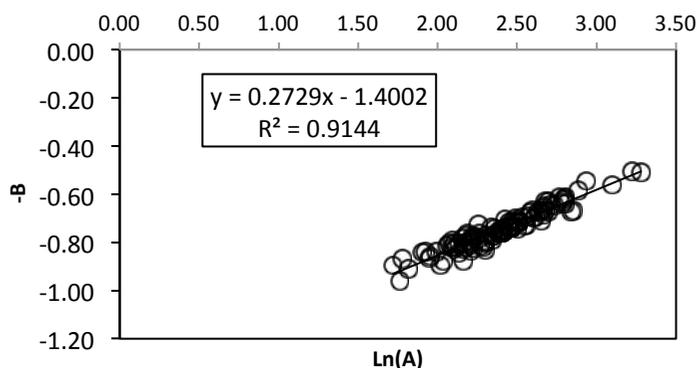


Figura 7. Modelo asociado al concepto de equivalencia ambiental general de la relación $(1/T_f)-A_f$.

Una alternativa para sintetizar el modelo mostrado en la Figura 7 es considerar primero que las repeticiones para un tiempo de observación dado de un tratamiento representan en realidad condiciones diferentes; aunque con menor variación al caso de mezclar tratamientos. Así, la Figura 8a muestra un ejemplo del ajuste del modelo de la Figura 2b a los parámetros de la relación (1) para el caso de las cuatro repeticiones de un tratamiento. En esa misma, la relación lineal de la Figura 8a, $-B = AT + BT\{\ln(A)\}$; con AT y BT representando los meta-

parámetros asociados a las repeticiones de un tratamiento, puede ser generalizada a través de la relación en el tiempo de observación, Figura 7b. Así, de esta última figura, tenemos $BT = AT_t + BT_t(AT)$, que representa a un tratamiento en forma sintética: tres tiempos de observación con cuatro repeticiones cada uno.

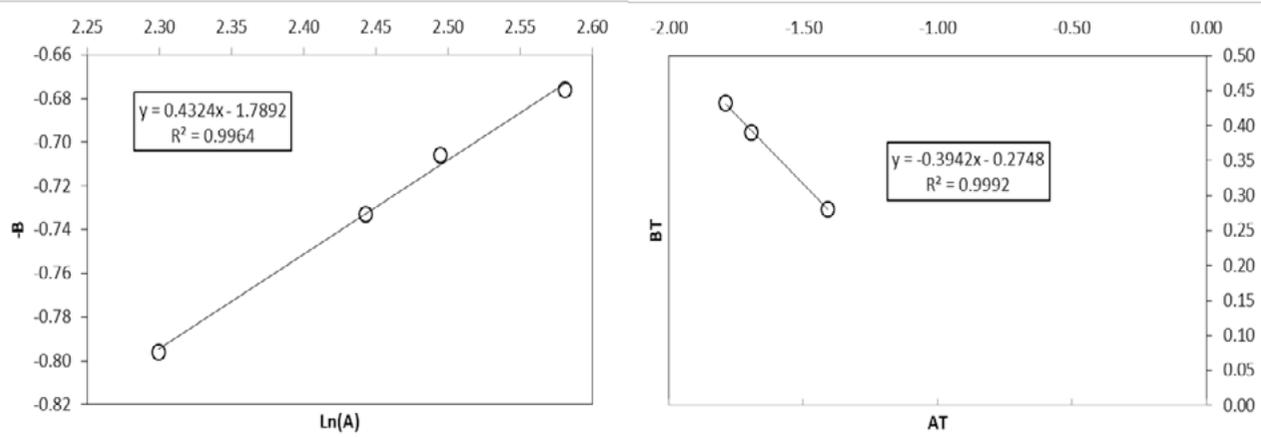


Figura 8. Ejemplo del ajuste del modelo de equivalencia ambiental: (a) cuatro repeticiones de un tratamiento y (b) tres tiempos de observación del tratamiento.

Con el esquema jerárquico introducido para modelar el concepto de equivalencia ambiental, la Figura 9 muestra los resultados de la relación AT_t y BT_t para todos los tratamientos de estabilidad en seco y la Figura 10 los de estabilidad en húmedo, donde ambas relaciones siguen patrones similares, aunque los valores BT_t asociados a la estabilidad (distribución de agregados y carbono) pueden ser diferentes producto de usar esquemas experimentales diferentes.

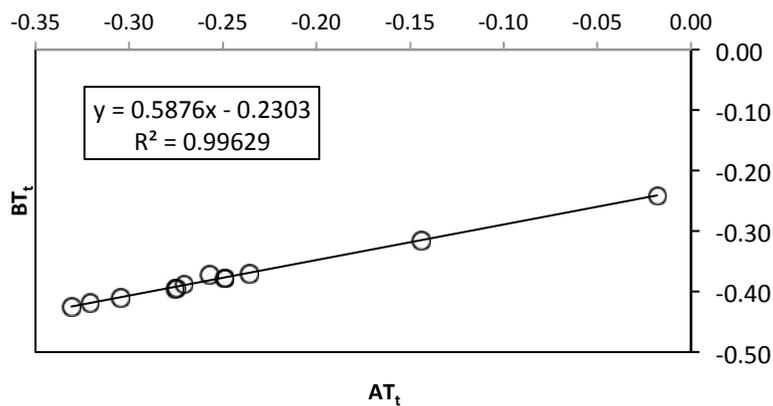


Figura 9. Síntesis jerárquica del concepto de equivalencia ambiental para la estabilidad en seco.

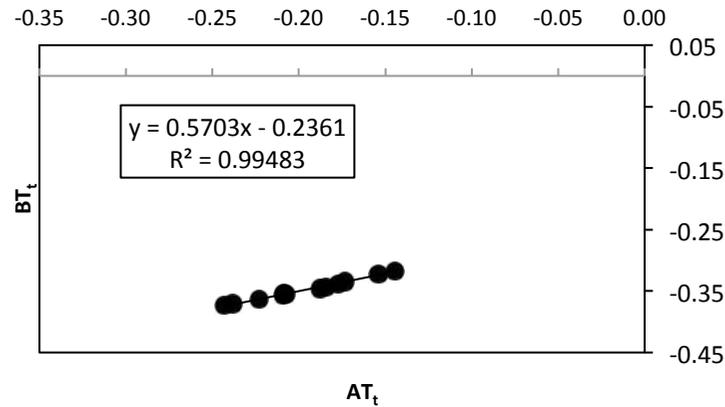


Figura 10. Síntesis jerárquica del concepto de equivalencia ambiental para la estabilidad en seco.

CONCLUSIONES

La distribución de agregados, y carbono, por fracciones para la estabilidad en seco y en húmedo nos define los patrones de formación de macroagregados y microagregados asociados a la formación de suelo a partir de tepetates. Así, usando un modelo de distribución de masas de agregados por tamaños de fracciones de los agregados, relacionado linealmente con la distribución de carbono en estas masas, se analizó un experimento de formación de suelos a partir de tepetates y se modeló el concepto de equivalencia ambiental. Los resultados obtenidos permiten utilizar los conceptos y modelos introducidos en este trabajo en forma sintética para analizar los efectos de diversos tratamientos experimentales en una jerarquía que va del número de repeticiones al número de observaciones en el tiempo de la formación del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Acevedo, S.O.A, Velázquez, R.A.S. y Flores, R.D. 2001. Agregación por especies vegetales y abonos orgánicos en tepetates fracturados bajo condiciones de invernadero. *Terra* 19 (4) 363-373.
- Baez, A., F. Paz, J. Etchevers, y C. Hidalgo. 2012. Formación de agregados en cronosecuencias de tepetates. Estas mismas memorias.
- Blanco-Canqui, H., and R. Lal. 2004. Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Critical Reviews in Plant Sciences* 23: 481-504
- Bronick, C.J., and R. Lal. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124: 3-22.
- Etchevers, B.J.D., Pérez, M.A. y Navarro, G.H. 1992. Dinámica de la materia orgánica y el N en tepetates habilitados para producción agrícola. In: *Suelos volcánicos endurecidos*. Ed. C. Zebrowski, P. Quantin y G. Trujillo. pp. 213-224. Quito, Ecuador.
- Ferrera, C. R., Ortiz A., Delgadillo J. y Santamaria S. 1997. Uso de la materia orgánica en la recuperación de tepetates y su influencia en los microorganismos. In: C. Zebrowski, P. Quantin y G. Trujillo (Eds.) *Suelos Volcánicos Endurecidos*. Quito, Ecuador. p. 225 - 237.
- Fuentes, M. C. Hidalgo, J. Etchevers, F. De León, A. Guerrero, L. Dendooven, N. Verhulst, and B. Govaerts. 2011. Conservation agriculture, increased organic carbon in the top-soil macro-aggregates and reduced soil CO₂ emissions. *Plant Soil* DOI 10.1007/s11104-011-1092-4
- Fuentes, M., F. Paz, C. Hidalgo, y J.D. Etchevers. 2012. Modelación y síntesis de la dinámica del carbono en agregados asociada a prácticas de conservación en cultivos agrícolas. Estas mismas memorias.
- Hidalgo C., J. D. Etchevers, A. Martínez-Richa, H. Yee-Madeira, R. Calderon, R. Vera-Graziano, and F. Matus. 2010. Mineralogical characterization of the fine fraction (< 2 μm) of degraded volcanic soils and tepetates in Mexico. *Applied Clay Science* 49: 348-358
- Hidalgo, C., Quantin P. y Elsass F. 1997. Caracterización mineralógica de los tepetates tipo fragipán del valle de México. In: C. Zebrowski, P. Quantin y G. Trujillo (Eds.) *Suelos Volcánicos Endurecidos*. Quito, Ecuador. p. 65 - 72.
- Kemper, W.D. and Rosenau, R.C. 1998. Aggregate stability. In: *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods*. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Book Series: 5. Ed. A Klute. 1188 p. Madison, Wisconsin, USA.
- Oades, J.M. 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil* 76: 319-337
- Paz, F., C. Hidalgo, J. Etchevers, y M. Fuentes. 2012. Equivalencia ambiental y modelación de la dinámica del carbono en los agregados de los suelos. Estas mismas memorias.

- Paz, F., M. Odi, A. Cano, M.A. Bolaños, y A. Zarco. 2009. Equivalencia ambiental en la productividad de la vegetación. *Agrociencia* 43: 635-648
- Quantin, P., Zebrowski, C. and Hidalgo, C. 1992. El material original de los tepetates t2 y t3 de la región de Texcoco (México): loess o cineritas?. *Terra* 10, 178-182.
- Tantely, M., A.A. Razafimbelo, R. Olivier, T. Chevallier, L. Chapuis-Lardy, and C. Feller. 2008. Aggregate associated-C and physical protection in tropical clayey soil under Malagasy conventional and no-tillage systems. *Soil Till. Res.* 98: 140-149
- Tisdal, J.M., and J.M. Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33: 141-163
- Velazquez-Rodriguez, A.S., O.A. Acevedo-Sandoval, y D. Flores-Roman. 2012. Formacion de agregados estables a partir del tepetate roturado. Estas mismas memorias.
- Velázquez, R.A.S., Flores, R.D. y Acevedo, S.O.A. 2001. Formación de agregados en tepetate por influencia de especies vegetales. *Agrociencia* 35(3) 311-320.
- Zebrowski, C. 1992. Los suelos volcánicos endurecidos en América Latina. *Terra* 10, 15-23.

PROPUESTA PARA EL ESTABLECIMIENTO DE UN SISTEMA NACIONAL DE MONITOREO DE LA DINÁMICA DEL CARBONO EN ECOSISTEMAS FORESTALES DE MÉXICO ORIENTADO A LA CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DE MODELOS

Bazán M.¹, Cuevas R.¹, Marín I.¹, Saynes V.¹, Wong J.¹ y Paz F.^{1*}

Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo

* Autor responsable: ferpazpel@gmail.com; Carretera México-Texcoco km 36.5 CP 56230 Texcoco, Estado de México; 58045900 Ext. 1234.

RESUMEN

En los ecosistemas forestales el carbono se distribuye en cinco almacenes: la biomasa aérea y subterránea, el material leñoso muerto, el mantillo, y el suelo. Los modelos predictivos de la distribución y movimiento del carbono en estos almacenes consideran generalmente tres almacenes: *el activo* o de fácil descomposición, *el lento* o resistente, y *el pasivo*, inerte o recalcitrante, definidos teóricamente con base en las diferencias en sus tasas de cambio y en su vulnerabilidad a la descomposición microbiana. Sin embargo estos almacenes no siempre son compatibles con las fracciones que se obtienen en el laboratorio. Esto se debe a que la mayor parte de los métodos experimentales no están diseñados para la obtención de los almacenes conceptuales que aparecen en los modelos. En este trabajo se plantean dos grandes objetivos: (1) modelar la distribución del carbono y su movimiento entre almacenes utilizando los modelos Gendec, YASSO, RothC, FullCAM, METs y MSCLy (2) para lograr el primer objetivo y poder utilizar los modelos se requiere generar información específica de los cinco almacenes de carbono. Para ello, se propone una metodología integral diseñada específicamente para la modelación de los almacenes de carbono terrestre. Esta metodología incluye protocolos de campo y de laboratorio acoplados y dirigidos hacia la obtención de diversas fracciones con significado teórico y experimental, lo que nos permitirá calibrar y utilizar los modelos ya mencionados. Con el objetivo de definir costos y tiempo de operación se describe el establecimiento un paisaje piloto. Se seleccionó un paisaje de 9 km² espacialmente representativo de la vegetación y de los tipos de suelos de los bosques templados del noreste del Estado de México. Se presenta con detalle la metodología en campo, que incluye las mediciones cuantitativas y semicuantitativas. Por último se presenta una propuesta de los análisis de laboratorio enfocados en la obtención de fracciones específicas útiles para cumplir objetivos de modelación.

PALABRAS CLAVE

Modelos, almacenes de carbono, bosques

INTRODUCCIÓN

Aunque los bosques y selvas del mundo aun cubren 31 % de nuestro planeta, anualmente se pierden 13 millones de hectáreas en todo el mundo debido a su deforestación y modificación para fines agrícolas (FAO, 2011). Estas cifras son alarmantes considerando el papel prioritario que tienen los ecosistemas forestales en el ciclo global del carbono (C) y en el cambio climático global. En los ecosistemas forestales el C se distribuye en 5 almacenes, la biomasa aérea y subterránea, el material leñoso muerto, el mantillo, y el suelo. El material leñoso muerto es un componente natural importante en los bosques, que además de ser un elemento clave de la biodiversidad forestal, también influencia el microclima, es un almacén de agua en períodos secos (Harmon *et al.*, 1986), y de C y nutrientes a largo plazo (Harmon *et al.*, 1986; Schaetzl *et al.*, 1989; Keenan *et al.*, 1993). Los residuos leñosos gruesos influyen la circulación de nutrientes, la formación de humus, el almacenamiento de C y la intensidad de los incendios, entre otros (Harmon *et al.*, 1986; Rodríguez, 1996). La madera muerta de los bosques almacena ~ 600 Mg ha⁻¹ (un megagramo Mg = 1 t) (Nonaka *et al.*, 2007; Schlegel y Donoso, 2008),

aunque el promedio es de 30 a 200 Mg ha⁻¹ (Harmon *et al.*, 1986; Carmona *et al.*, 2002; Jonsson y Jonsson, 2007).

La materia orgánica depositada en el piso forestal es llamada mantillo u horizonte orgánico, incluye materia orgánica fresca, pero también puede incluir materiales orgánicos altamente descompuestos y parcialmente estabilizados. Además es la fuente principal de C y de nutrientes disponibles para las plantas (Swift *et al.*, 1979). Globalmente, los horizontes orgánicos almacenan ~ 68 Pg C en el mantillo (Matthews, 1997) lo que representa 3 al 6 % del almacén global de C en los primeros 3 m de profundidad (2344 Pg C) (Jobaggy y Jackson, 2000). El C almacenado en el mantillo tiene el potencial de aumentar o disminuir rápidamente en respuesta a perturbaciones o a cambios en las prácticas de manejo, a la composición de especies de árboles y a las condiciones ambientales (Gaudinski *et al.*, 2000; Trumbore, 2000). Por esta razón, puede funcionar como un indicador de cambios tempranos provocados por el manejo (Álvarez *et al.*, 1998; Wander, 2004).

El suelo es el almacén principal de C en los ecosistemas terrestres. Se estima que el almacén del carbono orgánico en el suelo (COS), a un 1 m de profundidad, es de 1500 Pg (Batjes, 1996), tres veces mayor que el almacén de C en la vegetación (550 Pg C) y dos veces mayor que el atmosférico (760 Pg) (Eswaran *et al.*, 1993). La materia orgánica del suelo (MOS), está compuesta por 60 % de C. Por ello es básica la comprensión de los mecanismos y factores que rigen la liberación y retención del C < en la MOS (Schlesinger, 1997). El estudio del COS es un reto ya que está presente en varios compartimentos de la MOS los cuales se caracterizan por su diferente ubicación y tiempo de residencia (Buyanovsky *et al.*, 1994; Gaudinski *et al.*, 2000). Los modelos predictivos de la descomposición de la MOS consideran generalmente tres compartimentos: *el activo* o de fácil descomposición, *el lento* o resistente, y *el pasivo*, inerte o recalcitrante, definidos teóricamente con base en las diferencias en sus tasas de cambio y en su vulnerabilidad a la descomposición microbiana (van Veen y Paul, 1981; Parton *et al.*, 1987, 1994; Jenkinson, 1990). Los modelos de la dinámica del C como CENTURY, Gendec, YASSO, Daisy, RothC, SOCRATES, EPIC frecuentemente son utilizados para predecir cambios en el COS en función del uso del suelo, del manejo y del clima (Paustian, 2001). Los compartimentos conceptuales utilizados en estos modelos no siempre son compatibles con los compartimentos que pueden obtenerse experimentalmente en el laboratorio (Coleman y Jenkinson, 1996; Paustian, 2001). Por esta razón es necesario el desarrollo de nuevas metodologías enfocadas en la obtención experimental de fracciones que sean equivalentes a los almacenes conceptuales utilizados en los modelos.

OBJETIVOS

En este proyecto se plantean dos grandes objetivos:

- (a) Modelar la distribución del C en cinco almacenes (material leñoso muerto, mantillo y suelo), así como sus flujos utilizando los modelos Gendec, YASSO, RothC, FullCAM, METs y MSCL.
- (b) Generar información de los cinco almacenes de C y desarrollar una metodología integral diseñada específicamente para la modelación de los almacenes de C terrestre. Esta metodología deberá incluir protocolos de campo y de laboratorio acoplados y dirigidos hacia la obtención de diversas fracciones con significado teórico y experimental, lo que nos permitirá calibrar y utilizar los modelos ya mencionados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Selección de los sitios

Se seleccionarán \approx 280 paisajes espacialmente representativos de los tipos de suelos y de los ecosistemas de México, provenientes de las bases de datos del INFyS 2004-2007 y 2009-2010. La selección se generará con un ejercicio de regionalización edafofisiográfica de las 86 subprovincias en México. La clasificación de las clases de vegetación y del suelo constará de tres niveles jerárquicos (Figura 1). De esta clasificación se obtendrá un mapa de vegetación y uno de suelos. Posteriormente estos dos mapas se sobrepondrán para obtener las distintas clases y se realizará una primera agrupación de las regiones representativas. Con ayuda de un análisis multivariado de las bases de datos asociadas al INFyS se realizará la agrupación final de las regiones representativas que se considerarán como los sitios de seleccionados.

En cada uno de los 280 paisajes elegidos se establecerán áreas 3 x 3 km (Figura 2). En cada paisaje se delimitarán las unidades con rasgos homogéneos (matrices) y su número dependerá de los usos de suelo

encontrados. En la matriz que representa al bosque de referencia (tipo de vegetación forestal) se establecerá un conglomerado tipo INFyS (Figura 2) y sitios con mediciones semi cuantitativas (Figura 3). En el resto de las matrices del paisaje se establecerá al menos un sitio de medición cuantitativo y sitios semicuantitativos (de 5 a 15 por cada sitio cuantitativo), dependiendo de la heterogeneidad y complejidad de cada matriz. Cada sitio de muestreo estará compuesto por tres círculos concéntricos de diferente tamaño (12.56 m², 400 m² y 1000 m²) (figura 3).

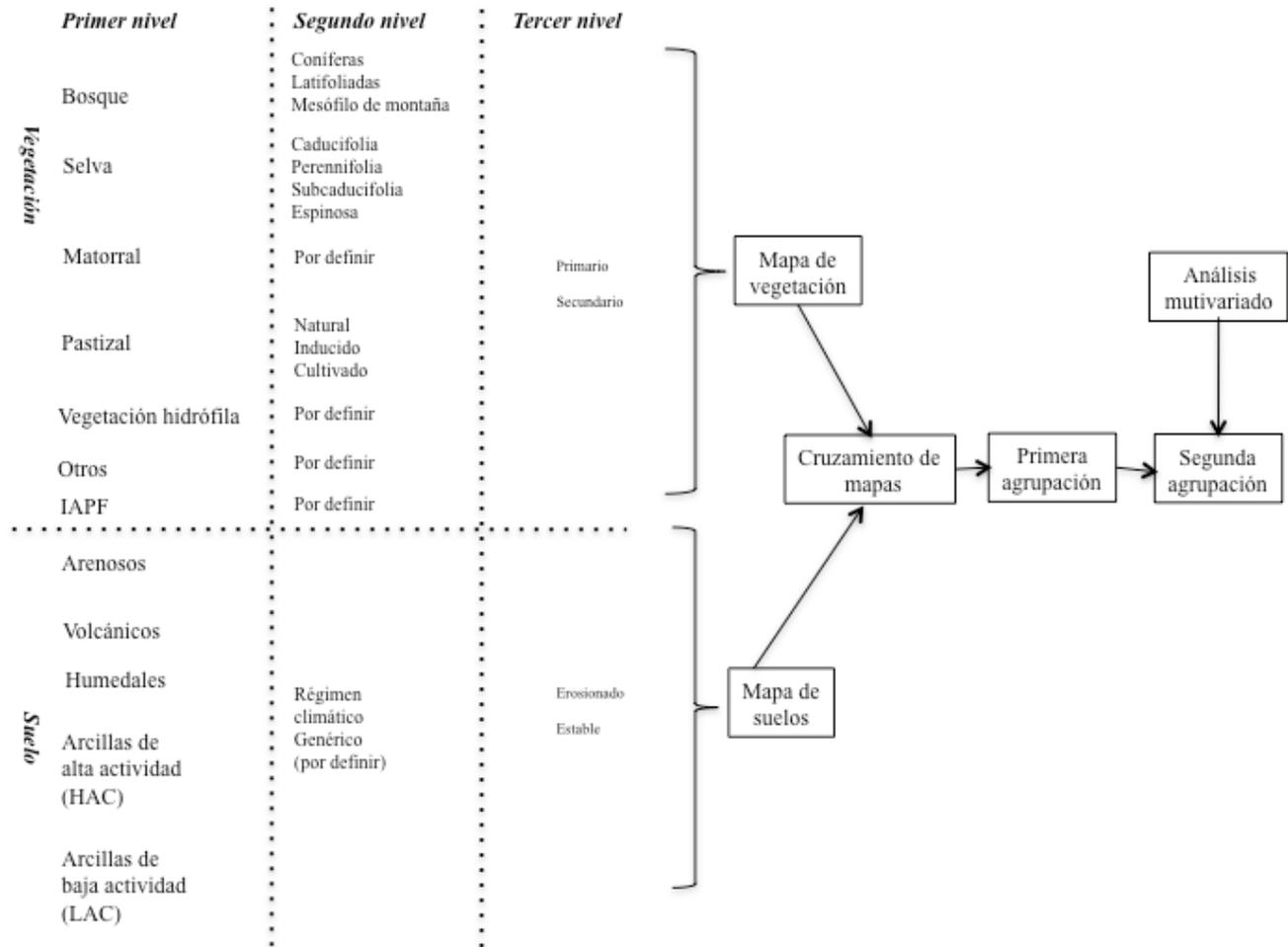


Figura 1. Procedimiento de estratificación para la selección de los paisajes de muestreo.

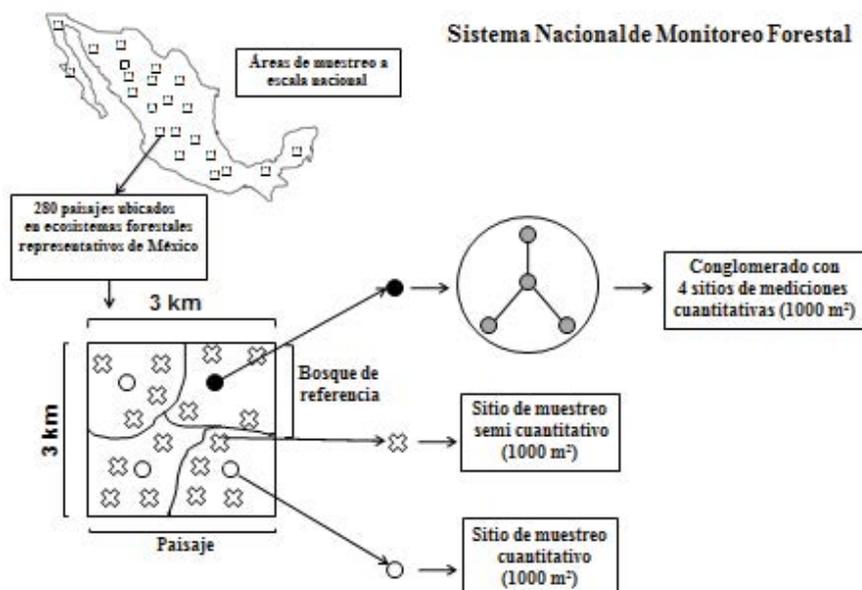


Figura 2. Diseño experimental del sistema nacional de monitoreo forestal.

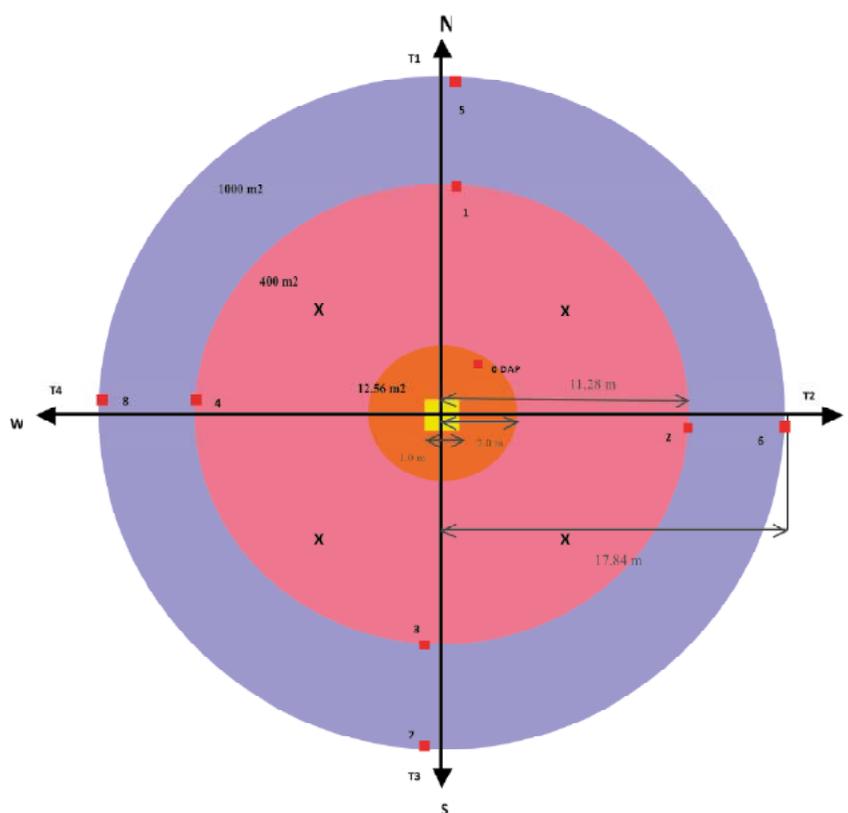


Figura 3. Diagrama del sitio de muestreo cuantitativo y semi cuantitativo con su dimensión y puntos de toma de datos.

Cuadro 1. Subsitios de muestreo y el detalle de la información a considerar en cada uno.

	Sólo en el espacio entre el círculo de 1000 m ² (Radio = 17.84m) y el de 400 m ² (área de color azul), se tomará la información y colecta de tejidos frescos de árboles con diámetro normal > 20cm. Colecta de muestras de material leñoso muerto, y mantillo para su separación por tamaños.
	Sitio de 400 m ² (radio = 11.28m) para medir árboles con diámetro normal > 7.5cm, así como la colecta de tejidos frescos.
	Subsitio de 1m ² (L = 1m), colecta de mantillo, horizonte de fermentación y de suelo de 0-30 cm y cada 10 cm. Determinación de C mediante métodos automatizados (autoanalizador de carbono).
	Transectos de muestreo de 15 m para registrar información de materia orgánica muerta sobre la superficie (combustibles).
	Puntos de registro de materia orgánica muerta sobre la superficie (combustibles).
	Puntos de colecta de mantillo y suelo para determinaciones mediante métodos quimiométricos (NIR).

Establecimiento del sitio piloto

Con el objetivo de definir costos y tiempo de operación se estableció un paisaje piloto. Se seleccionó un paisaje de 9 km² espacialmente representativo de la vegetación y de los tipos de suelos de los bosques templados del noreste del Estado de México. Al interior de este paisaje se delimitaron unidades llamadas matrices (Figura 4).

Una matriz es el elemento básico que representa un rasgo homogéneo (clase de uso del suelo específico) del paisaje en términos de almacenes de carbono. El número y delimitación de matrices se eligió con base en los usos del suelo encontrados en el paisaje.

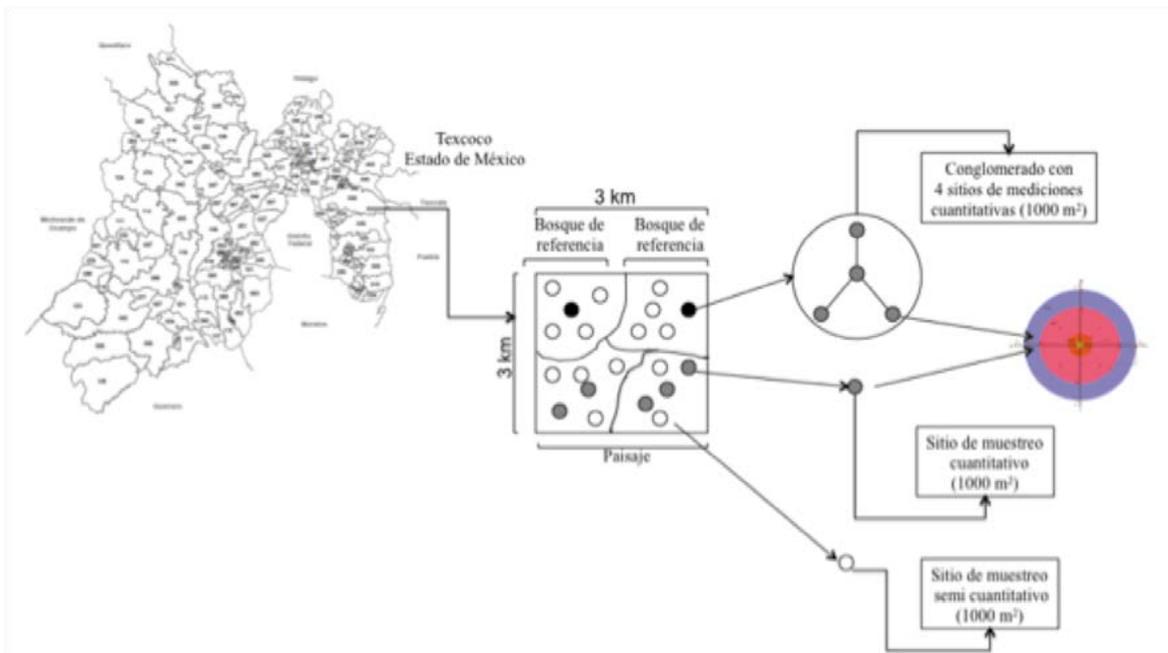


Figura 4. Diseño experimental en el sitio piloto

El área de estudio se ubica en las faldas del volcán Tlaloc, en el Municipio de Texcoco, entre las coordenadas: 19°26'42.36" y 19°28'20.09" latitud norte y 98°44'59.74" y 98°46'42.78" longitud oeste. El Sitio

de muestreo se integra partes de los poblados Santa Catarina del Monte, San Pablo Ixayoc, Santa María Nativitas y San Miguel Tlaixpan (Figura 5 y 6).

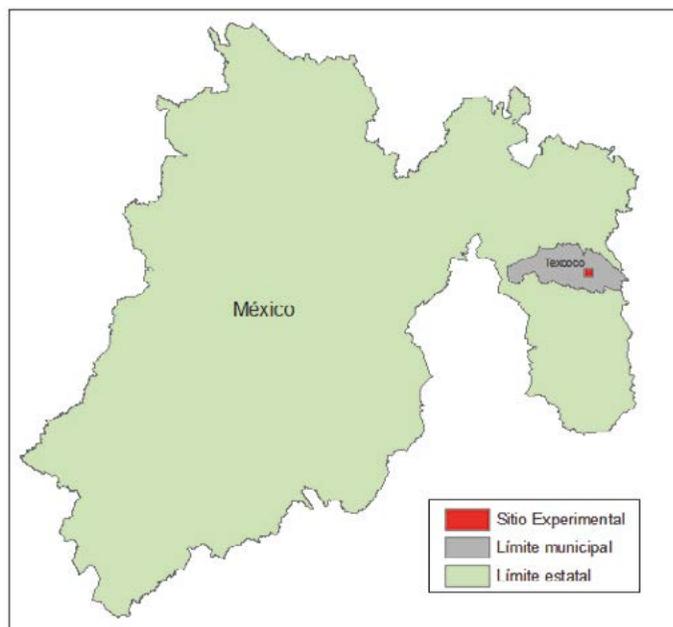


Figura 5. Ubicación del sitio experimental

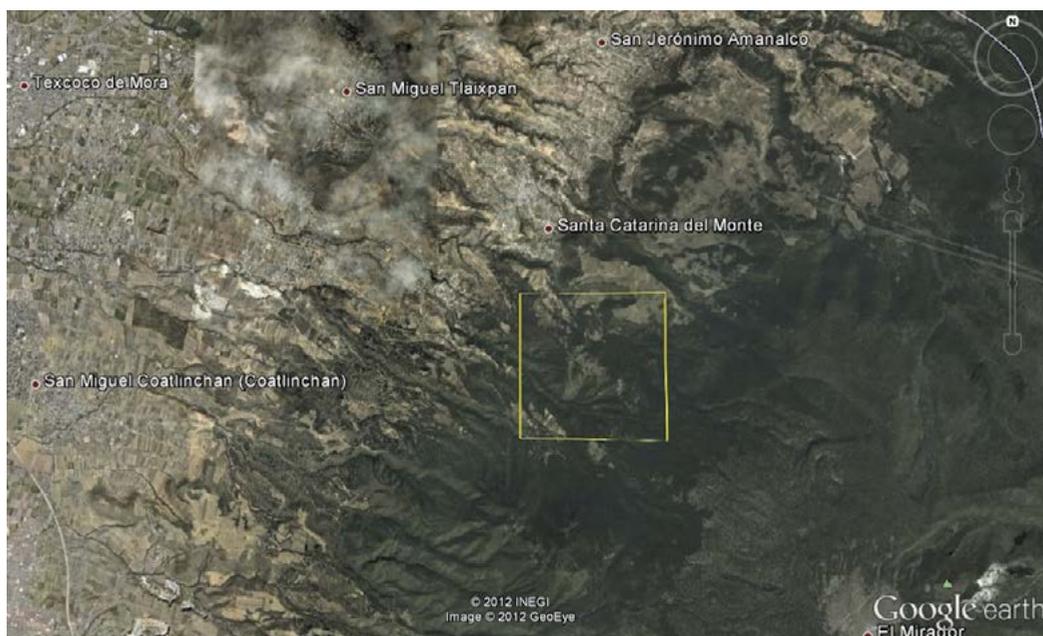


Figura 6. Sitio experimental visto sobre imagen de satélite

Criterios considerados en la selección del área de estudio

Para la selección del sitio experimental se consideraron dos criterios:

1. Se buscó un sitio de interés forestal con diferentes grados de perturbación. Para ello se revisó la información de uso del suelo y vegetación de la Serie IV de INEGI, así como la información satelital disponible en el visor de imágenes Google Earth® (versión gratuita).

- Se buscó que el sitio fuera cercano a Texcoco. Esto para disminuir tiempos de traslado y tener un mejor monitoreo del mismo. Asimismo, se busco que el sitio fuera accesible (caminos) y que contara con la vigilancia de los pobladores.

Delimitación del sitio experimental

El esquema de muestreo que se adoptó en el presente trabajo, busca caracterizar la heterogeneidad del paisaje en términos del carbono asociado. Para ello se delimitaron matrices o unidades homogéneas de uso del suelo y vegetación al interior del área de estudio de 9 km². En la Figura 7 se muestran las matrices obtenidas y en el Cuadro 2 se describe el uso del suelo o vegetación en cada una de ellas.

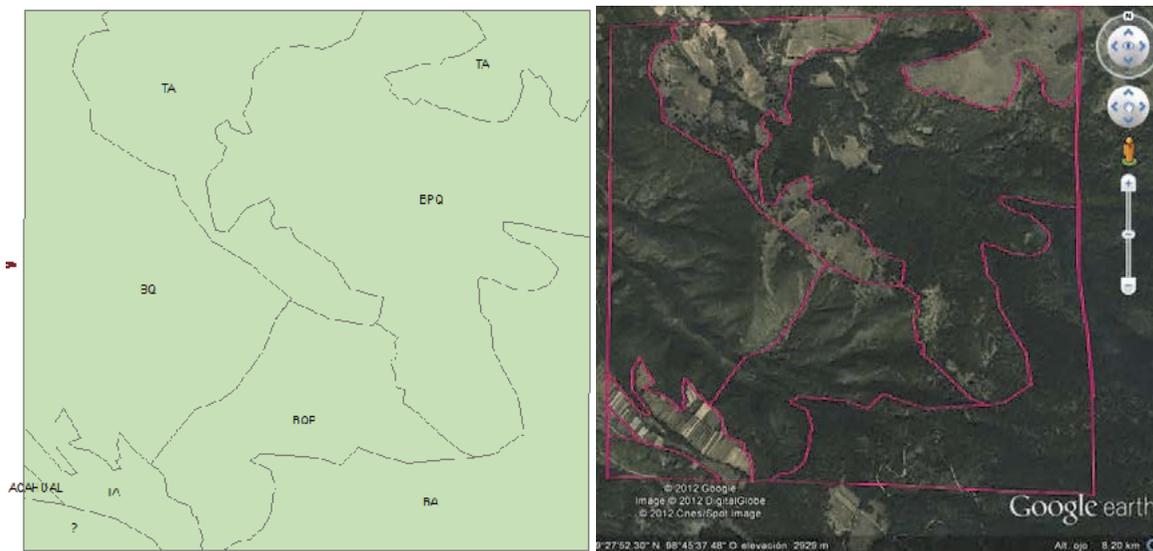


Figura 7. Matrices de uso del suelo y vegetación en el sitio experimental

Cuadro 2. Descripción del uso del suelo y vegetación en las matrices del sitio experimental

MATRIZ	DESCRIPCIÓN
BA	Bosque de Oyamel
BPQ	Bosque de Pino-Encino
BQP	Bosque de Encino-Pino
BQ	Bosque de Encino
TA	Agricultura de temporal
Achual de BP	Achual de Bosque de Pino

Como se puede observar en la Figura 7, las matrices permiten agrupar (en una escala “gruesa”) los rasgos homogéneos al interior del sitio experimental. En la Figura 8 se muestran dos perspectivas de las matrices delimitadas.



Figura 8. Perspectiva Este y Oeste, de las matrices de uso del suelo y vegetación

La heterogeneidad que persiste al interior de las matrices (por ejemplo, áreas abiertas al cultivo al interior de una matriz de bosque, o fragmentos de bosque al interior de una matriz agrícola), y que se puede apreciar con una escala de observación más fina, será caracterizada a partir de los muestreos que se realizarán en el presente trabajo. Así, se establecerán muestreos cuantitativos y semicuantitativos siguiendo el esquema que se muestra en la Figura 9.

Diseño experimental

Para caracterizar los almacenes y flujos de C, en el presente proyecto se abordan enfoques de dos tipos: la parte estática y la parte dinámica del ciclo del C.

Distribución del C-Parte estática del ciclo del C.

La parte estática se refiere a la evaluación de los almacenes o reservorios de C y se realizará una sola vez (una sola colecta). Para caracterizar la parte estática se tomarán muestras de los siguientes almacenes: material leñoso muerto, mantillo, horizonte de fermentación y suelo. En cada uno de estos almacenes se realizarán dos mediciones:

- i. Los almacenes totales de C y de N en material leñoso muerto, mantillo, horizonte de fermentación y suelo.
- ii. El fraccionamiento de los almacenes (material leñoso muerto, mantillo, horizonte de fermentación y suelo) en diversos componentes. El fraccionamiento de estos almacenes en diversos subcomponentes es indispensable en el conocimiento del C, sin embargo es un proceso largo, caro y complejo, por lo que solo se realizará en los 8 sitios cuantitativos ubicados en los 2 bosques de referencia.

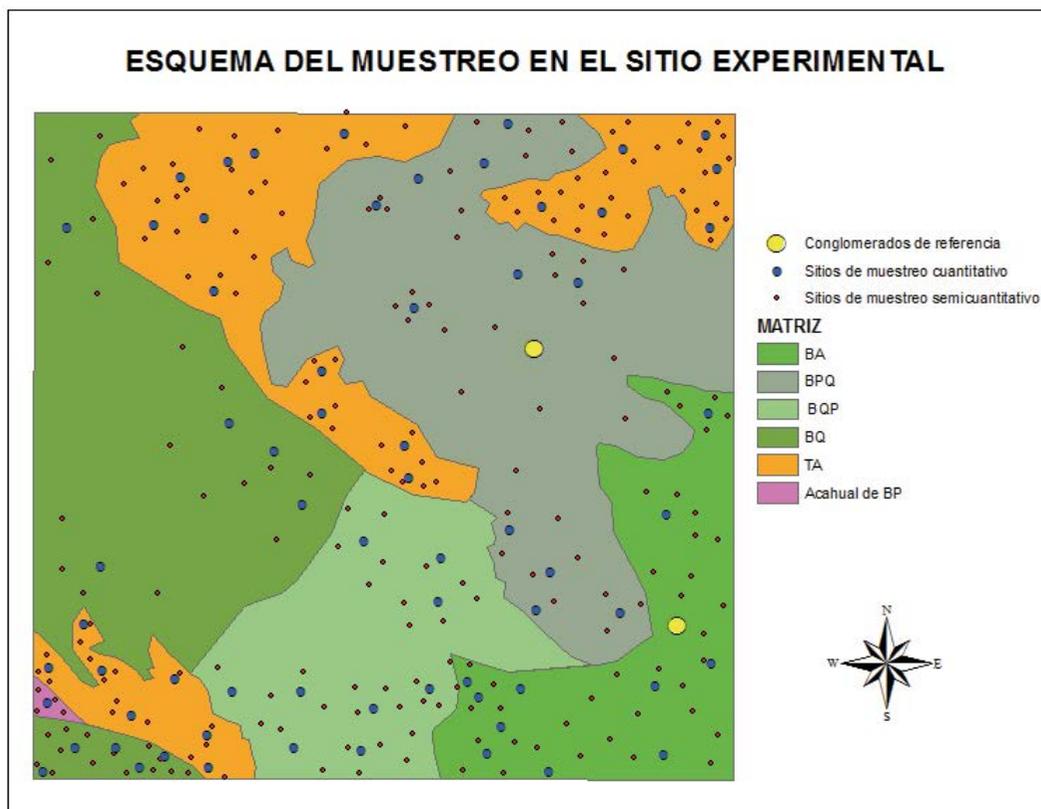


Figura 9. Esquema general del muestreo en el sitio experimental

Movimiento del C-Parte dinámica del ciclo del C

La parte dinámica se refiere a la evaluación de los flujos de C. Su característica principal es, que a diferencia de los almacenes, cambia en el corto plazo (variaciones intraanuales), por lo que la evaluación de la parte dinámica se realizará mediante 8 revisitas (cada 45 días) en un año. Las mediciones de la parte dinámica solo se realizará en los sitios cuantitativos ubicados en los 2 bosques de referencia (2 conglomerados con 8 sitios cuantitativos). Para evaluar la parte dinámica se medirán los siguientes componentes:

- i. La descomposición del mantillo, mediante un experimento con bolsas de descomposición.
- ii. La caracterización química de las hojas senescentes, obtenidas mediante trampas de hojarasca.
- iii. El C asociado almacenado en los microorganismos descomponedores mediante la extracción del C inmovilizado en la biomasa microbiana.
- iv. La actividad de los microorganismos descomponedores mediante la medición de respiración del suelo.
- v. La concentración total de C y de N.

Actividades de campo. Dentro del área ocupada por los 9 km² se establecerán sitios permanentes de muestreo de dos tipos: cuantitativos y semicuantitativos.

Establecimiento y colecta en los sitios cuantitativos

Descripción. En este tipo de sitios se realiza un muestreo sistemático y estratificado por parcelas concéntricas (Figura 3 y 4). Este tipo de muestreo permite obtener evaluaciones precisas en las que se involucran parámetros medibles con algún equipo o instrumento. Esta evaluación permite conocer la cantidad de árboles y otros recursos que se pueden encontrar en un bosque, así como la cantidad de regeneración; permitiéndonos determinar los volúmenes de carbono asociado en los diferentes almacenes.

Ubicación. Los sitios cuantitativos (Figura 3) se encuentran distribuidos en el paisaje de 9 km² en dos formas: agrupados formando un conglomerado tipo CONAFOR (cada conglomerado estará formado por 4 sitios cuantitativos, y cada sitio cuantitativo tendrá la estructura mostrada en la Figura 4 y de forma individual). Los sitios cuantitativos en forma de conglomerado se establecerán únicamente en los dos bosques de referencia. En cada uno de estos bosques se establecerá un conglomerado. De forma individual, serán establecidos 66 sitios cuantitativos distribuidos en las diferentes matrices de uso de suelo del paisaje. En total, serán establecidos 74 sitios cuantitativos, 8 ubicados en los bosques de referencia y 66 en los diferentes usos de suelo (Figura 9).

Actividades de campo para la parte estática. La colecta de las muestras para realizar las determinaciones de la parte estática (almacenes totales y fraccionamientos) se realizará solamente una vez.

Almacenes totales. La determinación de los almacenes totales se realizará en los 66 sitios cuantitativos de los diferentes usos de suelo y en los 8 sitios cuantitativos de los bosques de referencia. En cada sitio cuantitativo se colectarán 8 muestras distribuidas en los dos círculos concéntricos que forman el sitio y una muestra central denominada DAP (figura 12) de cada uno de los almacenes (mantillo, horizonte de fermentación y suelo).

Fraccionamientos. Se realizarán únicamente en los conglomerados de los bosques de referencia siguiendo el mismo esquema de muestreo ya descrito. Posteriormente se obtendrá una muestra compuesta de cada conglomerado (bosques de referencia) con un total de dos muestras por paisaje.

Establecimiento y colecta en los sitios semicuantitativos.

Descripción. El muestreo semi cuantitativo es un complemento y refuerzo para las mediciones cuantitativas, y son parcelas de medición con arreglo geométrico similares a las cuantitativas en las que se obtienen datos semi paramétricos.

Ubicación. Para establecer la parcela debe tomarse en cuenta la correcta aplicación de los criterios de selección contenidos en el Manual para Selección de Parcelas de Muestreo (Programa Mexicano del Carbono, 2011). En el área de 9 km² se establecerán 289 sitios semi cuantitativos distribuidos en las matrices de los diferentes usos de suelo (figura 9). Generalmente por cada sitio cuantitativo se elegirán 5 sitios semi cuantitativos. Cada sitio semi cuantitativo está formado por una superficie circular de 1000 m².

Actividades de campo en los sitios semi cuantitativos. En cada sitio semi cuantitativo se realizará la evaluación de las variables cualitativas que consta de dos fases:

- i. Descripción de la vegetación y suelo y la reconstrucción histórica de los cambios en la vegetación a partir del conocimiento local y otras evidencias.
- ii. Estimaciones de los almacenes de biomasa aérea, mantillo, materia orgánica muerta y suelo.

Las variables del formato correspondiente a bosques y selvas se describen en el Cuadro 8.

Cuadro 8. Variables incluidas en el formato semi cuantitativo de Bosques y Selvas. Información obtenida del Manual para Selección de Parcelas de Muestreo (Programa Mexicano del Carbono, 2011).

Comunidad y desarrollo vegetal	Mantillo
Estrato dominante	Compactación de suelo
Forma de vida presente	Textura al tacto
Fenología	Pedregosidad
Evidencias de disturbio	Tono del color en húmedo
Uso forestal	Intensidad en húmedo
Agricultura asociada	Especies de árboles
Agroforestería	Especies de arbustos
Erosión de suelo	Especies de pastos, arbustos o cultivos
Aspectos de pastos asociados	Cronosecuencia
Manejo de ganado	Historia del lugar
Tipo de ganado	Conteo árboles
Razas principales	Estimación cobertura en copas de arbustos
Cobertura de los estratos	Conteo de material leñoso
Clases diamétricas	Representatividad espacial

Actividades de laboratorio. La mayor parte de los métodos de fraccionamiento no están diseñados para la obtención de los almacenes conceptuales que aparecen en los modelos. Una de las principales metas de este trabajo fue diseñar una metodología integral para obtener estos almacenes conceptuales modificando diferentes métodos de fraccionamientos que ya han sido utilizados previamente en numerosas investigaciones. En el cuadro 9 se presenta un breve resumen de las técnicas que se van a utilizar.

Cuadro 9. Análisis físicos, químicos y biológicos que se utilizarán para generar información específica con objetivos de modelación.

ANÁLISIS DE ALMACENES TOTALES	
Concentración total de C y de N	Concentración de C- analizador automático (SHIMADZU 5000A). Concentración de N- digestión ácida en H ₂ SO ₄
ANÁLISIS FÍSICOS	
Fraccionamiento físico por diferencias en tamaño y densidad de partículas y químico (oxidación)	Técnicas de Meijboom <i>et al.</i> 1995 y Sohi <i>et al.</i> 2001 modificadas.
Fraccionamiento físico del suelo por tamaño de partícula	Técnica modificada de Balesdent <i>et al.</i> 1991
Separación de agregados del suelo por tamaño y estabilidad al agua	Método de Kemper y Rosenau 1986
ANÁLISIS QUÍMICOS	
Fraccionamiento químico	Técnica modificada de Ryan <i>et al.</i> 1990
Evaluación de la protección química del C en suelos volcánicos	Modelo de protección química del C en suelos volcánicos
ANÁLISIS BIOLÓGICOS.	
Determinación del C asociado a la biomasa microbiana	Método de fumigación-extracción (Jenkinson y Ladd, 1981, Vance <i>et al.</i> , 1987; Jordan y Beare, 1991).

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, C., R. Álvarez, M. Grigera, R. Lavado. 1998. Associations between organic matter fractions and the active soil. *Soil Biology and Biochemistry* 30:767-773.
- Balesdent, G., J. Pétraud, C. Feller. 1991. Effets des ultrasons sur la distribution granulométrique des matières organiques des sols. *Science du Sol* 29:95-106.
- Carmona, M., J. Armesto, J. Aravena, C. Perez. 2002. Coarse woody debris biomass in successional and primary temperate forests in Chiole Island, Chile. *Forest Ecology and Management* 164: 265-275.
- FAO. 2011. Situación de los bosques del mundo 2011. Roma.
- Gaudisnki, J., S. Trumbore, E. Davidson, S. Zheng. 2000. Soil carbon cycling in a temperate forest: radiocarbon –based estimates of residence times, sequestration rates and partitioning if fluxes. *Biogeochemistry* 51: 33-69.
- Harmon, M., J. Franklin., F. Swanson, P. Sollins, S. Gregory, J. Lattin, N. Anderson, S. Cline, N. Aumen, J. Sedell, G. Lienkaemper, K. Cromack, K. Cummins. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133-302.
- Jenkinson, D. 1990. The turnover of organic carbón and nitrogen in soil. *Philosophical transactions of the Royal Society, B* 329:361-368.
- Jenkinson, D. S., J. N. Ladd. 1981. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. *En: Paul, E.A., y J. N. Ladd. (eds). Soil Biochemistry* 5: 415-471.
- Jobaggy, E., R. Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10: 423-436.
- Jonsson, M., B. Jonsson. 2007. Assessing coarse woody debris in Swedish woodland key habitats: implications for conservation and management. *Forest Ecology and Management* 242: 363-373.
- Jordan, D., M. H. Beare. 1991. A comparison of methods for estimating soil microbial biomass carbon. *Agriculture Ecosystems and Environment* 34: 35-41.
- Keenan, R., C. Prescott, C. Kummings. 1993. Mass and nutrient content of woody debris and forest floor in western red cedar and western hemlock forest on northern Vancouver Island. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 1052-1059.
- Kemper, W. D., R. C. Rosenau. 1986. Aggregate stability and size distribution. *In: A. Klute (ed). Methods of soil analysis, Part 1. Physical and mineralogical methods- Agronomy Monograph* 9: 425-442.
- Matthews, E. 1997. Global litter production, pools, and turnover times: estimates from measurement data and regression models. *Journal of Geophysical Research* 102: 1871-1880.
- Meijboom, F., J. Hassink, M. Van Noordwijk. 1995. Density fractionation of soil macroorganic matter using silica suspensions. *Soil Biology and Biochemistry* 27: 1109-1111.
- Nonaka, E., T. Spies, M. Wimberly, J. Ohmann. 2007. Historical range of variability (HRV) in live and dead wood biomass: a regional-scale simulation study. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 2349-2364.
- Parton, W., D. Schimel, C. Cole, D. Ojima. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal* 51: 1173-1179.
- Paustian, K. 2001. Modelling Soil Organic Matter Dynamics- Global Challenges. Cap. 2. *In: Rees R. M., B. C. Ball, C. D. Campbell, C. A. Watson. (eds). Sustainable Management of Soil Organic. CABI Publishing. U.K. pp: 43-53.*
- Programa Mexicano del Carbono, 2011, Manual de Referencia para el Muestreo Semicuantitativo del Inventario Forestal Estatal Cuantitativo: Bosques y Selvas. Bajo la Coordinación de Paz, F.; con la colaboración M. Casiano, C. O. Cruz, J. A., B. de Jong, R. Flores, S. Ochoa. México, D.F., 48 pp.
- Rodríguez, D. 1996. Incendios forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Editorial Mundi-Prensa, México. 630 p.
- Ryan, M., J. Melillo J., A. Ricca. 1990. A comparison of methods for determining proximate carbon fractions of forest litter. *Canadian Journal of Forest Research* 20:166-171.
- Schaetzl, R., S. Burns, D. Johnson, T. All. 1989. Tree uprooting: review on impacts on forest ecology. *Vegetation* 79:165-176.
- Sohi, S., N. Mahieu, J. Arah, D. Powlson, B. Madari, J. Gaunt. 2001. A procedure for isolating soil organic matter fractions suitable for modeling. *Soil Science Society of America Journal* 65: 1121-1128.
- Swift, M., O. Heal, J. Anderson. 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems. *Estudios de Ecología, Vol. 5. University of California Press. Los Ángeles.*
- Trumbore, S. 2000. Age of soil organic matter and soil respiration: radiocarbon and belowground dynamics. *Ecological Applications* 10: 339-411.
- Vance, E. D., P. C. Brookes, D. S Jenkinson. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry* 19(6): 703-707.
- van Veen, J., E. Paul. 1981. Organic carbon dynamics in grassland soil. Background information and computer simulation. *Canadian Journal of Soil Science* 61: 185-201.
- Wander, M. 2004. Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. *En: Magdoff, F., R. Weil. (eds). Soil organic matter in sustainable agriculture, advances in agroecology series. Boca Raton, FL: CRC Press, 67-102.*

FORMACIÓN DE AGREGADOS EN CRONOSECUENCIAS DE TEPETATES

Báez A.¹, Paz F.^{2*}, Etchevers J.³ y Hidalgo C.³

¹INIFAP, Campo Experimental Bajío. Km. 6.5 Carretera Celaya-San Miguel de Allende. C.P. 38010. Celaya, Guanajuato.

²GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5. Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México.

³Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México.

* Autor responsable: ferpazpel@gmail.com.

RESUMEN

La habilitación de los tepetates para uso agrícola y forestal tiene el potencial de capturar carbono en el sustrato, particularmente en los agregados. En el caso de estos materiales endurecidos, las partículas agregadas (agregados de suelo y fragmentos del tepetate) adquieren materia orgánica en el paso del tiempo después de su habilitación, producto de prácticas de manejo. Su modelación permite predecir la estabilidad de las partículas agregadas y del carbono orgánico asociado a éstas. En esta perspectiva, este trabajo analiza una cronosecuencia de habilitación de tepetates recién roturados hasta cien años de antigüedad. El ajuste de modelos de distribución de masas y carbono orgánico en función del tamaño de las partículas agregadas y de la relación entre masa y carbono orgánico por fracciones fue realizado en este trabajo, obteniéndose buenos ajustes experimentales. Adicionalmente, los parámetros de los modelos revisados fueron caracterizados en su variación temporal. Finalmente, la variación temporal de la masa y carbono en los agregados de los suelos fue analizada y modelado con una función logarítmica con ajustes buenos.

PALABRAS CLAVE

Partículas agregadas, equivalencia ambiental, tamaño de agregados

INTRODUCCIÓN

Los tepetates son capas de toba endurecidas, casi inertes, que afloran a la superficie después de que el suelo que las cubre se erosiona. El proceso pedológico que presentan los tepetates involucra arcilla y cementantes en solución y está regido por procesos físicos y químicos que tienen lugar a partir de la alteración de los feldespatos, el vidrio volcánico y otros materiales amorfos que los constituyen (Hidalgo *et al.*, 1997). El uso de los tepetates para usos agrícolas o forestales, está severamente limitado por la dureza y baja fertilidad de la capa dura, resultado de su estructura masiva, alta densidad aparente y, escaso o nulo contenido de materia orgánica, nitrógeno y fósforo (Etchevers *et al.*, 1992; Navarro y Zebrowski, 1992).

Desde el punto de vista físico, la integración del tepetate a la producción requiere necesariamente de su roturación, para obtener fragmentos que permitan el establecimiento de plantas, así como el movimiento de agua y aire; sin embargo, dichos fragmentos suelen ser recompactados o erosionados, a causa de las fuerzas de impacto y rompimiento de las gotas de lluvia y de aquellas involucradas con el laboreo (Quantin *et al.*, 1992) de tal manera que, por sí misma, la roturación no asegura la habilitación.

La posibilidad de que al incorporar a los tepetates a la producción agrícola y forestal se generen condiciones para el secuestro de carbono en el sustrato requiere de entender mejor los mecanismos y la potencialidad de tal secuestro, ya que el costo de su habilitación para uso agrícola es alto (Báez *et al.*, 2002 y 2007).

Marco teórico

Paz *et al.* (2012) han argumentado en favor de un modelo de distribución de la masa y del carbono de las fracciones (tamaños) de los agregados:

$$A_f = A \left(\frac{1}{T_f} \right)^{-B} \quad (1)$$

$$C_f = A \left(\frac{1}{T_f} \right)^{-B}$$

donde A_f es la masa (en %) y C_f es el carbono (g C kg⁻¹ suelo en %) asociada a la fracción f de agregados, definida por el tamaño (T_f).

La Figura 1a muestra un gráfico del modelo para los agregados y la Figura 1b la relación lineal del espacio log-log de su transformación.

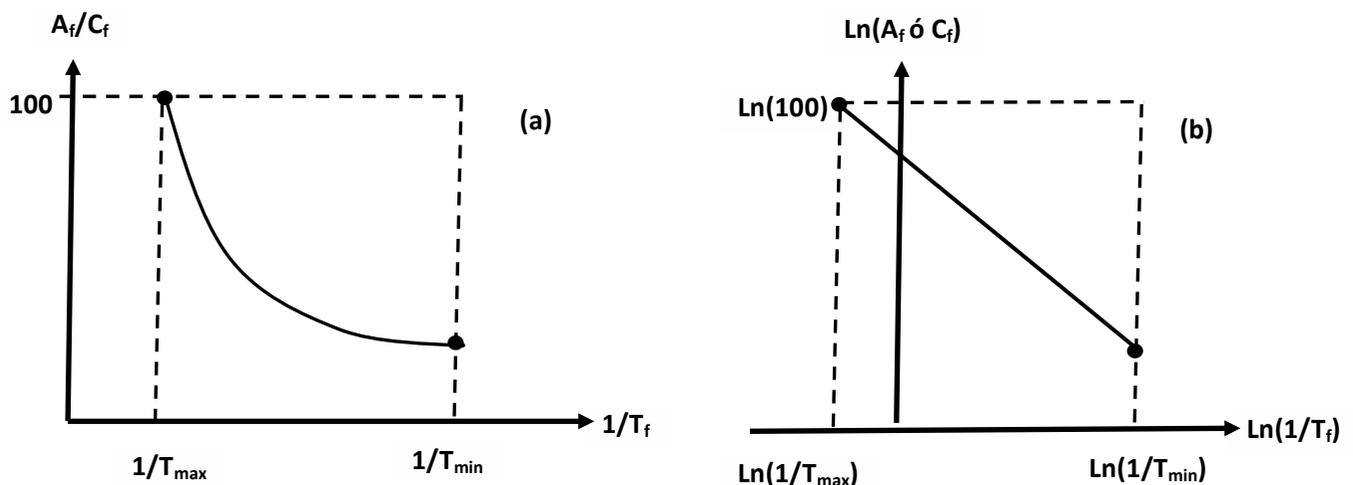


Figura 1. Distribución del carbono y masa por fracciones físicas para partículas de agregados. (a) espacio normal y (b) espacio transformado log-log.

La Figura 1a muestra el modelo definido para A_f ó C_f en función de $(1/T_f)$, espacio log-log, para el caso de diferentes usos del suelo y/o prácticas de manejo de un uso del suelo particular, asociado a un suelo dado. La Figura 1b muestra la relación entre los parámetros $\text{Ln}(A)$ y B de la relación (1).

La relación entre los parámetros $\text{Ln}(A)$ y B de la relación (1) es producto de la propiedad de que un conjunto de líneas rectas que se intersectan en un punto común (Figura 2a), sus parámetros tienen una relación lineal (Figura 2b) y es la base del concepto de equivalencia ambiental introducido por Paz *et al.* (2009). Este principio establece que es posible hacer equivalentes (en términos de la distribución de la masa de los agregados en los suelos; y distribución del carbono en estas masa) diferentes usos del suelo (medios ambientes) y prácticas asociadas a un uso del suelo (manejo). El usar valores de A_f en porcentaje, permite recentrar en un punto común diferentes usos del suelo y/o prácticas de manejo.

Paz *et al.* (2012) generalizaron el modelo introducido al caso de la relación entre la fracción de masa A_f (%) y el carbono orgánico asociado (en % o en proporción del suelo):

$$C_f = a + bA_f \quad (2)$$

La Figura 3a muestra las relaciones entre A_f y C_f (ambos en %) para distintos usos del suelo y/o prácticas de manejo y la Figura 3b la relación entre los parámetros a y b de la relación (3).

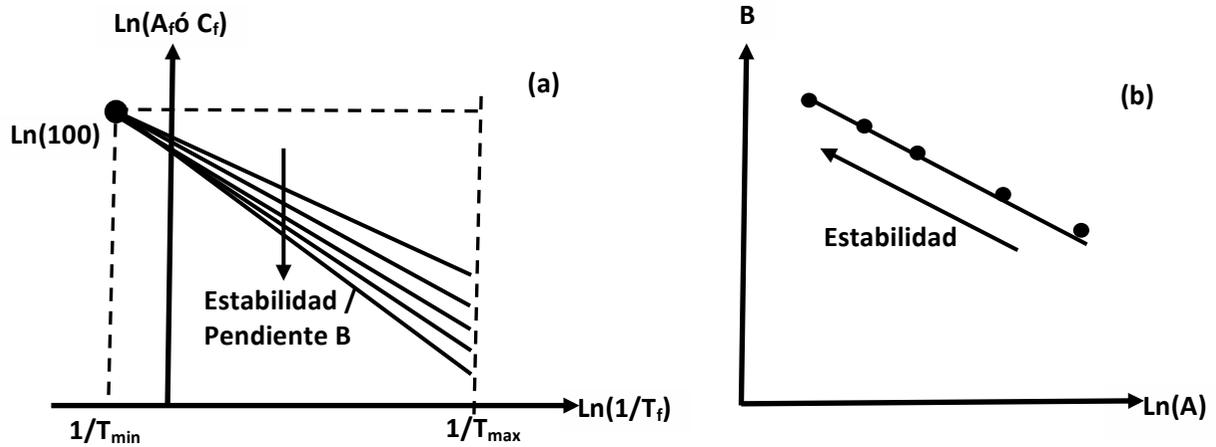


Figura 2. Concepto de equivalencia ambiental en términos del espacio $\ln(1/T_f)$ - $\ln(A_f)$. (a) Diferentes usos del suelo/prácticas de manejo y punto de convergencia y (b) relación entre la pendiente B e intersección $\ln(A)$ de las líneas rectas del modelo.

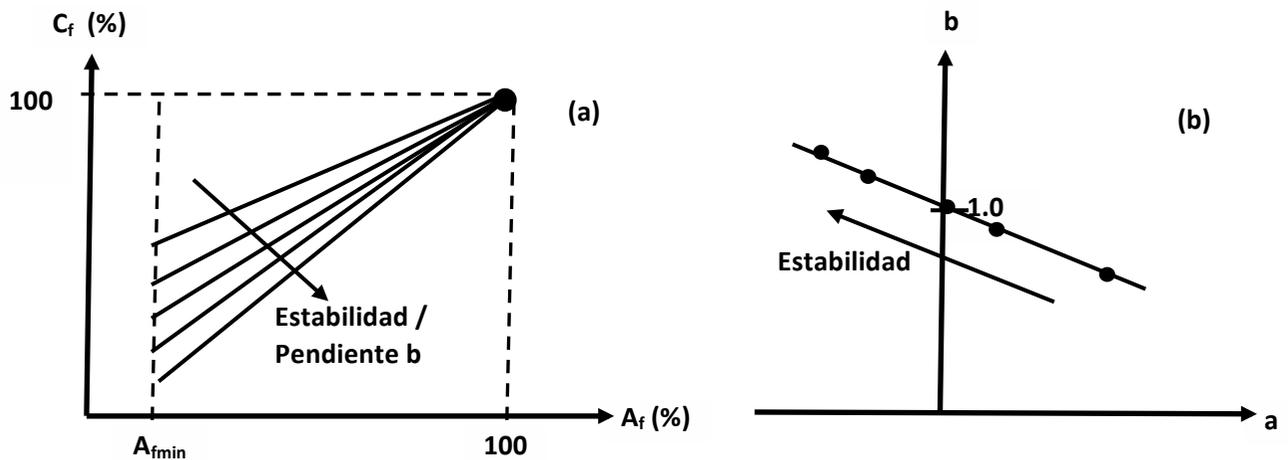


Figura 3. Concepto de equivalencia ambiental relativo. (a) Relación entre A_f y C_f para distintos usos del suelo/prácticas de manejo y (b) relación entre los parámetros a y b .

La equivalencia ambiental define que puede haber un número cualquiera de usos del suelo o prácticas de manejo de un uso del suelo que tienen una pendiente b (y C_t) en común y que no pueden ser diferenciados en relación a la distribución del carbono por fracciones de agregados, relación (2). En la perspectiva de modelación (tiempo en forma implícita), el concepto de equivalencia ambiental permite sintetizar un número infinito de estados del sistema suelo-estructura (materia orgánica) en función de solo el carbono orgánico total; ya que este define la distribución del mismo por fracciones de agregados. Por otra parte, en relación al análisis de los efectos de diferentes usos del suelo y prácticas de manejo, el valor de b define una relación única con la distribución de agregados y el carbono asociado a éstos, permitiendo un formato sintético de análisis.

MATERIALES Y MÉTODOS

Báez *et al.* (2002 y 2007) describen la zona de estudio y análisis realizados, por lo que en los siguientes se describe en forma resumida lo más relevante para este trabajo.

La zona de estudio se ubica en la Cuenca de México, en la parte media de la ladera nor-occidental de la Sierra Nevada en el Estado de México, entre los 980 45' y 980 50' de longitud oeste, y 190 27' y 190 32' de latitud norte, dentro del Eje Volcánico Transversal. La altitud varía desde 2,300 hasta 2,900 m. El clima en las vertientes de piedemonte y de la sierra, donde se encuentran los tepetates, varía según la altitud. La temperatura disminuye con ésta y la precipitación aumenta. De 2200 a 2800 msnm, hay una transición progresiva del

régimen de humedad de ústico a údico, y de precipitación de 600 a 900 mm por año. Existe una época de sequía bien definida de noviembre a abril, y las lluvias se distribuyen irregularmente aproximadamente de mayo a octubre. Durante la época lluviosa caen generalmente entre el 85 y 90% de la lluvia total anual, aunque hay años durante las cuales solamente caen 70% de las lluvias durante esta temporada. El mes de agosto, cuyas precipitaciones representan una cuarta parte de la lluvia total anual, constituye el mes más lluvioso del año.

En las 100 parcelas seleccionadas de la cronosecuencia se realizó un muestreo de suelo para determinaciones físicas, por lo que se utilizó una barrena de acero inoxidable y se tomaron 22 sub-muestras de suelo por parcela, obteniendo una muestra compuesta de aproximadamente 2 kg de tierra. El muestreo se hizo en forma de zigzag, de 0 a 20 cm de profundidad.

Para las mediciones de C por tamaño de partícula en agregados y fragmentos se utilizaron 10 casos particulares, más un suelo arcilloso de referencia, que fueron representativos de la condición que los caracteriza. Al roturar horizontes endurecidos (tepetates) se generó una gran cantidad de fragmentos de consistencia friable y de gran diversidad de tamaños, desde polvo hasta bloques de gran diámetro, sin que existieran agregados (suelo). Al emplear los métodos de estabilidad de agregados en estos tepetates, lo que realmente se está midiendo es la estabilidad de los fragmentos.

La estabilidad de agregados en seco se evaluó por el método propuesto por Kemper y Rosenau (1986) ligeramente modificado. La modificación consistió en pasar toda la muestra, que pesaba de 5 a 6 kg de suelo seco al aire a través de una serie de tamices de malla 50.8, 31.7, 22.2, 11.5, 6.35, 4.76, 3.36, 2.00, 1.00, 0.46, 0.25, 0.10 y 0.05 mm y menores de 0.05 mm. Los tamices fueron ordenados en forma descendente, quedando el tamiz más grande en la parte superior donde fue colocada la muestra. La agitación de los tamices se hizo de forma manual para evitar que los agregados que se forman en los tepetates, que son muy frágiles, se desintegraran.

Las partículas con diámetro >50.3 mm, $<50.3-22.2>$ mm, $<22.2-11.3>$ mm, $<11.3-6.30>$ mm, $<6.30-4.25>$ mm, y $<4.25-3.36>$ mm que se obtuvieron en la prueba de estabilidad de agregados en seco, fueron separadas en fragmentos y agregados. La separación se hizo de manera visual, auxiliado por una espátula, una aguja de disección, una lupa, un microscopio estereoscópico y una lámpara de escritorio. La identificación de estos componentes fue muy evidente en algunos casos, pero complicada en otros. Los criterios utilizados para diferenciar los agregados de los fragmentos fueron consistencia, dureza, color y forma; sin embargo, el mejor indicador para diferenciarlos fue la dureza. Ésta fue medida por medio de un penetrométero manual. El procedimiento consistió en observar cuidadosamente una porción homogénea de partículas seleccionadas. En el caso de las partículas más grandes ($<50.3-22.2>$ mm, $<22.2-11.3>$ mm, $<11.3-6.30>$ mm) la separación se hizo en toda la muestra, pero para los diámetros más pequeños ($<6.30-4.25>$ mm, y $<4.25-3.36>$ mm) hubo de tomarse cinco sub-muestras por muestra de entre 5 y 10 g de suelo cada una, y utilizar la lupa y la lámpara con un foco de 100 watts de luz de día para efectuar dicha separación. Para el diámetro de partículas entre 4.25 y 3.36 mm la operación de separación fue más compleja y se debió utilizar un microscopio estereoscópico. Aún con este mayor aumento óptico la diferenciación entre agregados y fragmentos fue difícil, debido a que todas las partículas se veían iguales en forma y color; sin embargo, al romperlas con una aguja de disección se ponía de manifiesto su diferencia en dureza. En este tamaño de partículas, apenas se pudo obtener un valor de dureza con el penetrométero ($0.1-0.5$ kg cm^{-2}), ya que eran muy frágiles. Se hizo un intento por separar en agregados y fragmentos las partículas de 3.36 a 2.00 mm de diámetro, pero aún con el microscopio no fue posible, debido a que había una gran cantidad de fragmentos que eran frágiles y se confundían frecuentemente con los agregados; o bien, los agregados que eran demasiado frágiles, se desmoronaban fácilmente confundiendo con el polvo. Para las partículas <2.0 mm no fue posible hacer una separación de fragmentos y agregados por un método visual. Los fragmentos y agregados obtenidos de cada fracción sometida a separación, fueron pesados en una balanza analítica y se calculó el porcentaje relativo de cada uno de ellos. Después se midió el C de cada fracción usando un autoanalizador (TOC-5050A, Shimadzu).

Un problema encontrado en el tamizado fue que por debajo de la malla de 2.0 mm, particularmente en la malla de 0.25 mm, se presentaron algunos “taponamientos”, por lo esto debe ser considerado en los análisis.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 4a muestra la relación entre los parámetros $\ln(A)$ - B ($R^2 = 0.98$, en promedio, de los ajustes individuales de los 11 casos analizados) de la relación (1) para A_f y la Figura 4b para C_f ($R^2 = 0.97$, en promedio).

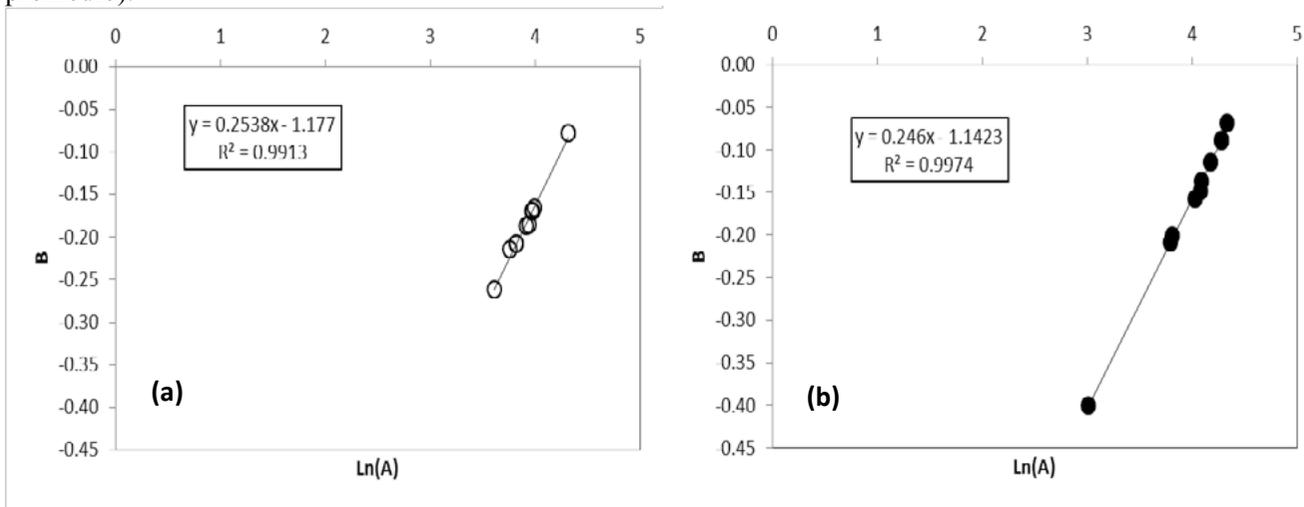


Figura 4. (a) Ajuste del modelo de la distribución de masas (%), A_f , de las partículas agregadas en función de $(1/T_f)$ para los casos analizados y (b) misma situación, pero para C_f .

La Figura 5 muestra la variación de la pendiente B de la relación (1) para C_f , en función del tiempo.

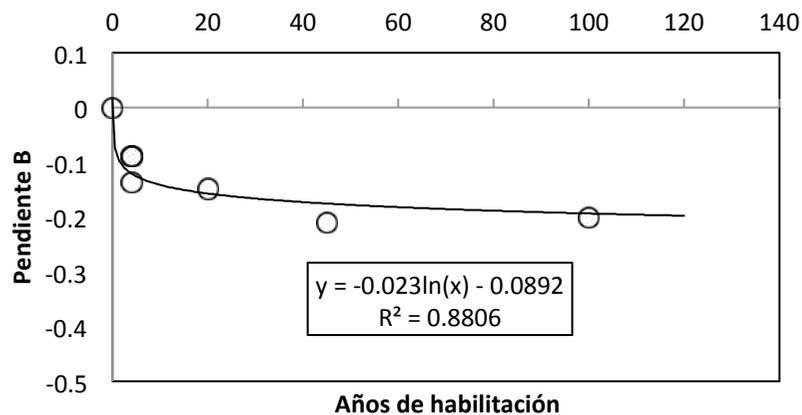


Figura 5. Variación temporal de la pendiente B del modelo $(1/T_f)$ - C_f .

En el caso del modelo de la relación (2), este fue analizado en dos porciones de la curva de agregación de partículas: 0-2 mm y 2-50.8 mm, de acuerdo a lo discutido del problema de taponamiento, que se evidencio en un patrón bilineal en estos dos rangos. La Figura 6a muestra la relación entre los parámetros del modelo de la relación (2) para el rango de 2-50.8 mm y la Figura 6b la relación entre las pendientes para los dos rangos definidos.

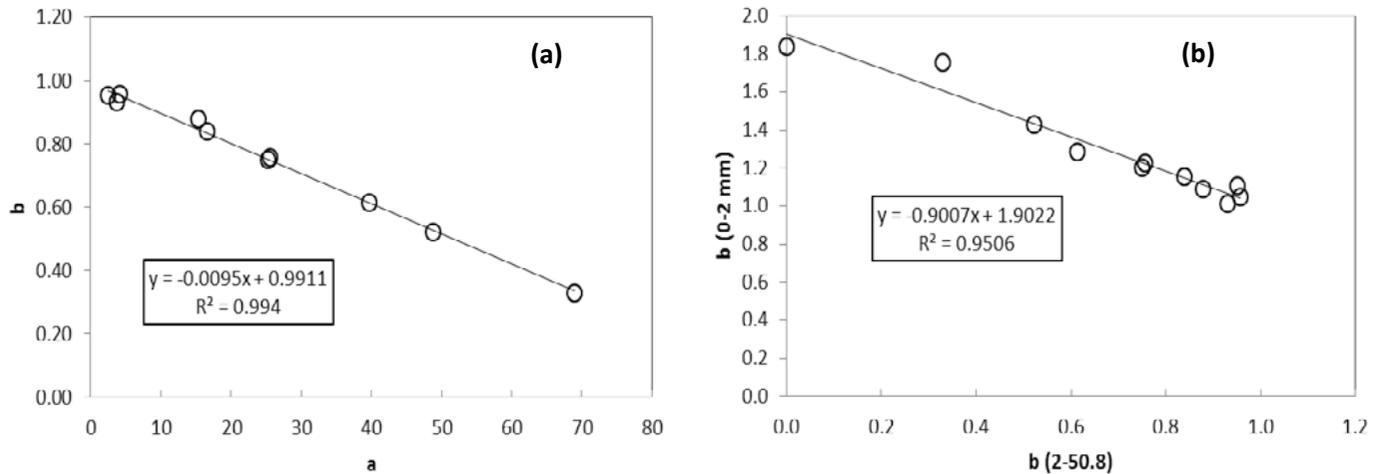


Figura 6. (a) Ajuste del modelo de equivalencia ambiental del modelo A_f-C_f (en %) para el rango 2-50.8 mm y (b) relación entre las pendientes del modelo para los rangos 2-50.8 mm y 0-2 mm.

La Figura 7 muestra la variación temporal para los dos rangos definidos, con una convergencia puesta en 120 años.

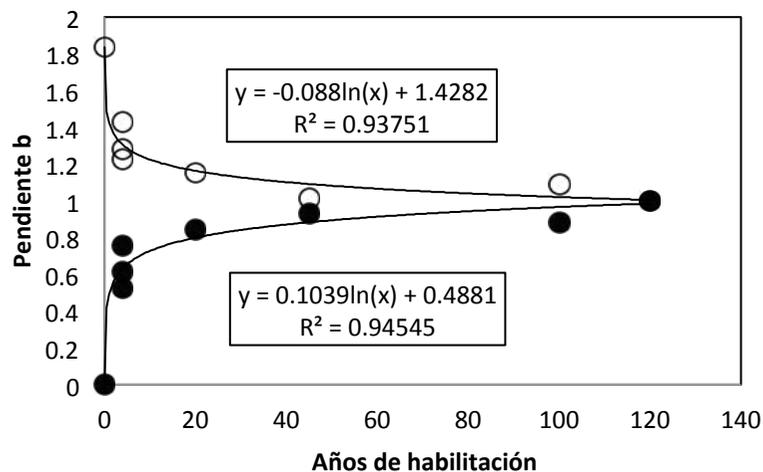


Figura 7. Variación temporal, años de habilitación de la pendiente b del modelo A_f-C_f , donde los círculos sin relleno se refieren al rango 0-2 mm y los rellenos al de 2-50.8 mm.

Para analizar la formación de agregados del suelo, bajo el supuesto que la separación de agregados y fragmentos realizada es válida para fracciones menores a 3.36 mm, la Figura 8 muestra la relación temporal de los parámetros m (= carbono fracción agregados/carbono total) y p (= masa fracción agregados/masa total). Estos parámetros fueron ajustados por regresión lineal forzada al origen de las mediciones realizadas en la separación de agregados y fragmentos.

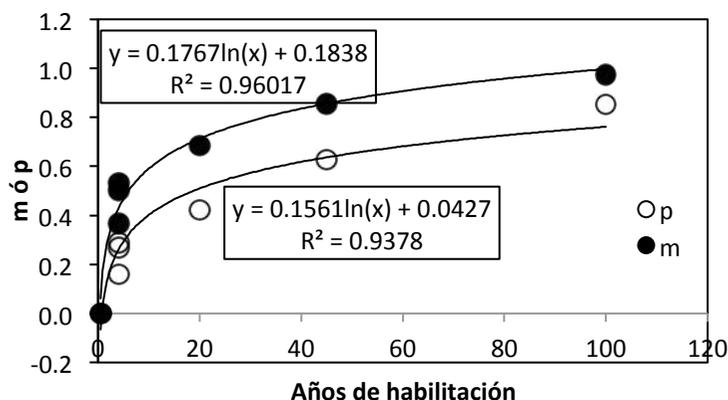


Figura 8. Variación temporal, años de habilitación, de los parámetros m y p.

CONCLUSIONES

Los modelos introducidos, incluyendo la evolución temporal de sus parámetros, fueron analizados y ajustados a datos de tepetates habilitados en una cronosecuencia. Los resultados obtenidos sustentan el concepto de equivalencia ambiental y definen patrones temporales en la evolución de la distribución de masa y carbono en las fracciones de partículas agregadas.

La relación lineal entre el carbono y masa de la fracción de agregados del suelo y los totales, permite interpretar resultados integrados (agregados más fragmentos) en relación a los modelos planteados y desarrollos realizados, ya que existe una relación lineal entre ambos casos.

BIBLIOGRAFÍA

- Báez, P.A., Etchevers, B.J.D., Hidalgo, M.C., Prat, C., Ordaz, Ch.V. y Núñez, E.R. 2002. C Orgánico y P Olsen en tepetates cultivados de México. *Agrociencia* 36: 643-653.
- Báez, A., Etchevers, J.D., Pratt, C., and Hidalgo, C. 2007. Formation of aggregates and carbon sequestration in ameliorated tepetates in the Río Texcoco basin, Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 24: 487-497.
- Etchevers, B.J.D., Pérez, M.A. y Navarro, G.H. 1992. Dinámica de la materia orgánica y el N en tepetates habilitados para producción agrícola. In: *Suelos volcánicos endurecidos*. Ed. C. Zebrowski, P. Quantin y G. Trujillo. pp. 213-224. Quito, Ecuador.
- Hidalgo, C., Quantin P. y Elsass F. 1997. Caracterización mineralógica de los tepetates tipo fragipán del valle de México. In: C. Zebrowski, P. Quantin y G. Trujillo (Eds.) *Suelos Volcánicos Endurecidos*. Quito, Ecuador. p. 65 - 72.
- Kemper, W.D. and Rosenau, R.C. 1998. Aggregate stability. In: *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods*. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Book Series: 5. Ed. A Klute. 1188 p. Madison, Wisconsin, USA.
- Navarro, G. H. y Zebrowski C. 1992. Análisis agronómico comparativo en tepetate. *Terra* 10 (Núm. Especial: Suelos Volcánicos Endurecidos): 450 - 459.
- Paz, F., C. Hidalgo, J. Etchevers, y M. Fuentes. 2012. Equivalencia ambiental y modelación de la dinámica del carbono en los agregados de los suelos. Estas mismas memorias.
- Paz, F., M. Odi, A. Cano, M.A. Bolaños, y A. Zarco. 2009. Equivalencia ambiental en la productividad de la vegetación. *Agrociencia* 43: 635-648
- Quantin, P., Zebrowski, C. and Hidalgo, C. 1992. El material original de los tepetates t2 y t3 de la región de Texcoco (México): loess o cineritas?. *Terra* 10, 178-182.
- Zebrowski, C. 1992. Los suelos volcánicos endurecidos en América Latina. *Terra* 10, 15-23.

ESTIMACIÓN DE LA DENSIDAD DEL MATERIAL LEÑOSO MUERTO EN ECOSISTEMAS FORESTALES MEXICANOS: DATOS PRELIMINARES DE LA PRIMERA FASE

Maldonado Vanessa¹, Etchevers Jorge², Paz Fernando^{3*} y Wong Julio³

¹PMN-CONAFOR. Periférico poniente 5360 Col. San Juan de Ocotan, CP 45019, Zapopan, Jalisco.

ymaldonado@conafor.gob.mx

²Colegio de Postgraduados, Laboratorio de Fertilidad de Suelos, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, Estado de México.

³Colegio de Postgraduados, Grupo de Gestión de Riesgos y Recursos Naturales Asistida por Sensores Remotos (GRENASER), km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, Estado de México.

* Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

RESUMEN

Como parte del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) bajo la coordinación del la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), se considera al material leñoso caído (MLC) como uno de los almacenes de carbono (C), componente que además ha sido integrado recientemente en la remediación del Inventario Nacional como parte de la caracterización de los combustibles disponibles para los incendios forestales. Un dato importante en la determinación del contenido de C en dicho almacén es la densidad de los residuos leñosos, la cual es determinada por el peso y el volumen de dichos residuos. Un método común, utilizado para la medición del volumen es el método por desplazamiento de agua, el cual consiste en sumergir los residuos leñosos en agua y determinar el volumen por el peso del agua desplazada; éste método conlleva algunas complicaciones cuando los residuos son más densos que el agua y no se sumergen por sí mismos. En éste trabajo se desarrollaron dos modificaciones de éste método, una en la cual se colocaron pesas a las muestras para lograr sumergirlas y una segunda en la que se utilizó un alambre largo que abrazaba las muestras y sumergiéndolas directamente. Se realizaron pruebas en las cuales se utilizaron ambas modificaciones en una misma muestra para determinar cuál de ellas era la más sencilla y adecuada para la determinación del volumen; una vez definida la mejor opción se determinó el volumen y la densidad de todas las muestras del MLC correspondientes al remuestreo del INFyS tomadas en el año 2010 (496 muestras pertenecientes a 87 conglomerados). Las muestras corresponden al material leñoso caído fresco y en diferentes estados de descomposición.

PALABRAS CLAVE

Carbono, volumen, densidad, combustibles, ecosistemas forestales

INTRODUCCIÓN

La madera muerta es un componente natural importante en los bosques y es un elemento clave de la biodiversidad forestal, ya que representa el hábitat para muchas especies de invertebrados, hongos, briofitas, líquenes aves y mamíferos (Harmon *et al.*, 1986). Además, la madera muerta influencia el microclima de los bosques, actúa como un almacén de agua en períodos secos y de C y nutrientes a largo plazo (Harmon *et al.*, 1986; Schaetzl *et al.*, 1989; Keenan *et al.*, 1993). En los ecosistemas forestales, los residuos leñosos gruesos influyen la circulación de nutrientes, la formación de humus, el almacenamiento de C y la intensidad de los incendios (Harmon *et al.*, 1986; Rodríguez, 1996). Desde la perspectiva del ciclo global del C, la cantidad de madera muerta de los bosques es de $\sim 600 \text{ Mg ha}^{-1}$ (un megagramo $\text{Mg} = 1 \text{ t}$) (Nonaka *et al.*, 2007; Schlegel y Donoso, 2008), pero la mayoría cae en un rango de 30 a 200 Mg ha^{-1} (Harmon *et al.*, 1986; Carmona *et al.*, 2002; Baker *et al.*, 2007; Jonsson y Jonsson, 2007).

La cantidad de madera muerta varía con el manejo de los bosques, generalmente es menor en los bosques manejados en comparación con los bosques maduros o sin manejo (Odor y Standovár, 2001). La madera muerta de los bosques manejados consiste de pequeñas ramas y tocones, y pocos troncos largos. Con fines de manejo forestal sostenible y de conservación de la biodiversidad se está implementando favorecer la cantidad de madera muerta como parte de las estrategias en bosques manejados (Harmon, 2001). El manejo forestal con fines de sanidad (a causa de la presencia de plagas) generalmente incrementa la cantidad de material leñoso que ingresa al piso forestal, el cual puede ser de 36 Mg ha^{-1} o más, aumentando el potencial de riesgo de incendios (Zapata, 1990; Juárez, 2002).

Reconocido como un almacén de carbono importante dentro de los ecosistemas forestales, el material leñoso muerto se ha integrado recientemente en el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (INEGEI; INE-SEMARNAT, 2006) y en la Guía de Buenas Prácticas (IPCC, 2003) y en el Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS; CONAFOR, 2009). Además de su importancia como almacén, tiene un rol principal como combustible para los incendios forestales. Entre los atributos más importantes de los combustibles se encuentran la cantidad o carga, el tamaño y forma, el contenido de sustancias químicas, la densidad de la madera y el contenido de humedad que presentan (Porrero, 2001; Wong, 2005). A partir de contenidos de humedad iguales, la madera densa, como la de *Quercus* tarda más en arder pero lo hace con mayor intensidad que maderas menos densas, como la de muchos pinos que arden con mayor facilidad, lo que se atribuye también a su resina. La gravedad específica o densidad de la madera es por tanto un índice de importancia para estimar la carga de combustibles forestales.

Para estimar el contenido de carbono del almacén del MLC a partir de datos de volumen, como es el caso a partir de los datos del INFyS, se necesita contar con datos de densidad de la madera. Con base en esto y la creciente necesidad de realizar estimaciones con mayor detalle y menor incertidumbre se busca contar con datos nacionales y con mayor nivel de precisión, para lo cual se está haciendo el trabajo de estimar la densidad (masa seca/ unidad de volumen) del MLC para los principales ecosistemas forestales de México.

MATERIALES Y MÉTODOS

El muestreo del INFyS consta de unidades de muestreo primarias llamadas conglomerados, cada uno de estos está constituido de cuatro unidades de muestreo secundarias denominadas sitios. La toma de muestras del MLC se realizó en uno de los sitios de cada conglomerado con base en las especificaciones del manual de muestreo del inventario nacional y en todos los ecosistemas forestales del país (CONAFOR, 2009).

Una vez realizado el trabajo de medición y de colecta en el campo del INFyS, fue necesario que se registraran los datos de peso fresco de cada muestra del MLC. Posteriormente en el laboratorio se colocó cada muestra en una bolsa de papel (etiquetada con la información de la muestra por conglomerado) y se colocaron en un horno de secado a una temperatura de 60° C durante 72 horas, hasta alcanzar su peso constante. Posteriormente se colocan en un desecador (para evitar la hidratación de las muestras) donde se dejan enfriar. Una vez secas las muestras se obtuvieron y registraron los datos de diámetro inicial, diámetro final y longitud. Los datos se registran en la base de datos correspondiente para su posterior análisis.

El método del desplazamiento de agua permite mediciones sencillas y confiables del volumen de la madera de forma regular (cilíndrica) e irregular (cuando las muestras no son de forma cilíndrica o están fragmentadas). Este método se basa en el principio de Arquímedes, el cual afirma que todo cuerpo sumergido en un fluido en reposo recibe una fuerza de éste que es igual al peso del fluido desplazado. Un contenedor (capaz de dar cabida a la muestra) se llena de agua corriente y se coloca en una balanza de precisión de al menos 0.1 g. Se toma del desecador una muestra y se envuelve completamente con plástico teniendo cuidado de no dejar ninguna parte de la superficie de la muestra expuesta, para lograr esto es necesario envolver utilizando varias capas de plástico. La muestra debe quedar completamente aislada, ya que el objetivo de este proceso es que no se moje (porque modificaría el peso) cuando se sumerja en el agua. La muestra de madera envuelta en plástico se coloca en el agua, hasta estar totalmente sumergida. Es importante no llenar el contenedor totalmente con agua, para que quepa la muestra y no se derrame el agua. La muestra no debe tocar los extremos del contenedor ni el fondo de este y debe mantenerse sumergida con la ayuda de pinzas, una aguja o un alambre.

El peso del agua desplazada por la muestra es igual a su volumen (se asume que el agua tiene una densidad de 1 g cm^{-3}). Se registra el peso del volumen desplazado, mientras que la balanza electrónica debe ser tarada después de cada medición debido a la pérdida de peso por el agua que se queda en la muestra.

La densidad es una magnitud escalar referida a la cantidad de masa contenida en un determinado volumen:

$$\text{Densidad} = M/V$$

dónde:

M = peso seco de la muestra (tronco y/o rama) en gramos (g)

V = peso del agua desplazada en centímetros cúbicos (cm³)

Previo al análisis de la concentración total de C, las muestras de madera muerta se muelen hasta pasar por un tamiz con tamaño de malla de 2 mm. Frecuentemente las muestras consisten de piezas grandes de madera que no pueden ser procesadas directamente en un molino. Cuando este es el caso las muestras pasan primero por un proceso de triturado, que se realiza golpeando las muestras con un mazo de madera o de metal hasta obtener piezas o astillas de un tamaño adecuado para ser procesadas en el molino. En ocasiones las muestras de madera consisten de ramas pequeñas (< 1 cm de diámetro) y de trozos de madera blanda. En estos casos las muestras se muelen en molinos de café. Una vez molidas, se toman una submuestras (de cada muestra) que se colocan en sobres de papel (7 x 4 cm) y se almacenan hasta su análisis. La concentración de C total de las muestras de tejido leñoso se determina con el auto analizador de C (TOC, Shimadzu 505A). Previo a su análisis las muestras se secan en un horno a 60° C durante dos horas. Posteriormente se determina la concentración de C en ~ 0.1 g del tejido leñoso.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados que se muestran a continuación son parciales y la mayoría enfocados en el MLC fino (< 7.5 cm de diámetro). Estos resultados representan la determinación del volumen y densidad de 250 muestras de MLC y solo para algunas de las cubiertas vegetales del país tales como: bosque de pino, bosque de pino con vegetación secundaria, bosque de encino, bosque de encino con vegetación secundaria, bosque de coníferas-latifoliadas con vegetación secundaria, selva alta, selva mediana con vegetación secundaria, selva baja y selva baja con vegetación secundaria (Cuadro 1).

Cuadro 1. Número de muestras del material leñoso caído por clase de diámetro y tipo de cubierta vegetal.

Cubierta vegetal	Clase de diámetro del MLC (cm)				TOTAL
	0-0.5	0.51-2.5	2.51-7.5	> 0.75	
BP	22	21	14	8	65
BP/VS	16	15	9	5	45
BQ	8	8	14	3	33
BQ/VS	8	8	0	0	16
BPQ	4	4	0	3	11
BPQ/VS	10	9	2	8	29
SAP	4	4	4	0	12
SM/VS	0	0	0	4	4
SBC	0	0	0	2	2
SBC/VS	11	13	5	3	32
TOTAL	83	82	48	36	

BP- bosque de pino, BP/VS- bosque de pino con vegetación secundaria, BQ- bosque de encino, BQ/VS- bosque de encino con vegetación secundaria, BPQ- bosque de coníferas y latifoliadas con vegetación secundaria, SA- selva alta, SM/VS- selva mediana con vegetación secundaria, SBC- selva baja, SBC/VS- selva baja caducifolia con vegetación secundaria.

En el Cuadro 2, se muestran los valores de densidad del MLC para diez cubiertas vegetales, dichos valores van de 0.230-0.612 g/cm³, para el bosque de coníferas-latifoliadas con vegetación secundaria y selva baja caducifolia con vegetación secundaria respectivamente.

Cuadro 2. Densidad (g cm^{-3}) del material leñoso caído por clase de diámetro.

Cubierta vegetal	Clase de diámetro del MLC (cm)			
	0-0.5	0.51-2.5	2.51-7.5	> 0.75
BP	0.252	0.281	0.351	0.385
BP/VS	0.265	0.277	0.400	0.379
BQ	0.331	0.413	0.464	0.464
BQ/VS	0.242	0.436	-	-
BPQ	0.281	0.335	-	0.494
BPQ/VS	0.230	0.487	0.284	0.343
SAP	0.242	0.393	0.272	-
SM/VS	-	-	-	0.396
SBC	-	-	-	0.434
SBC/VS	0.293	0.486	0.612	0.471

BP- bosque de pino, BP/VS- bosque de pino con vegetación secundaria, BQ- bosque de encino, BQ/VS- bosque de encino con vegetación secundaria, BPQ- bosque de coníferas y latifoliadas con vegetación secundaria, SA- selva alta, SM/VS-selva mediana con vegetación secundaria, SBC- selva baja, SBC/VS-selva baja caducifolia con vegetación secundaria.

CONSIDERACIONES

Los datos obtenidos en este trabajo son parte preliminar de la síntesis de la primera fase. No obstante, los valores de densidad de la madera descritos, permiten tener una mejor determinación y cálculo de las concentraciones de carbono en los ecosistemas forestales de México. Referente a la primera fase, hace falta por revisar y trabajar con el resto de los conglomerados realizados en el INFyS para obtener la densidad de la madera y determinar las concentraciones de carbono, a partir de una base sólida de metodologías y datos nacionales.

BIBLIOGRAFÍA

- Carmona, M., Armesto J., Aravena J., Perez C. 2002. Coarse woody debris biomass in successional and primary temperate forests in Chiole Island, Chile. *Forest Ecology and Management* 164: 265-275.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2009. *Inventario Nacional Forestal y de Suelos: Manual y procedimientos para el muestreo de campo* (Re-muestreo 2009).
- Harmon, M., Franklin J., Swanson F., Sollins P., Gregory S., Lattin J., Anderson N., Cline S., Aumen N., Sedell J., Lienkaemper G., Cromack K., Cummins K. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133-302.
- Harmon, M. 2001. Carbon sequestration in forests: addressing the scale question. *Journal of Forestry* 24-29.
- Jonsson, M., Jonsson B. 2007. Assessing coarse woody debris in Swedish woodland key habitats: implications for conservation and management. *Forest Ecology and Management* 242: 363-373.
- Juárez, A. 2002. Efecto de los incendios forestales en la regeneración natural de *Pinusoocarpa var. ochoterenai* Martínez. Tesis Ingeniero Forestal. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo.
- Keenan, R., Prescott, C., Kimmins, C. 1993. Mass and nutrient content of woody debris and forest floor in western red cedar and western hemlock forest on northern Vancouver Island. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 1052-1059.
- Schaetzl, R., Burns S., Johnson D., All T. 1989. Tree uprooting: review on impacts on forest ecology. *Vegetation* 79:165-176.
- Ódor, P., Standovár T. 2001. Richness of bryophyte vegetation in a near natural and managed beech stands: the effects of management-induced differences in dead wood. *Ecological Bulletin* 49: 219-229.
- Porrero, M. 2001. Incendios forestales. Investigación de causas. Editorial Mundi-Prensa, Madrid, España.
- Rodríguez, D. 1996. *Incendios forestales*. Universidad Autónoma Chapingo. Editorial Mundi-Prensa, México. 630 p.
- Nonaka, E., Spies T., Wimberly M., Ohmann J. 2007. Historical range of variability (HRV) in live and dead wood biomass: a regional-scale simulation study. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 2349-2364.
- Schlegel, B., Donoso P. 2008. Effects of forest type and stand structure on coarse woody debris in old-growth rainforests in the Valdivian Andes, south-central Chile. *Forest Ecology and Management* 255: 1906-1914.
- Zapata, C. 1990. *Determinación de indicadores de peligro potencial de incendios forestales con base en la cuantificación del material combustible*. Seminario de Titulación. División de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma Chapingo, México.
- Wong, J. 2005. Humedad de los combustibles leñosos y su relación con variables atmosféricas. Su importancia en los incendios forestales, en el Parque Nacional Malinche, Tlaxcala. Tesis de Licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.



MODELING AGRICULTURAL SOIL CARBON DYNAMICS: PUTTING OUR TOOLS INTO ACTION.

Paustian Keith¹

¹Department of Soil and Crop Sciences, and Natural Resource Ecology Laboratory, Colorado State University, Fort Collins, Colorado, USA

RESUMEN

Soil organic carbon, as the main constituent of soil organic matter, is central to the function and sustainability of agroecosystems world-wide, with relevance from field- to global scales. Both environmental and edaphic factors, such as climate and soil physical properties (e.g., soil texture and mineralogy) as well as land use and management (e.g., crop choice, nutrient and residue management and tillage) impact the amount, quantity and turnover rate of soil organic matter, through complex interactions. Thus, our capability to predict changes in SOM – as a function of these various factors – is of high interest to scientists, as well as to policy makers and the farmers themselves. Research, over the past few decades, has steadily improved our abilities to predict the impacts of management and environmental controls on soil C stocks, using a variety of simulation as well as empirical models. A major challenge now is to get these tools ‘out of the laboratory and into the field’ where they can be used to better inform management and policy decisions.

Within the realm of climate change and greenhouse gas (GHG) mitigation, there has been interest in a potential role for agriculture, through adopting practices that sequester C in soils and reduce emissions of non-CO₂ GHG gases. The agricultural sector has been considered as an attractive GHG mitigation option for a variety of reasons, including: low cost, existing technology, ancillary environmental benefits and incentives for sustainable agriculture and rural development. However, while many agricultural management technologies are proven to sequester soil C and reduce GHGs, inclusion of agriculture as a major mitigation player has been slow. Economic, social/institutional and policy barriers have all contributed to the hold up. Arguably, the main barriers to greater engagement of the agricultural sector in GHG mitigation are science and policy related – namely whether we can quantify mitigation with sufficient accuracy and monitor activities to ensure that GHG reductions are maintained. Soil emissions are widely distributed across the landscape, with high spatial and temporal variability, and thus are difficult and expensive to measure.

However, there is a growing movement towards the application of process-based models and regionally-specific empirical models, together with coordinated soil measurement networks, to provide effective quantification. Models and supporting, databases, can be embedded within decision support systems for use by non-specialists over the internet, thus making sophisticated technologies more accessible to mitigation project developers, extension agents and even the farmers themselves. A critical element in such a system is reliable, site-specific information about the management practices being carried out. Here the power of the internet and related technology can directly engage farmers and their advisors as data suppliers and users. Examples of two systems being developed to support agricultural GHG mitigation projects in the US (COMET-Farm) and in developing countries (CBP system), which can be used ‘in the field’ by non-specialists, will be shown. These developments suggest the potential for a new farmer-industry-government-public partnership, connecting individuals within a ‘resource information network’, as a way forward to engage agriculture in GHG mitigation efforts and achieve a more environmentally sustainable agriculture.

DESARROLLO DE MODELOS NACIONALES, ESTATALES Y MUNICIPALES DE ESTADOS Y TRANSICIONES PARA LA DINÁMICA DEL CARBONO

Marín I.^{1*}, Marín L.¹ y Paz F.¹

Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo

* Autor responsable: isabelmsosa@gmail.com; Carretera México-Texcoco km 36.5 CP 56230 Texcoco, Estado de México; 9212182 Ext. 105.

RESUMEN

A fin de contar con una herramienta sencilla para modelar la dinámica del carbono asociada a los cambios de uso del suelo y vegetación, se plantea el desarrollo de Modelos de Estados y Transiciones (METs). Estos modelos se generan a partir del análisis (espacial y temporal) de los usos del suelo y vegetación que se reportan en las series II, III y IV de INEGI. Así, los estados se relacionan directamente con las clases de uso del suelo y vegetación, en tanto que las transiciones se definen mediante el análisis de los cambios que han sufrido dichos estados. La ventaja de los METs generados con este esquema es que se pueden instrumentar en forma de niveles agregados (nacional, estatal y municipal), de tal suerte que los resultados que se obtengan en cualquier nivel pueden integrarse en un sistema unificado desde la escala municipal a la nacional y viceversa. En este trabajo se presenta el esquema unificado para generar los METs de las escalas Nacional, Estatal y Municipal, y se muestran los esquemas de las matrices obtenidas.

PALABRAS CLAVE

METs, usos del suelo, multiescala

INTRODUCCIÓN

La estimación de los cambios que se producen en los almacenes de carbono como producto de los cambios en los usos del suelo y vegetación, es un elemento importante para la planeación territorial de un espacio determinado. Una herramienta para la modelación de estos cambios son los Modelos de Estados y Transiciones (METs). Los METs se componen de 3 elementos: los estados, las transiciones y los umbrales (Figura 1). Un estado es un complejo reconocible, resistente y resiliente de 2 componentes: el suelo y la estructura de la vegetación. La vegetación y el suelo están conectados a través de procesos ecológicos integrales que interaccionan para producir un equilibrio sostenido que se expresa por un conjunto específico de comunidades vegetales (Stringham *et al.*, 2001). Cuando uno o más de los procesos ecológicos primarios responsables del mantenimiento del equilibrio de un estado se degradan (por causas naturales o antrópicas) por debajo del punto de la “auto-reparación”, se dice que se ha cruzado un umbral. En ausencia de una restauración activa, se forma un nuevo estado y también un nuevo umbral. Por otra parte, una transición es una trayectoria de cambio, precipitada por eventos naturales y/o acciones de manejo que degrada la integridad de uno o más de los procesos ecológicos primarios. Las transiciones pueden ser reversibles o irreversibles, una vez que se ha cruzado un umbral (Stringham *et al.*, 2001). En el presente trabajo se plantea el desarrollo de METs, haciendo uso de fuentes nacionales oficiales, a saber, de la información reportada en las series (II, III y IV) de Uso del suelo y vegetación de INEGI. Los METs desarrollados se pueden alimentar con información de fuentes como el Inventario Nacional Forestal y de Suelos, o de trabajos experimentales (tesis, trabajos institucionales, entre otros) que reporten datos de los almacenes de carbono.

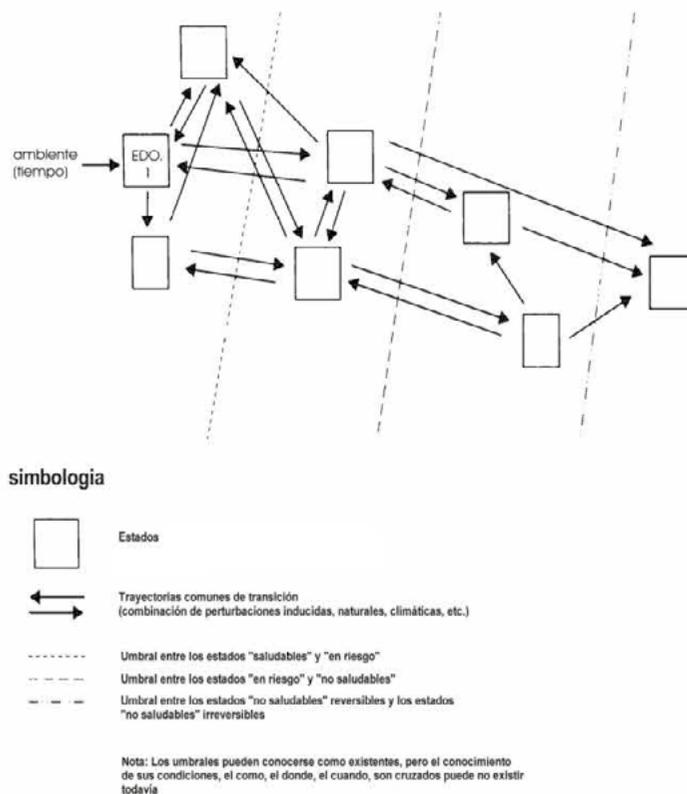


Figura 1. Representación de un modelo de estados y transiciones

OBJETIVO

Desarrollar Modelos de Estados y Transiciones (METs), a partir de la información reportada en las series II, III y IV de uso del suelo y vegetación, para modelar la dinámica del carbono (C) asociada a los cambios de uso del suelo y vegetación, con tres escalas espaciales: nacional, estatal y municipal.

MATERIALES Y MÉTODOS

El insumo base para la construcción de los METs son las series de uso del suelo y vegetación de INEGI. La metodología consiste en los siguientes pasos:

a). Se realizó un análisis espacial de la información cartográfica para construir la matriz nacional de estados y transiciones. Esta matriz constituye el marco general para la integración del sistema, pues contiene todas las clases de uso del suelo y vegetación (estados) que también pueden presentarse tanto nivel estatal como municipal.

b). A fin de poder manipular la información, se recodificaron las clases de uso del suelo y vegetación siguiendo la nomenclatura: XCCFE, donde, X=prefijo del grupo de uso del suelo y vegetación (A:agricultura, B:bosque, M:matorral, V:otros tipos de vegetación, O: otros usos del suelo, P:pastizal y S:selva) CC=identificador de la comunidad vegetal o del uso del suelo en el grupo X; F=identificador de la fase de la vegetación (1=primaria, 2=secundaria, 0=no aplicable): E=identificador del estrato de la vegetación (1=herbáceo, 2=arbustivo, 3=arbóreo, 0=no aplicable).

c). La información generada de los análisis, se utilizó en la construcción de la representación esquemática de los modelo (Figura 1).

d). Una vez que se han construido los METs, el siguiente paso será la asignación de valores de C promedio (con su incertidumbre asociada) a cada estado. En este punto hay que decidir qué almacenes de C van a ser considerados, siendo posible tomar en cuenta los cinco almacenes reconocidos por el IPCC: biomasa aérea, biomasa subterránea, materia orgánica muerta, mantillo y suelo. La decisión dependerá de la disponibilidad de

información, aunque de entrada se puede considerar la información del Inventario Nacional Forestal y de suelos (INFyS). También se pueden integrar datos de C de literatura revisada, aunque lo ideal es disponer de información de inventarios. Este paso no se llevó a cabo en el presente trabajo, aunque se considera realizarlo en lo siguiente. Una vez que se integre esta información se podrán revisar los cambios en los almacenes, en términos de ganancia/pérdida de C.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se revisó el contenido de información en los insumos base. En el Cuadro 1 se muestra el resumen de esta revisión.

Cuadro 1. Resumen nacional de la información en los mapas de Uso del Suelo y Vegetación (USUEV) de INEGI

Año base	Mapa USUEV	No. de polígonos	No. de clases de USUEV
1993	Serie II	118,652	172
2003	Serie III	116,585	174
2007	Serie IV	122,213	178
Resumen general			181

Como se puede ver en el Cuadro 1, el resumen general de los usos del suelo y vegetación a escala nacional, arroja un total de 181 clases. Las matrices de estados y transiciones derivadas del análisis temporal de la información cartográfica presentan esta cantidad de hileras y columnas, por lo que no es posible presentarlas en este documento, no obstante, en la Figura 2 se muestra un esquema de este tipo de matrices.

Estado inicial	Estado final				
	S0110	A1300	A0700	B0110	M0121
S0110				NP	NP
A1300	NP			NP	NP
A0700	NP			NP	NP
B0110	NP				NP
M0121	NP			NP	

Figura 2. Esquema de las matrices de Estados y Transiciones. Donde S0110: Selva alta perennifolia, A1300: Agricultura de temporal de ciclo anual, A0700: Agricultura de riego de ciclo anual, B0110: Bosque de oyamel y M0121: Matorral crasicaule. En color rojo se marcaron las transiciones no permitidas (NP).

La Figura 2 presenta un esquema de las matrices de estados y transiciones que se obtuvieron del análisis espacial y temporal de los mapas de uso del suelo y vegetación. De este análisis se obtuvieron las superficies de cambio. Se puede ver en la Figura 2 que también existen transiciones no permitidas (marcadas en color rojo) como el caso de que una superficie agrícola cambie a la categoría selva o bosque, este cambio de forma directa no es posible. Un uso agrícola primero podría cambiar a un sistema de acahual que gradualmente recupera la composición de especies y la madurez de las mismas hasta convertirse en bosque.

Conociendo las superficies de cambio asociadas a los diferentes estados se procedió a generar los METs nacional, estatales y municipales con el esquema de la Figura 1. Debido a la extensión de la información tampoco se presentan en este documento.

CONCLUSIONES

Los modelos de estados y transiciones (METs) que se plantean en el presente trabajo pueden ser empleados como marco conceptual para estudiar la dinámica del carbono asociada a los cambios de uso del suelo en un área determinada.

Considerando que este esquema, parte del uso de información nacional de fuentes oficiales, se tiene un criterio unificado para ligar los resultados desde la escala municipal a la nacional y viceversa.

Los METs pueden constituirse como herramientas sencillas para la toma de decisiones en cuanto al manejo de los recursos naturales a diferentes escalas, ya que permiten evaluar el impacto de diferentes estrategias, en términos de las ganancias o pérdidas del Carbono.

BIBLIOGRAFÍA

- Covaleda, S., F. Paz, J. Gallardo, C. Prat, J. Etchevers. y C. Hidalgo. 2007. Teoría de estados y transiciones aplicada a suelos volcánicos sometidos a diferentes manejos I: relación molar (Sio-Sid)/(Alo-Ald). Simposio Carbono Orgánico del Suelo y Calentamiento Global: Perspectivas y Oportunidades de Investigación en Latinoamérica. XVII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Guanajuato (México).
- Covaleda, S. 2008. Influencia de diferentes impactos antrópicos en la dinámica del carbono y la fertilidad de suelos volcánicos mexicanos, implicaciones sobre el secuestro de carbono. Tesis doctoral. Universidad de Valladolid. Palencia, España.
- INEGI. 1993 Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelos y vegetación escala 1:250,000 Serie II. México.
- INEGI. 2003 Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelos y vegetación escala 1:250,000 Serie III. México.
- INEGI. 2007 Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelos y vegetación escala 1:250,000 Serie IV. México.
- Paz, F. 2009. Proyecto piloto Una REDD para Chiapas (Bases metodológicas y estrategias de implementación). Documento no publicado.
- Stringham, T.K., W.C. Krueger, y P.L. Shaver, 2001. States, transitions and thresholds: Further refinement for rangeland applications. Special Report 1024. Agricultural Experiment Station, Oregon State University, Corvallis OR, USA.

¿DINAMICAS DIFERENTES O SATURACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO EN LOS SUELOS?

Paz Fernando^{1*}

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5. Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México.

* Autor responsable: ferpazpel@gmail.com

RESUMEN

El potencial de captura de carbono de los suelos puede ser grande y depende de la implementación de buenas prácticas de manejo. No obstante lo anterior, la discusión actual de que los suelos tiene una capacidad finita de proteger carbono ha planteado limitaciones intrínsecas que están asociadas al concepto de saturación del carbono en los suelos. Para poder poner en perspectiva el concepto de saturación, se introduce un marco teórico simple, el cual es expandido al caso general, para analizar un par de casos estudio publicados en la literatura: un gradiente de perturbación en un bosque de pino-encino y una cronosecuencia de bosque-cultivos de maíz. El análisis del ajuste del modelo generalizado de la distribución del carbono orgánico por fracciones físicas de los suelos, y sus implicaciones en términos de tasas de asimilación, permite plantear que la saturación del carbono de los suelos se asocia solo al almacen de la materia orgánica particulada y es de carácter momentáneo.

PALABRAS CLAVE

Cinética lineal, fracciones físicas, cronosecuencia

INTRODUCCIÓN

Considerando el potencial de captura de carbono de los suelos (Lal, 2004), es importante establecer sus límites, especialmente en la discusión de la existencia de una capacidad finita de los suelos para almacenar carbono orgánico (Gulde *et al.*, 2008).

La estructura de la matriz del suelo puede ser caracterizada en función de procedimientos de fraccionamiento físico de los suelos (Christensen, 2001): (a) materia orgánica libre u ocluida en agregados, sin formar complejos órgano-minerales; (b) complejos órgano-minerales primarios; y, (c) complejos órgano-minerales secundarios (agregados).

La mayoría de los modelos de la dinámica del carbono orgánico en los suelos (COS) suponen un incremento lineal en el contenido de C al incrementarse las entradas de C (Paustian *et al.*, 1997). Estos modelo de cinética lineal de primer orden son dependientes de la tasa de descomposición y asimilación de carbono en el sistema suelo. En algunas situaciones los incrementos de ingresos de C no se manifiestan con aumentos del COS, especialmente los suelos ricos en carbono (Paustian *et al.*, 1997).

Hassink y Whitmore (1997) han planteado que la capacidad de los suelos para almacenar materia orgánica es dependiente del nivel de uso de este almacenamiento; donde la capacidad de protección de la fracción arcilla más limo es la que define la del suelo completo. Hassink *et al.* (1997) encontró que suelos arenosos en pastizales tenían la misma cantidad de C que sus contrapartes agrícolas, concluyendo que los suelos estudiados habían alcanzado su capacidad máxima de C asociado a la fracción arcilla más limo. Baldock y Skemstad (2000) sugirieron que la técnica de dispersión utilizada por Hassink *et al.* (1997) destruyó el C protegido en los agregados y potencialmente lo redistribuyó la materia orgánica particulada (MOP) en las partículas de arcilla y limo del suelo.

Carter *et al.* (2003) encontraron que en suelos ricos en materia orgánica, cercanos a su capacidad de saturación, definido por su contenido de arcilla y limo, el carbono se acumula solo en la fracción de MOP.

Aunque los agregados de los suelos permiten la protección de la materia orgánica (Tisdall y Oades, 1982; Oades, 1984) y el concepto de saturación ha sido extendido para esta consideración y la protección física,

química y bioquímica (Six *et al.*, 2002; Carter, 2002; Gulde *et al.*, 2008), en este trabajo solo se revisa el concepto de protección física de los suelos bajo la óptica de las partículas órgano-minerales primarias obtenidas a través de un proceso de dispersión con energía de ultrasonido (Christensen, 1992).

Marco teórico

En el modelo de cinética de primer orden del COS, un reservorio puede ser establecido como:

$$\frac{dC_t}{dt} = I - kC_t \quad (1)$$

donde I son las entradas de C al suelo, C_t es la cantidad total de C en el suelo y k es la tasa de descomposición (1/año, en tiempos anuales de paso).

Bajo condiciones de estado estacionario o equilibrio, $dC_t/dt = 0$, la relación (1) puede ser puesta como:

$$C_t = \frac{I}{k} \quad (2)$$

donde el COS total es directamente proporcional al ingreso de C en el suelo, por lo que puede usarse a C_t como un sustituto de I en el análisis de la saturación de las fracciones del suelo (Stewart *et al.*, 2008).

Siguiendo los desarrollos de Stewart *et al.* (2008), caso de estado estacionario, se puede extender el modelo de un solo reservorio a uno de dos, usando el balance:

$$C_t S = C_1 S + C_2 S \quad (3)$$

donde C_1 es la concentración de C en el reservorio 1 (kg C kg^{-1} suelo), C_2 es la concentración de C en el reservorio 2 (kg C kg^{-1} suelo), S es la masa del suelo total y C_t es la concentración de C en el suelo total (kg C kg^{-1} suelo).

Bajo condiciones de estado estacionario, podemos relacionar el C de cada reservorio al ingreso de C (sin considerar transferencias entre reservorios):

$$\begin{aligned} C_1 S &= \frac{p_1 I}{k_1} \\ C_2 S &= \frac{(1-p_1)I}{k_2} \end{aligned} \quad (4)$$

donde p_1 y $(1-p_1 = p_2)$ es la proporción del ingreso I de C para el reservorio C_1 y C_2 , respectivamente y k_1 y k_2 son las tasas de descomposición de estos reservorios.

El uso de la hipótesis de estado estacionario en los modelos de la dinámica del COS ha sido revisada por Wutzler *et al.* (2007), planteando que puede conducir a errores grandes de estimación. En relación a experimentos asociados a la estimación de cambios del COS en el tiempo, Sanderman y Baldock (2010) han planteado que esta hipótesis no permite estimar tasas de cambio del COS en términos reales, ya que son dependientes del estado de alejamiento o cercanía al equilibrio. No obstante estas consideraciones, tal como se discute más adelante, esta hipótesis no tiene mayores repercusiones cuando se consideran razones entre contenidos de C de las fracciones en relación al total; de tal manera que el estado estacionario se refiere más a una condición de equilibrio dinámico (tasas de cambio de fracciones referenciadas a la total).

Resolviendo la ecuación (4) para la I del caso C_1 y C_2 e igualando las I obtenidas y el resultado substituido en la relación (3), se obtiene para C_1 y C_2 :

$$\begin{aligned}
 C_1 &= \left(\frac{p_1 k_2}{p_1 k_2 + p_2 k_1} \right) C_t \\
 C_2 &= \left(\frac{p_2 k_1}{p_1 k_2 + p_2 k_1} \right) C_t
 \end{aligned}
 \tag{5}$$

Las relaciones (5) muestran que el C_f de la fracción f del suelo puede ser puesto como:

$$C_f = \omega_f C_t \tag{6}$$

Las relaciones (6) muestran que la concentración de C en las fracciones (C_1 y C_2) son funciones lineales de la concentración total y dependientes de la proporción de C de ingreso en cada fracción y sus tasas de descomposición.

Las relaciones (6) pueden ser resueltas en términos de las tasas de descomposición para quedar como:

$$\frac{k_1}{k_2} = \left(\frac{p_1}{p_2} \right) \left(\frac{C_2}{C_1} \right) \tag{7}$$

lo que implica que las tasas de descomposición son directamente proporcionales a las concentraciones de C.

El modelo de la relación (5) y (6) ha sido generalizado por Paz *et al.* (2011 y 2012) para cualquier número n de fracciones del carbono en los suelos:

$$C_f = C_t - C_t(1 - \omega_m) \left(\frac{T_m}{T_f} \right) \tag{8}$$

donde T_f es el tamaño de las partículas asociado a la fracción f del suelo; ω_m es la fracción de asociada al tamaño mínimo de las partículas, T_m , considerado; el valor de C_t se refiere al C total del suelo referenciado a un tamaño máximo de partículas T_t (normalmente $T_t = 2000$ micras, $1/T_t = 0.0005$).

En el caso de saturación del carbono en los suelos, se puede utilizar un modelo simple (Stewart *et al.*, 2008; Kool *et al.*, 2007):

$$C_f = \frac{C_t}{a + \left(\frac{C_t}{C_{f\max}} \right)} \tag{9}$$

donde a es una constante del modelo y $C_{f\max}$ se refiere al valor máximo de C_f .

MATERIALES Y MÉTODOS

Para revisar el concepto de saturación del carbono orgánico en los suelos, se utilizó la base de datos descrita en Covalada *et al.* (2011) y Paz *et al.* (2011 y 2012) para un Andosol en una toposecuencia asociada a diferentes grados de perturbación de un bosque de pino-encino. El fraccionamiento físico fue realizado optimizando las energías de dispersión con ultrasonido para lograr una dispersión completa de complejos órgano-minerales primarios. La materia orgánica particulada en las arenas fue obtenida por un proceso de decantación-sedimentación en agua.

Adicionalmente se analizó un caso de la literatura relacionado con una cronosecuencia de bosque nativo cambiado a cultivos de maíz (Balesdent *et al.* 1998), con información similar al caso del Andosol.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 1 muestra la relación entre el carbono en la fracción arcilla más limo en relación al carbono total (complejos órgano-minerales primarios y materia orgánica particulada), para la toposecuencia (gradiente de perturbación), donde se observa claramente que la fracción arcilla más limo se satura para valores mayores de 150 g C kg⁻¹ suelo.

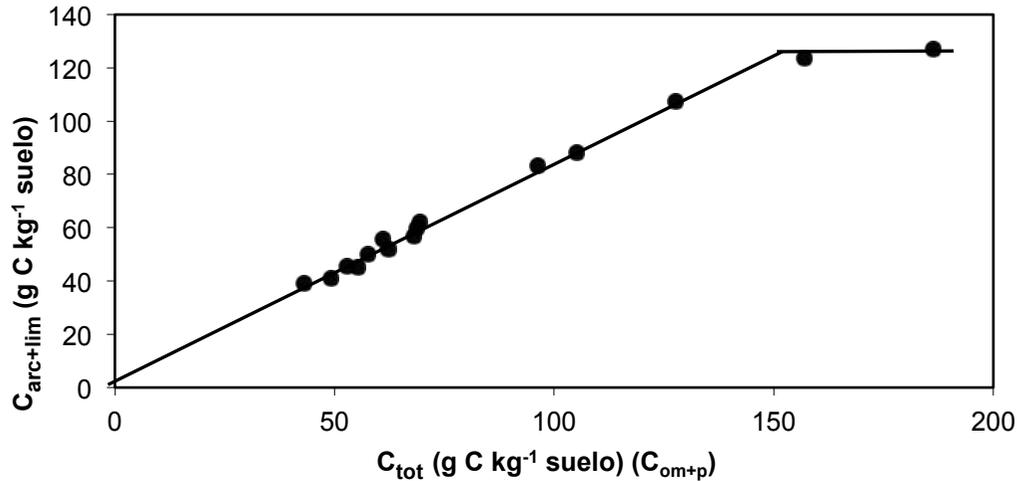


Figura 1. Relación entre el carbono orgánico total (complejos órgano-minerales y materia orgánica particulada) y el carbono asociado a la fracción arcilla más limo.

De acuerdo con Stewart *et al.* (2008), el gráfico de la Figura 1 es evidencia directa de la aplicabilidad del concepto de la saturación de carbono en los suelos. Este tipo de análisis fue realizado usando el carbono orgánico de los complejos órgano-minerales y la materia orgánica particulada (MOP) como carbono orgánico total.

El modelo desarrollado por Paz *et al.* (2011 y 2012) usa el carbono orgánico total de solo los complejos órgano-minerales, aduciendo que la inclusión de la MOP no es adecuado, ya que tiene un patrón cinético diferente. En esta perspectiva, la Figura 2 muestra el mismo gráfico de la Figura 1, pero sin incluir la MOP en el carbono total. Se observa de esta figura que la saturación del suelo no se presenta.

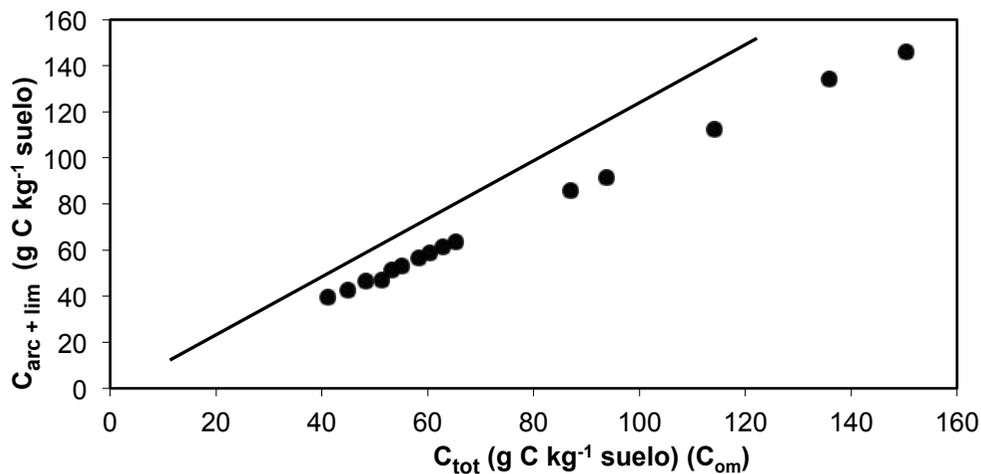


Figura 2. Relación entre el carbono orgánico total (solo complejos órgano-minerales) y el carbono asociado a la fracción arcilla más limo.

Del análisis de la Figura 1 y 2 resulta claro que la única fracción que se satura es la de la MOP, producto de su tasa de descomposición mucho más rápida que la de las fracciones órgano-minerales. Así, al incrementarse la tasa de suministro de carbono más allá de la de asimilación de la MOP, y de la de transferencia hacia la de los complejos órgano-minerales y la tasa de asimilación de éstos, es claro que al incrementarse los ingresos al sistema suelo, estos no pueden ser asimilados y el sistema momentáneamente se satura, hasta que las transferencias entre la MOP y las fracciones órgano-minerales permiten seguir asimilando nuevo carbono. En esta perspectiva, la saturación del carbono en los suelos es del almacén más lábil y es momentáneo. Esta situación se explica fácilmente al utilizar el modelo de dos almacenes (uno lábil y otro más estable) presentado al usar una tasa de descomposición más rápida que la otra.

En el caso del modelo de Paz *et al.* (2011 y 2012), la relación implica un equilibrio meta-estable entre las tasas de descomposición, transferencia y asimilación, las cuales varían de acuerdo a los ingresos de carbono (evaluado indirectamente como carbono orgánico total, solo el órgano-mineral). Esto es más claro si se analiza la cronosecuencia de bosque a maíz de Balesdent *et al.* (2008), Figura 3. Esta figura muestra la distribución de carbono orgánico en función de los tamaños de las fracciones físicas de los suelos. Al perder carbono el suelo (bosque a cultivo), la pendiente del modelo se modifica en forme acorde, manteniendo las proporciones constantes (Paz *et al.*, 2011). Así, con solo el conocimiento del carbono total y el de la fracción mínima (medido o inferido), es posible modelar en forma completa la distribución del carbono por fracciones físicas cualesquiera (Paz *et al.*, 2011 y 2012).

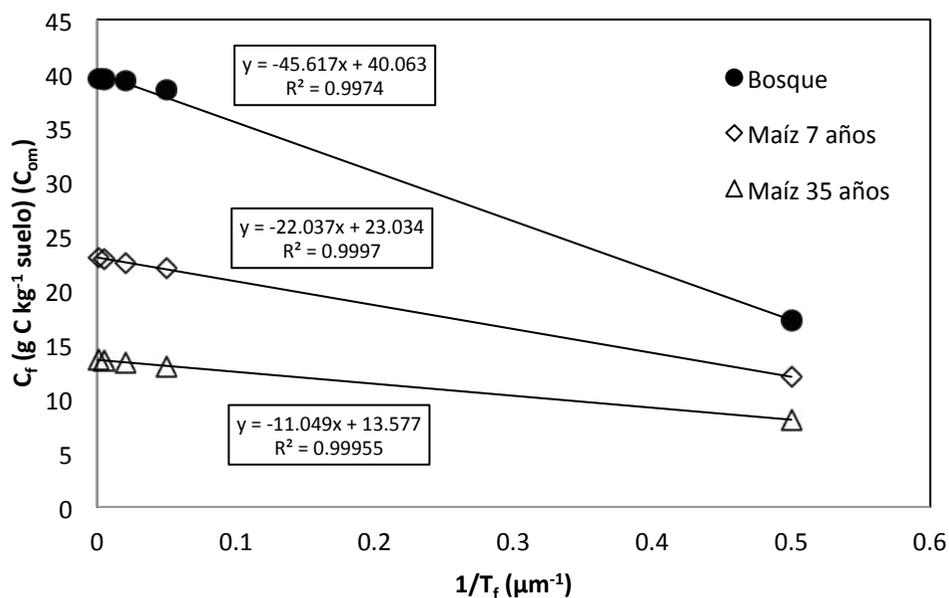


Figura 3. Ajuste del modelo de distribución de carbono orgánico por fracciones físicas en una cronosecuencia de bosque-cultivo de maíz, caso de solo carbono órgano-mineral.

La existencia de dos cinéticas en el carbono orgánico del suelo (órgano-mineral primario y particulado), puede visualizarse fácilmente si se realiza un análisis similar al de la Figura 3, pero ahora considerando el carbono orgánico total, incluyendo la POM. La Figura 4 muestra esta situación, donde el carbono de la fracción inferior a la arcilla más limo permanece igual al considerar o no a la POM, ya que esta fracción supuestamente no contiene materia orgánica particulada.

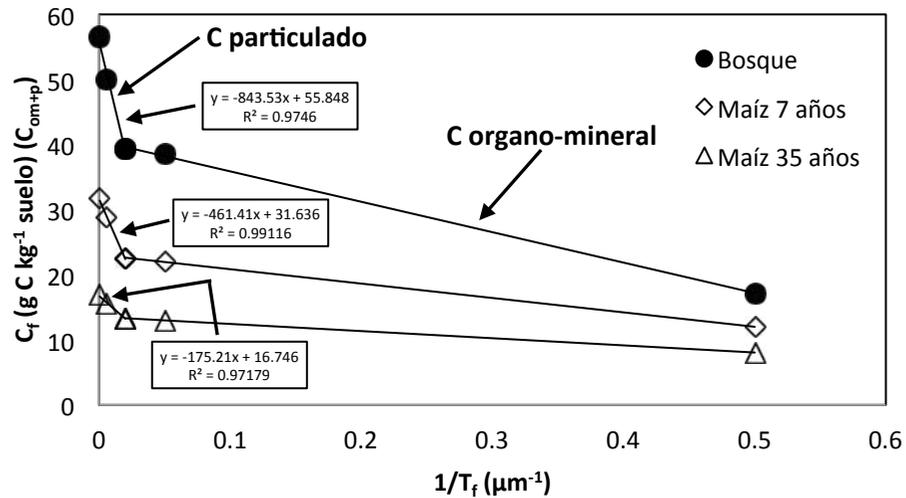


Figura 4. Ajuste del modelo de distribución de carbono orgánico por fracciones físicas en una cronosecuencia de bosque-cultivo de maíz, caso de carbono orgánico y particulado.

De la relación (7), un patrón de distribución de carbono orgánico por fracciones implica patrones similares en relación a las tasas k de descomposición. Esta implicación puede observarse en la Figura 5 de la cronosecuencia de bosque-cultivos de maíz, donde el modelo de la relación (8), para k , resulta en buen ajuste experimental.

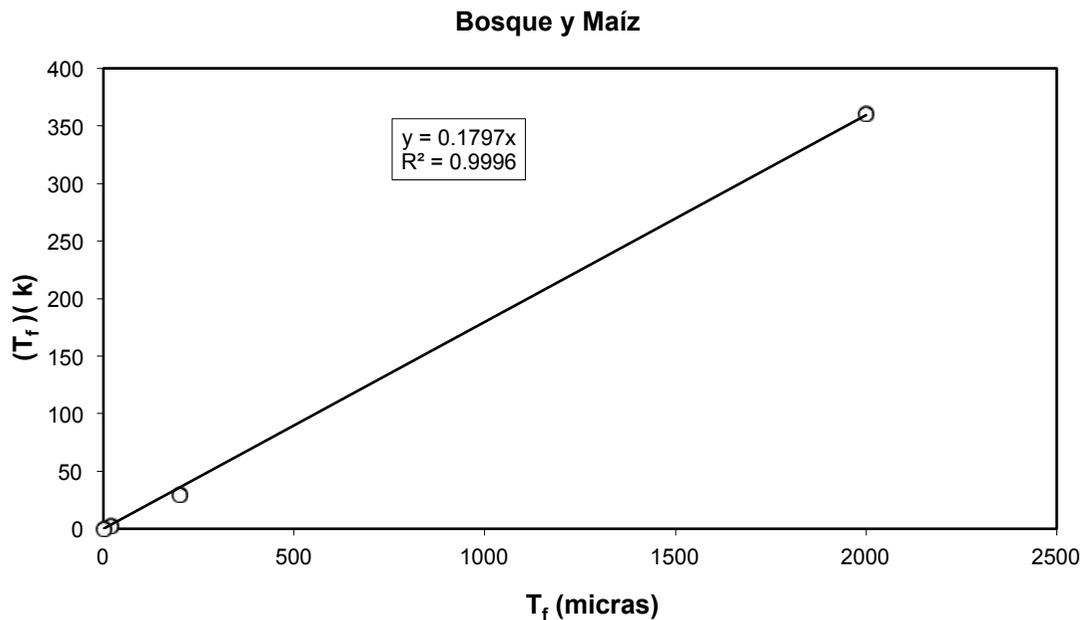


Figura 5. Ajuste experimental del modelo de distribución de tasas de descomposición k para una cronosecuencia de bosque-cultivos de maíz.

CONCLUSIONES

Bajo el concepto de dinámicas diferentes entre las fracciones órgano-minerales y particuladas, se revisó la saturación de los suelos con un caso estudio, donde dependiendo de que se considere como carbono orgánico total la saturación se presenta. Esto es explicado por las cinéticas lineales asociadas a los dos tipos de materiales constitutivos de los suelos y plantea que la saturación del carbono orgánico de los suelos es de un solo almacén (materia orgánica particulada) y es de carácter momentáneo.

BIBLIOGRAFÍA

- Baldock J. A., and J.O. Skjemstad. 2000. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Organic Geochemistry* 31: 697-710
- Balesdent J., E. Besnard, D. Arrouays, and C. Chenu. 1998. The dynamics of carbon in particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence. *Plant and Soil* 201: 49-57
- Christensen B. T. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances in Soil Science* 20: 1-90
- Christensen B. T. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science* 52: 345-353
- Carter, M.R. 2002. Soil quality for sustainable land management: Organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agron. J.* 94: 38-47
- Carter, M.R. D.A. Angers, E.G. Gregorich, and M.A. Bolinder. 2003. Characterizing organic matter retention for surface soils in eastern Canada using density and particle size fractions. *Can. J. Soil Sci.* 83: 11-23
- Covaleda, S., J.F. Gallardo, F. Garcia-Oliva, H. Kirchmann, C. Pratt, and M. Bravo. 2011. Land-use effects on the distribution of soil organic carbon within particle-size fractions of volcanic soils in the Transmexican Volcanic Belt (Mexico). *Soil Use and Management* doi:10.1111/j.1475-2743.2011.00341.x
- Gulde, S., H. Chung, W. Amelung, C. Chang, and J. Six. 2008. Soil carbon saturation controls labile and stable carbon pool dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72: 605-612
- Hassink, J., and A.P. Whitmore. 1997. A model of physical protection of organic matter in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 131-139
- Hassink, J., A.P. Whitmore, and J. Kubat. 1997. Size and density fractionation of soil organic matter and the physical capacity of soil to protect organic matter. *Eur. J. Agron.* 7: 189-199
- Kool, D.M., H. Chung, K.R. Tate, D.J. Ross, P.C.D. Newton, and J. Six. 2007. Hierarchical saturation of soil carbon pools near a natural CO₂ spring. *Global Change Biol.* 13: 1282-1293
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123: 1-22
- Oades, J.M. 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil* 76: 319-337
- Paustian, K., H.P. Collins, and E.A. Paul. 1997. Management controls on soil carbon. *In: E.A. Paul et al. (Eds.). Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems: Long Term Experiments in North America.* CRC Press. Boca Raton, FL. pp: 15-49
- Paz, F., S. Covaleda, y J. Etchevers. 2011. Modelación de la distribución del carbono orgánico de los suelos por fracciones físicas. *En: F. Paz (Ed.), Memorias del III Simposio Internacional del Carbono en México, Programa Mexicano del Carbono.* Toluca, Estado de México. pp. 271-278.
- Paz, F., S. Covaleda, C. Hidalgo, y J. Etchevers. 2012. Modelación de la distribución del carbono orgánico en las fracciones físicas de los suelos usando solo el carbono orgánico total. Estas mismas memorias.
- Sanderman, J., and J.A. Baldock. 2010. Accounting for soil carbon sequestration in national inventories: a soil scientist's perspective. *Environ. Res. Lett.* 5: 1-6
- Six, J., R.T. Conant, E.A. Paul, and K. Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241: 155-176
- Stewart C. E., A. F. Plante, K. Paustian K., R. C. Conant, and J. Six. 2008. Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. *Soil Science Society of American Journal* 72: 379-392
- Tisdal, J.M., and J.M. Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33: 141-163
- Wutzler, T., and M. Reichstein. 2007. Soils apart from equilibrium – consequences for soil carbon balance modeling. *Biogeosciences* 4: 125-136

MODELACIÓN DE LAS FRACCIONES DEL CARBONO EN LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO SEPARADAS POR DIFERENCIAS EN DENSIDAD

Cuevas R. M.¹, Saynes V.¹ y Paz F.^{1*}

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, CP 56230, México.

Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

RESUMEN

El contenido total de C en los suelos así como de materia orgánica son buenos indicadores de la fertilidad del suelo. Sin embargo, estos almacenes frecuentemente permanecen estables ante variaciones climáticas y cambios en el uso del suelo. Esta es una de las razones más relevantes para fraccionar el suelo en diferentes componentes y la utilización de estas técnicas permite aumentar los límites de detección de cambios iniciales y relativamente pequeños en el C del suelo. Particularmente, la fracción orgánica de los suelos se ha propuesto como un indicador de cambios derivados del manejo y del clima por su naturaleza lábil. El aislamiento de la macro materia orgánica (MMO) es una estimación de la materia orgánica lábil. Con el objetivo de construir un modelo en función a las diferentes densidades de la MMO se analizaron dos bases de datos correspondientes a ecosistemas forestales templados y tropicales. En ambos tipos de ecosistemas se realizaron mediciones en la estación seca y en la estación de lluvias y se compararon sitios con diferente régimen de lluvia anual. También se utilizó la misma metodología para fraccionar la MMO. Inicialmente el suelo se separó en dos fracciones con diferentes tamaños de partícula: la fracción 2000-150 μm y la fracción $< 150 \mu\text{m}$. El fraccionamiento por densidad se realizó en la fracción 2000-150 μm . Este método separa a los residuos orgánicos flotantes referidos como MMO de la fracción pesada que incluye la parte mineral y organo-mineral del suelo. Posteriormente subdivide a la MMO en tres fracciones con densidades distintas: la MMO < 1.13 (densidad $< 1.13 \text{ g cm}^{-3}$), la MMO con densidad entre $1.13 - 1.37 \text{ g cm}^{-3}$ y la MMO > 1.37 (densidad $> 1.37 \text{ g cm}^{-3}$). Los resultados mostraron que las fracciones analizadas se pueden dividir en dos grupos con características fisicoquímicas similares; por un lado las fracciones orgánicas de menor densidad (< 1.13 y < 1.37) y por otro lado la fracción orgánica > 1.37 y las fracciones minerales. Estos resultados fueron observados en ambos tipos de ecosistemas, mostrando que esta relación se mantiene independientemente del clima y del uso del suelo. Las fracciones de la MMO con menor densidad fueron los indicadores más sensibles de los cambios clima, mientras que hay una fracción de la MMO que contiene los elementos orgánicos más densos y que no mostró una relación clara con los efectos de cambios en el uso del suelo ni con el clima.

Con base en los resultados de este trabajo la propuesta es considerar como entidad cambiante y dinámica (y por lo tanto indicadora de cambios del clima y del manejo) a la fracción menos densa de la MMO.

PALABRAS CLAVE

Fracción ligera, carbono, densidad

INTRODUCCIÓN

El contenido total del C así como la materia orgánica del suelo (MOS) frecuentemente son considerados como indicadores de su fertilidad (Bautista *et al.*, 2004). Sin embargo, cuando es necesario encontrar indicadores de variación en el C debido a cambios en el uso del suelo y el clima, el C orgánico total tiende a responder lentamente a estos cambios (Mirsky *et al.* 2005). La fracción orgánica del suelo se ha propuesto como un mejor indicador. Varias investigaciones han mostrado que aún en la fracción orgánica existen componentes más lábiles y más sensibles a los cambios inducidos por el manejo y el clima (Álvarez *et al.*, 1998, Balesdent *et al.*, 1998, Loveland y Webb, 2003, Wander, 2004, Mirsky *et al.*, 2005, Cuevas, 2011). La materia orgánica particulada (MOP) o materia macro orgánica (MMO) (50-2000 μm) es una estimación de la MOS lábil.

La MMO forma parte del llamado capital activo de la MOS y sus componentes incluyen residuos orgánicos

frescos y metabólicos de fácil descomposición como residuos vegetales sin descomponer que aún conservan estructuras celulares reconocibles, aunque también incluye hifas, semillas y esporas (Gregorich y Janzen 1996). La MMO tiene en promedio un cociente C:N de 15 a 30, por lo que sus tiempos de residencia en el suelo son cortos y varían de meses a ~ 2 años (Parton *et al.*, 1994), aunque algunos autores reportan hasta 5 años (Carter, 1996). La MMO incluye material sin conexión o conectado laxamente con la matriz mineral del suelo (compuestos orgánicos que no forman complejos organominerales) y estos residuos orgánicos no se encuentran ocluidos en los agregados del suelo (compuestos orgánicos libres no protegidos físicamente) (Meijboom *et al.*, 1995).

Los métodos para aislar las fracciones de la MOS incluyen fraccionamientos físicos, químicos y combinaciones de los dos anteriores. Los métodos físicos se basan en la suposición de que la asociación de las partículas del suelo y su arreglo espacial tienen un papel clave en la dinámica de la MOS porque la bioaccesibilidad es un prerequisite para la descomposición (Crow *et al.*, 2007; von Lutzow *et al.*, 2007). Los fraccionamientos físicos involucran tratamientos de desagregación con tamizado en seco y en húmedo, dispersión con vibración ultrasónica en agua, y separación por densidad o sedimentación (Elliott y Cambardella, 1991; Christensen 1992 y 2001). En el presente trabajo, la separación de la MMO en sus diferentes componentes se realizó con un método físico de fraccionamiento por diferencias en tamaño y en densidad y se enfocó en la separación de la MMO libre (no ocluida en agregados y sin asociaciones organominerales).

Este método ha sido utilizado durante las últimas cinco décadas para separar físicamente la MOS en fracciones discretas con diferente estabilidad (Crow *et al.*, 2007). Este fraccionamiento divide los componentes del suelo de acuerdo a su densidad mediante su flotación o su sedimentación en una solución (Christensen, 1992). Las soluciones utilizadas para separar densimétricamente a los componentes del suelo pueden ser agua o una variedad de líquidos densos entre los que se encuentran el politungstato de sodio ($\rho > 2.7 \text{ g cm}^{-3}$) y el *Ludox*, que es una dispersión coloidal de cristales de silicio ($\rho > 1.4 \text{ g cm}^{-3}$). Frecuentemente los fraccionamientos físicos aíslan dos o más fracciones con diferente densidad utilizando estas soluciones densas. La MMO contenida en las fracciones ligeras o flotantes puede ser subdividida experimentalmente suspendiendo en *Ludox* el suelo o una fracción de determinado tamaño. En el presente trabajo se fraccionó por densidad únicamente la fracción del suelo entre 2000 y 150 μm que se obtuvo mediante un tamizado en húmedo previo. Esta fracción (2000-150 μm) se suspendió con agua obteniendo una fracción flotante (fracción ligera, compuesta por residuos vegetales, correspondiente a la MMO) y una fracción sedimentada (fracción pesada, principalmente agregados, la parte mineral del suelo). La fracción de mayor relevancia para esta investigación era la MMO (o fracción ligera). Para analizar con mayor detalle la MMO y separarla en componentes con distinto grado de labilidad, se le suspendió en *Ludox* y se dividió en tres fracciones con diferente densidad: MMO con $\rho < 1.1 \text{ g cm}^{-3}$, MMO con ρ entre 1.1-1.3 g cm^{-3} , y MMO con $\rho > 1.3 \text{ g cm}^{-3}$. Las características de las fracciones que se obtienen utilizando este método son (Figura 1):

1. Fracción de MMO $\rho < 1.13 \text{ g cm}^{-3}$ con residuos orgánicos de baja densidad sin asociación o con asociación laxa con complejos organominerales.
2. Fracción de MMO ρ entre 1.13-1.37 g cm^{-3} , con residuos orgánicos de densidad intermedia y asociados moderadamente con los componentes minerales del suelo.
3. Fracción de MMO $\rho > 1.3 \text{ g cm}^{-3}$, con residuos orgánicos de alta densidad producto de resíntesis microbiana (con mayor grado de descomposición que los residuos vegetales frescos) y fuertemente unidos a la matriz mineral (Christensen, 1992; Cambardella y Elliott, 1992; Hassink, 1995; Wagai *et al.* 2008).
4. Fracción pesada que incluye a los agregados del suelo y no presenta MMO libre, esta fracción incluye complejos organo-minerales con un cociente C:N bajo, una tasa de cambio lenta y una densidad específica mayor (en comparación con la fracción ligera) debido a su fuerte asociación con minerales del suelo (Christensen, 1992).
5. Fracción mineral $< 150 \mu\text{m}$ que incluye MOS estabilizada por su interacción con superficies de arcillas minerales y formación de superficies hidrofóbicas (Stewart *et al.*, 2007; von Lutzow *et al.*, 2008; Marschner *et al.*, 2008).

Los objetivos de este trabajo fueron determinar si el C contenido en la MMO y en la parte mineral del suelo son buenos indicadores de cambios derivados del clima y del uso del suelo, para lo cual se separaron las fracciones orgánicas y minerales. Una vez separada la MMO establecer el grado de labilidad en tres fracciones

con diferente densidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción de las bases de datos

Con el objetivo de construir un modelo en función a las diferentes densidades de la MMO se analizaron dos bases de datos correspondientes a ecosistemas forestales templados y tropicales. En ambos tipos de ecosistemas se realizaron mediciones en la estación seca y en la estación de lluvias y se compararon sitios con diferente régimen de lluvia anual. También se utilizó la misma metodología para fraccionar la MMO. A continuación se describen los sitios estudiados en el bosque tropical y en el bosque templado.

Bosque tropical caducifolio. El primer bosque (sitio seco) se encuentra ubicado al norte del estado de Yucatán próximo a Chicxulub pueblo (21°10' N y 89°33' O). El clima es semiárido con canícula y un periodo de crecimiento vegetal limitado (BS1), temperatura media anual de ~26 °C y precipitación anual de ~ 687 mm teniendo seis meses con precipitación mayor a los 40 mm alcanzando los 117 mm. La estación de lluvias (junio a octubre) presenta dos picos de precipitación, uno en junio y otro en septiembre (CONAGUA, 2001). Esta zona pertenece a la región geomorfológica denominada planicie cárstica (< 10 m en elevación). La litología predominante incluye numerosas áreas de caliza expuesta, con suelos someros (< 10 cm de profundidad). Los principales suelos son Leptosoles (Flores y Espejel, 1994; Ihl *et al.*, 2007) con un alto contenido de materia orgánica (~ 35%) y un pH de ~ 7.3 (Campo y Vázquez-Yanes, 2004). La vegetación en esta zona corresponde a selva baja caducifolia espinosa (Flores y Espejel 1994) en la cual predomina la familia Leguminosae (Ceccon *et al.*, 2003; Trejo y Dirzo, 2003). Esta área anteriormente fue usada para plantaciones de henequén (*Agave fourcroydes* Lem.) intercalada con agricultura de roza-tumba y quema, para cultivo de maíz (*Zea mays* L.), conocida en la zona como “milpa” (Flores y Espejel, 1994)

El segundo sitio (mésico) se encuentra al sur de la Ciudad de Mérida en la localidad denominada Xmatkuil que está ubicada dentro de los terrenos del Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias de la Universidad Autónoma de Yucatán (20° 51' N y 89° 37' O). El clima es cálido subhúmedo con lluvias en verano y sequía intraestival, con cinco meses de crecimiento vegetal (Aw0), una temperatura media anual de ~ 27°C y precipitación anual de ~1050 mm presentando dos picos de precipitación en los meses de julio y septiembre. Seis meses del año la precipitación es superior a los 50 mm de lluvia y alcanza los 170 mm en el mes de septiembre siendo éste el más húmedo (CONAGUA, 2001). Esta zona, al igual que Chicxulub, pertenece a la región geomorfológica planicie cárstica. En esta zona de hay una alta heterogeneidad espacial en donde se pueden encontrar Leptosoles líticos y Leptosoles mólicos calcáricos (rico en materia orgánica; Bautista-Zuñiga *et al.*, 2005). El material parental es una capa de roca calcárea de 1.5 m de espesor, localmente conocida como “laja” (Díaz *et al.*, 2005). La vegetación en esta zona corresponde a selva baja caducifolia (Flores y Espejel, 1994) en la cual predomina la familia Leguminosae. Los cambios de uso tradicionales de la tierra son el henequén y pastizal (Lugo, 1999).

El tercero sitio (húmedo), se encuentra al sur del estado en la Unidad de Extensión e Investigación Hobonil (20° 00' N y 89° 00' O) cerca del poblado de Tzucacab. El clima corresponde a cálido subhúmedo con lluvias en verano, el intermedio de los subhúmedos (Aw1) (García 2004), la temperatura media anual es de ~ 26°C y la precipitación anual de ~1193 mm presentando una precipitación de junio a septiembre por arriba de los 170 mm y seis meses por debajo de los 60 mm siendo de noviembre a abril los meses más secos (CONAGUA, 2001 y Zamora *et al.*, 2008; Figura 4). En esta zona los suelos corresponden a Leptosoles (con alto contenido de materia orgánica), Cambisoles, Luvisoles y en menor grado Vertisoles y Phaeozems (Bautista-Zuñiga *et al.*, 2005; INEGI, 1983). La vegetación en esta zona corresponde a selva mediana subcaducifolia (Flores y Espejel, 1994) constituida por árboles de 10 a 20 m de altura en la cual predominan las familias Leguminosae, Fabaceae y Rubiaceae entre otras 28 (Flores y Espejel, 1994; Zamora *et al.*, 2008). El desmonte de la vegetación natural de ésta región se realizó principalmente para la explotación ganadera.

Bosque templado. Este estudio se realizó en Ixtlán de Juárez, ubicado en el Sistema Montañoso al Norte del estado de Oaxaca, México. La región se caracteriza por tener una topografía accidentada con pendientes de medias a pronunciadas (30 a 60 %). La altitud es de 2200 a 2800 msnm. El sistema montañoso fue originado en el Cretácico, y se caracteriza por tener una secuencia calcáreo-arcillosa con materiales de origen volcánico (García, 2000). Los suelos predominantes en la región incluyen acrisoles, luvisoles y cambisoles (INEGI, 1984).

Particularmente, en los bosques estudiados el tipo de suelo dominante es el acrisol húmico, caracterizado por ser ácido y por la acumulación de arcillas en el subsuelo, con textura media y fina. La temperatura media varía de 12 a 17°C, y el promedio anual de precipitación de 800 a 1400 mm (García, 2000).

Dentro del área ocupada por bosques de pino-encino se ubicaron dos regiones donde el material parental, la altitud, y la pendiente fueron muy similares. Estas regiones, reciben cantidades distintas de lluvia anual debido al efecto orográfico. En el sistema montañoso de Ixtlán de Juárez es común encontrar bosques ubicados en vertientes con orientación opuesta por lo que algunos son más secos que otros. Los bosques de la parte con mayor precipitación se localizan al este de la Sierra Norte de Oaxaca con influencia de los vientos húmedos del Golfo de México, y con un promedio de lluvia anual de 1221 mm. Los suelos de la región húmeda son ultisoles (Typic Kandihumults) (Bautista, 2001). Los bosques localizados en la parte con menor cantidad de lluvia están orientados hacia los valles centrales de Oaxaca y presentan una lluvia de 807 mm anuales. Los suelos en la región seca son inceptisoles (Typic Dystrudepts) (Bautista, 2001). En ambas regiones (seca y húmeda) se ubicaron bosques con (con uno y 20 años de abandono después de la extracción) y sin extracción arbórea selectiva (bosques de referencia).

Fraccionamiento físico: separación de la MOS por tamaño de partícula y por densidad

El fraccionamiento físico se realizó mediante el método de separación reportado por Meijboom *et al.* (1995). Este método (Figura 1) consta de tres fases, la separación por tamaño de partícula, la suspensión en agua y la suspensión en *Ludox*. Inicialmente el suelo se separó en dos fracciones con diferentes tamaños de partícula, la fracción 2000-150 μm y la fracción < 150 μm . El fraccionamiento por densidad se realizó en la fracción 2000-150 μm . Este método separa a los residuos orgánicos flotantes referidos como MMO de la fracción pesada que incluye la parte mineral y organo-mineral del suelo. Posteriormente subdivide a la MMO en tres fracciones con densidades distintas: la MMO < 1.13 (densidad < 1.13 g cm^{-3}), la MMO con densidad entre 1.13 - 1.37 g cm^{-3} y la MMO > 1.37 (densidad > 1.37 g cm^{-3}).

La materia orgánica fue separada en fracciones suspendiéndola en *Ludox*, un líquido denso formado por una dispersión coloidal acuosa de cristales de silicio. Las partículas de *Ludox* son inertes químicamente y resistentes al calor (Meijboom *et al.*, 1995). Se eligió *Ludox* para fraccionar la materia orgánica por no ser tóxico, por ser barato y porque el tiempo de separación de la materia orgánica en *Ludox* es corto (~ 10 min).

Para la separación de la MOS por densidad se utilizaron muestras de suelo frescas. Las muestras fueron tamizadas (tamaño de malla de 2 mm) y las raíces visibles fueron removidas manualmente. Antes del fraccionamiento cada muestra fue homogenizada en un garrafón plástico (1L) durante 3 min.

Análisis químicos

Determinación del contenido de carbono en el suelo y en sus fracciones

La concentración de C total del suelo sin fraccionar fue determinada mediante métodos automatizados. Las muestras fueron molidas previamente hasta que el suelo pasó por un tamiz de tamaño de malla de 150 μm . Posteriormente se determinó la concentración de C en ~ 1 g de suelo. Para la determinación de la concentración de C total en las fracciones obtenidas mediante la separación por densidad aproximadamente 5 g de cada muestra fueron molidos (en mortero de ágata) hasta pasar por un tamiz de tamaño de malla de 150 μm . Posteriormente se determinó la concentración de C mediante métodos automatizados por combustión seca.

Todos las determinaciones de la concentración de C realizadas al mantillo, al horizonte de fermentación, al suelo y sus fracciones se hicieron en un analizador automático (SHIMADZU 5000A).

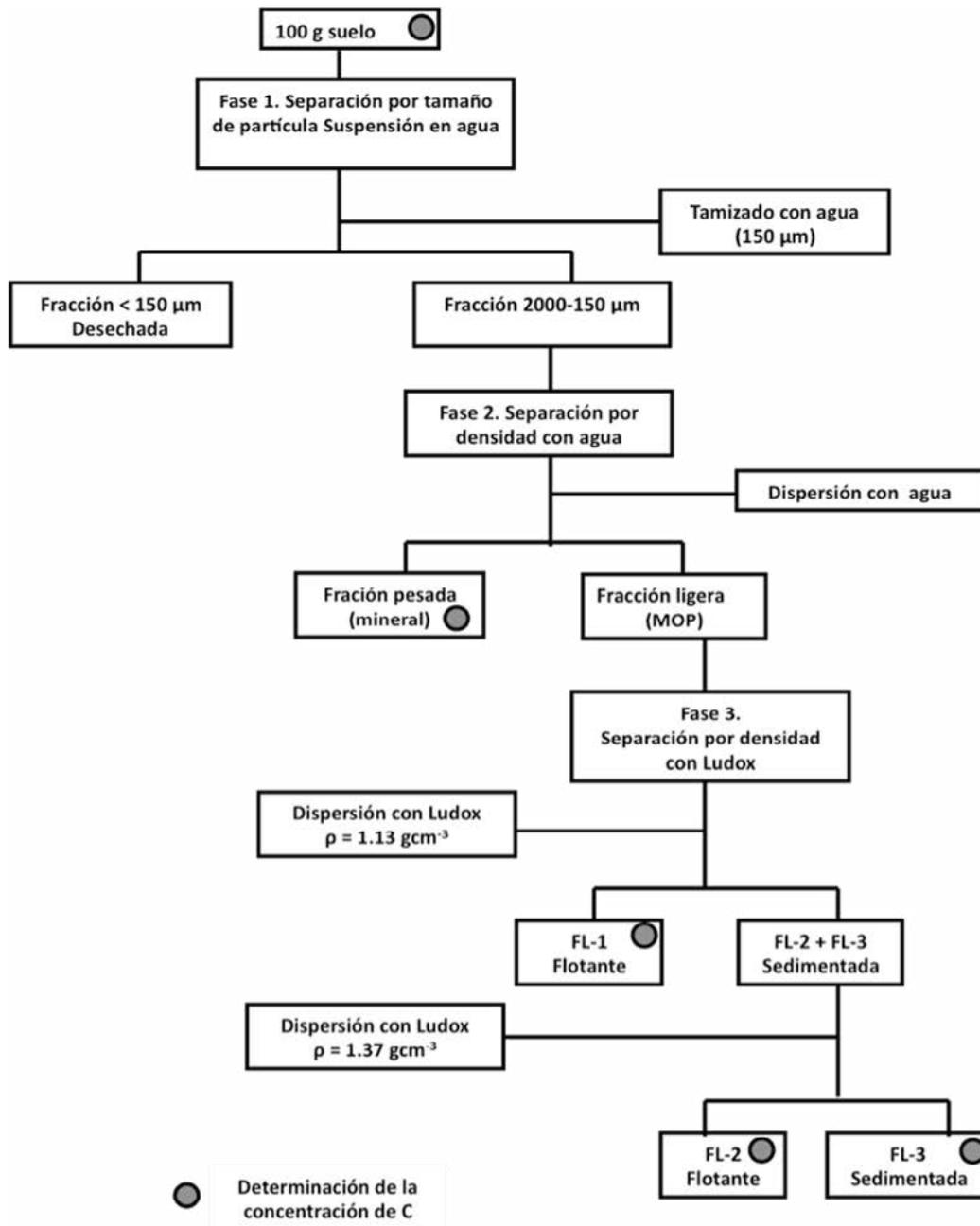


Figura 1. Fraccionamiento físico del suelo por tamaño de partícula y por diferencias en densidad (modificado de Meijboom *et al.* 1995).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El C contenido en la MMO de los suelos representa únicamente 10 % del C total en el suelo; sin embargo es relevante en términos de estabilización-desestabilización del C ya que a diferencia del C mineral, el C de la fracción orgánica es lábil (Wander, 2004). La MMO está compuesta por una gran variedad de sustancias orgánicas, lo que produce varias fracciones con distinto grado de degradabilidad (Meijboom *et al.*, 1994; Elliott y Cambardella, 1992). Los resultados del presente trabajo son consistentes con las investigaciones previas. Las relaciones MMO total/MMO < 1.13 y MMO total/ < 1.37 (suma de las fracciones MMO < 1.13 y MMO 1.13-1.37) tuvieron buenos ajustes ($R^2 = 0.88$ y 0.99). Sin embargo en la relación MMO total /MMO > 1.37 y en la

relación de las fracciones minerales no se observaron buenos ajustes con una R^2 de 0.18 y de 0.31, respectivamente. Estos resultados indicaron que las fracciones analizadas se pueden dividir en dos grupos de acuerdo a que probablemente tienen características fisicoquímicas similares; por un lado las fracciones orgánicas de menor densidad (< 1.13 y < 1.37) y por otro lado la fracción orgánica > 1.37 y las fracciones minerales. Estos resultados fueron observados en ambos tipos de ecosistemas, mostrando que esta relación se mantiene independientemente del clima y del uso del suelo (Figura 2 y 3).

Se ha documentado que en las fracciones menos densas de la MMO no hay asociaciones organominerales o son muy escasas (Christensen, 1992; Cambardella y Elliott, 1992), mientras que en la fracción más pesada (> 1.37) los residuos orgánicos ya han sido sujetos a resíntesis microbiana y pueden estar fuertemente unidos a una matriz mineral del suelo (Wagai *et al.*, 2008), lo que explica el bajo ajuste de la fracción orgánica más densa así como de la fracción mineral. Investigaciones previas (Álvarez *et al.*, 1998; Wander, 2004; Sahrkot *et al.*, 2008) han documentado que la MMO es un indicador sensible de cambios en el uso del suelo y del clima debido a su naturaleza lábil, mientras que las fracciones minerales son más estables a cambios y perturbaciones. Este trabajo muestra que únicamente las fracciones de la MMO con menor densidad son los indicadores más sensibles de los cambios, mientras que hay una fracción de la MMO que contiene los elementos orgánicos más densos y que no mostró una relación clara con los efectos de cambios en el uso del suelo ni con el clima.

BOSQUE TROPICAL CADUCIFOLIO

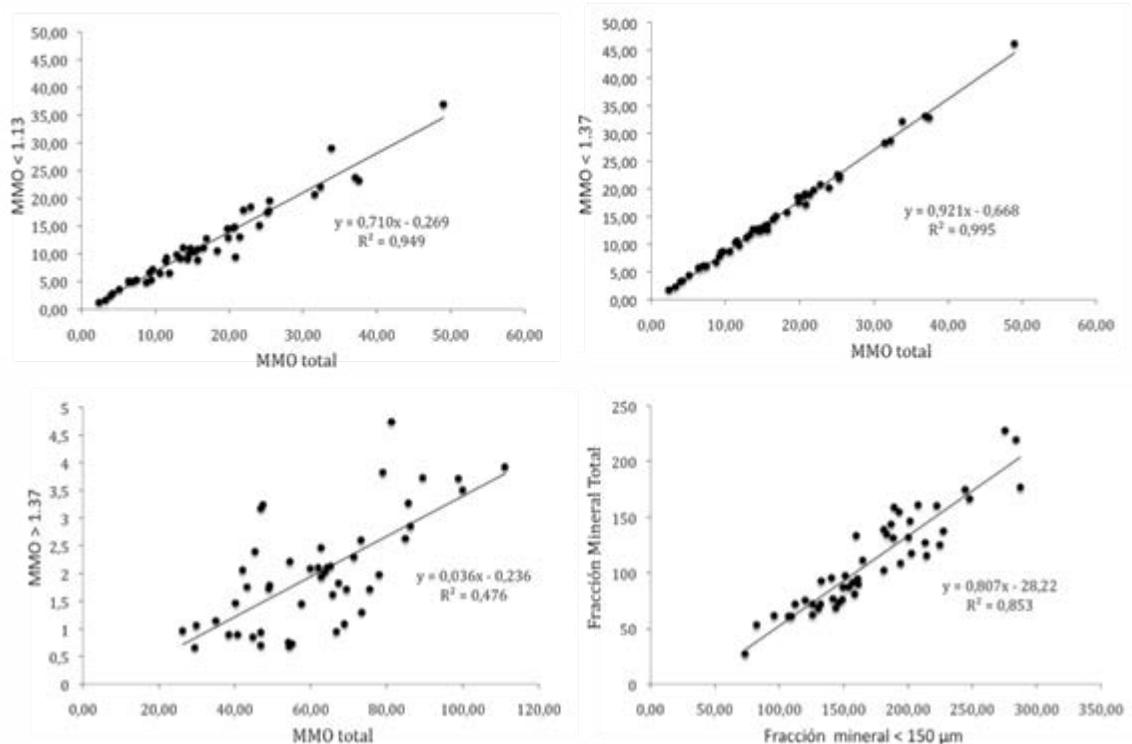


Figura 2. Contenido de C (g C kg suelo^{-1}) en fracciones orgánicas y minerales en suelo del bosque tropical caducifolio. MMO < 1.13: contenido de C asociado a la macro materia orgánica < 1.13 g cm^{-3} ; MMO total: contenido de C asociado a la macro materia orgánica total; MMO < 1.37: contenido de C asociado a la macro materia orgánica < 1.37 g cm^{-3} , MMO > 1.37: contenido de C asociado a la macro materia orgánica > 1.37 g cm^{-3} .

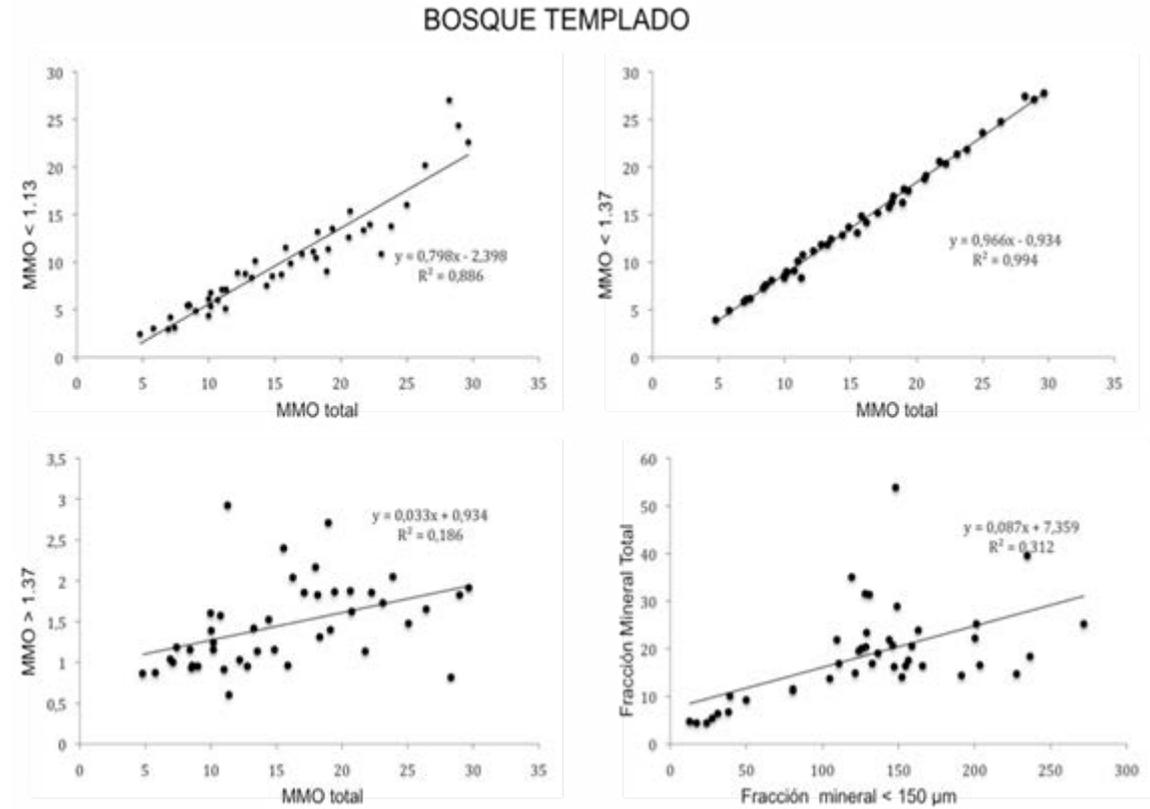


Figura 3. Contenido de C en fracciones orgánicas y minerales en suelo del bosque templado. MMO < 1.13: contenido de C asociado a la macro materia orgánica < 1.13 g cm⁻³; MMO total: contenido de C asociado a la macro materia orgánica total; MMO < 1.37: contenido de C asociado a la macro materia orgánica < 1.37 g cm⁻³, MMO > 1.37: contenido de C asociado a la macro materia orgánica > 1.37 g cm⁻³.

Cuando los datos correspondientes a la estación seca y a la estación de lluvias se analizaron por separado se encontraron diferencias marcadas entre tipos de ecosistemas (Figura 4 y 5). En el bosque tropical caducifolio el C contenido en la fracción < 1.13 fue dependiente del clima, mostrando buenos ajustes ($R^2 = 0.97$ y 0.95 en las estaciones seca y de lluvias, respectivamente). El contenido de C en la fracción < 1.37 tuvo una relación positiva con el contenido de C en la MMO, sin embargo no se pudieron observar diferencias entre estaciones mostrando la independencia del clima de esta fracción. La fracción > 1.37 no mostró relación con el contenido de C de la MMO ni con el clima. En contraste, en el caso del bosque templado las fracciones de la MMO menos densas no mostraron ningún efecto de la estacionalidad de las lluvias (aunque todas las fracciones orgánicas tuvieron buenos ajustes mostrando su relación positiva con el contenido de C en la MMO). Estos resultados mostraron que la fracción < 1.13 es un buen indicador de cambios derivados del clima ya que no se observaron cambios en el contenido de C de esta fracción en el bosque templado, donde la estacionalidad no es tan contrastante como en el caso del bosque tropical caducifolio.

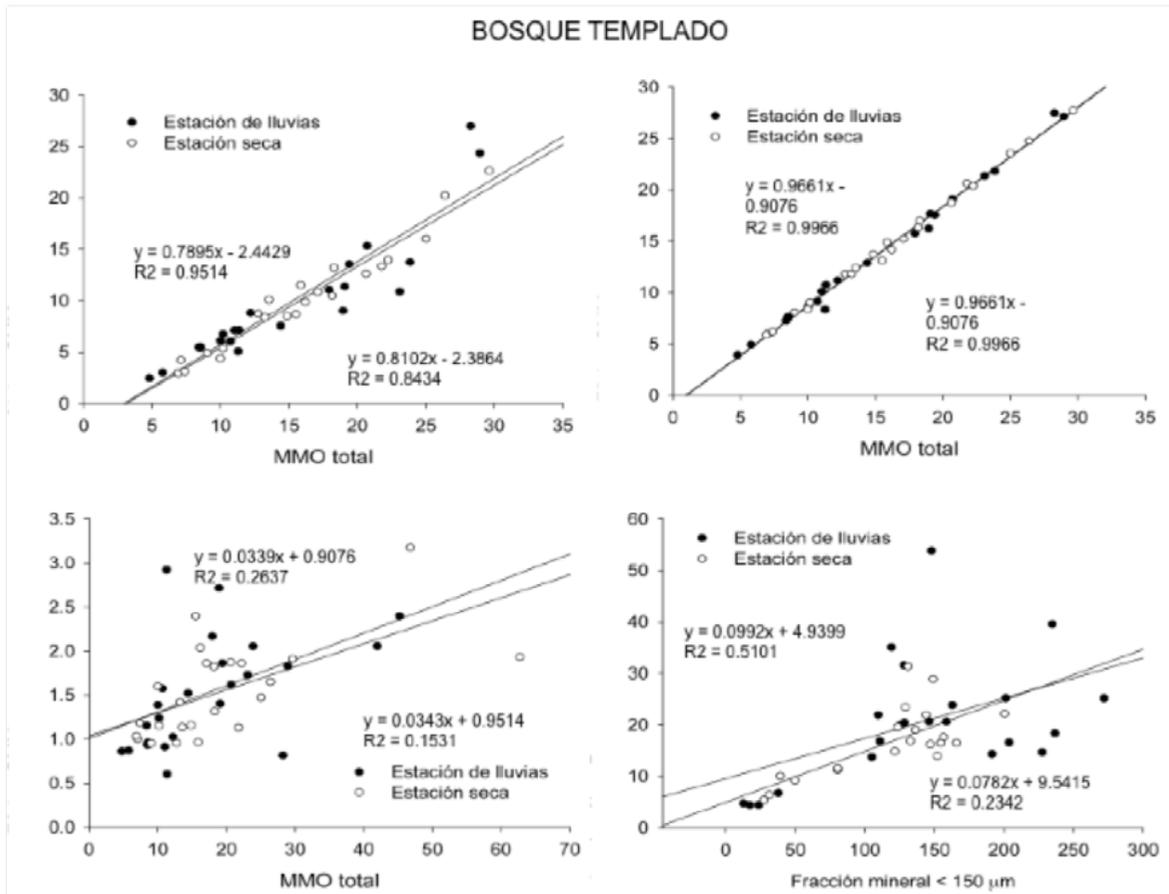


Figura 4. Contenido de C (g C kg suelo^{-1}) en fracciones orgánicas y minerales en suelo del bosque templado. MMO < 1.13: contenido de C asociado a la macro materia orgánica < 1.13 g cm^{-3} ; MMO total: contenido de C asociado a la macro materia orgánica total; MMO < 1.37: contenido de C asociado a la macro materia orgánica < 1.37 g cm^{-3} , MMO > 1.37: contenido

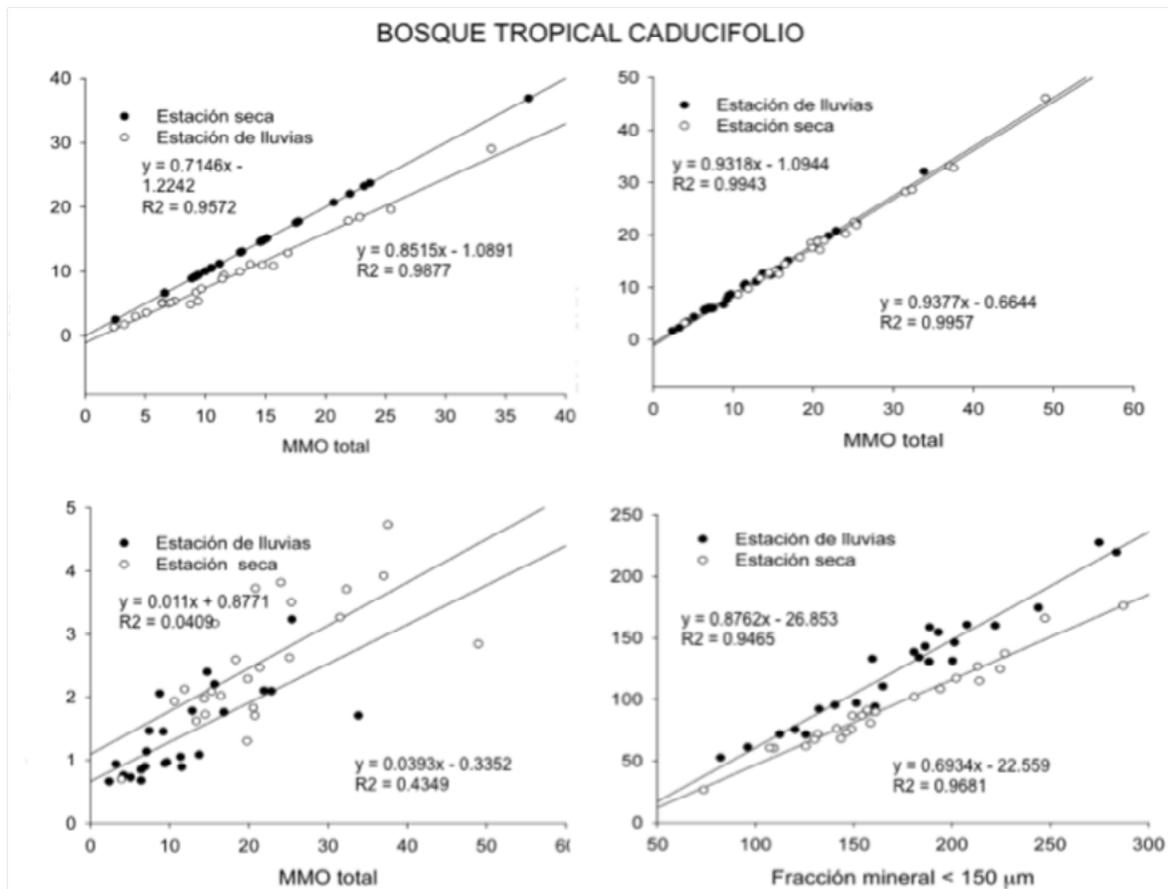


Figura 5. Contenido de C (g C kg suelo^{-1}) en fracciones orgánicas y minerales en suelo del bosque tropical caducifolio. MMO < 1.13: contenido de C asociado a la macro materia orgánica < 1.13 g cm^{-3} ; MMO total: contenido de C asociado a la macro materia orgánica total; MMO < 1.37: contenido de C asociado a la macro materia orgánica < 1.37 g cm^{-3} , MMO > 1.37: contenido de C asociado a la macro materia orgánica > 1.37 g cm^{-3}

CONCLUSIONES

El presente trabajo es relevante para el establecimiento de guías en el desarrollo de modelos de la distribución y movimiento del C en las fracciones orgánicas y minerales del suelo. Se ha documentado extensivamente que a MMO es un buen indicador de cambios derivados del manejo y del clima y de acuerdo con estos resultados los modelos frecuentemente consideran a la MMO como una entidad lábil y cambiante. Los resultados mostraron que la fracción menos densa de la MMO es la fracción indicadora de cambios y que la MMO tiene una fracción densa con características similares a la fracción mineral del suelo que podría enmascarar los cambios derivados del manejo y del clima. Con base en los resultados de este trabajo la propuesta es considerar como entidad cambiante y dinámica (y por lo tanto indicadora de cambios del clima y del manejo) a la fracción menos densa de la MMO.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez, C. R., R. Alvarez, M. S. Grigera, R. S. Lavado. 1998 Associations between organic matter fractions and the active soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 6: 767-773.
- Balesdent, J., E. Besnard, S. Arrouays, C. Cheng. 1998 The dynamics of carbon in particle-size fractions of soils in a forest-cultivation sequence. *Plant and Soil* 201: 49-57.
- Bautista, A. 2001 Indicadores de la calidad del suelo en tres cronosecuencias de bosque mesófilo, Sierra Norte, Oaxaca. Tesis de Maestría. Colegio de Posgraduados.

- Bautista, A., J. D. Etchevers, R. F. del Castillo, C. Gutiérrez. 2004 La calidad del suelo y sus indicadores. *Ecosistemas* 13: 90-97.
- Cambardella, C. A., E. T. Elliott. 1993 Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* 57: 1071-76.
- Carter, M. R. 1996 Analysis of soil organic matter storage in agroecosystems. p. 3-14. *In* Carter, M. R., B. A. Stewart (ed). *Structure and organic matter storage in agricultural soils*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, FL
- Christensen, B. T. 1992 Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances in Soil Science* 20:1-90.
- Christensen, B. T. 1992 Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science* 52: 345-353.
- Crow, E. E., C. W. Swanston, K. Lajtha, R. Brooks, H. Keirstead. 2007 Density fractionation of forest soils: methodological questions and interpretation of incubation results and turnover time in an ecosystem context. *Biogeochemistry* 85: 69-90.
- Cuevas, R. M. 2010 Dinámica de la fracción activa de la materia orgánica del suelo en bosques tropicales estacionalmente secos a lo largo de un régimen de humedad. Posgrado en Ciencias Biológicas, Maestría en Ciencias Biológicas (Biología Ambiental), Universidad Nacional Autónoma de México.
- Gregorich, E. G., H. H. Janzen. 1996 Storage of soil carbon in the light fraction and macroorganic matter. p. 167-192. *In* Carter, M. R., B. A. Stewart (ed). *Structure and organic matter storage in agricultural soils*. Adv Soil Sci CRC Press, Boca Raton, FL
- Loveland, P., J. Webb. 2003 Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil and Tillage Research* 70: 1-18.
- Marschner, B., S. Brodowski, A. Dreves, G. Gleixner, A. Gude, P. M. Grootes, U. Hamer, A. Heim, G. Jandl, R. Ji, K. Kaiser, K. Kalbitz, C. Kramer, P. Leinweber, J. Rethemeyer, A. Schäffer, M. W. I. Schmidt, L. Schwark, G. B. L. Wiesenberg. 2008 How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171: 91-110.
- Meijboom, F. W., J. Hassink, M. Van Noordwijk. 1995 Density fractionation of soil macroorganic matter using silica suspensions *Soil Biology and Biochemistry* 27: 1109-1111.
- Mirsky, S. B., L. E. Lanyon, A. B. Needelman. 2005 Evaluating Soil Management Using Particulate and Chemically Labile Soil Organic Matter Fractions. *Soil Science Society of America Journal* 72: 180-185.
- Parton, W. J., D. S. Ojima, C. V. O. N. Cole, D. S. Schimel. 1994 A general model for soil organic matter dynamics: sensitivity to litter chemistry, texture and management. *En*: Bryant RB, Arnold R W *Quantitative modeling of soil forming processes*. Soil Science Society of America Special Pub 39, SSSA, Madison, WI, pp. 147-167
- Sarkhot, D. V., E. J. Jokela, N. B. Comerford. 2008 Surface soil carbon size-density fractions altered by loblolly pine families and forest management intensity for a Spodosol in the southeastern US. *Plant and Soil* 307: 99-111.
- Stewart, C. E., K. Paustian, R. T. Conant, A. F. Plante, J. Six. 2007 Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. *Biogeochemistry* 86: 19-31.
- von Lützow, M., I. Kögel-Knabner, K. Ekschmitt, H. Flessac, G. Guggenberger, E. Matzner, B. Marschner. 2007 Review. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 2183-220.
- Wander, M. 2004 Soil Organic Matter Fractions and their Relevance to Soil Function. *En*: Magdoff F, Weil RR. *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*. CRC Press. Boca Raton, Florida. USA. 398 p.p

ESTIMACIÓN DE LA BIOMASA EN *Quercus rugosa* Y *Quercus laurina* EN EL CENTRO DE MÉXICO

Acosta-Mireles M.^{1*}, Carrillo- Anzures F.¹ y González-Molina L.¹

¹Instituto Nacional de Investigación Forestales Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Valle de México, México

* Autor responsable: acosta.miguel@inifap.gob.mx; Km 13.5 Carretera Los Reyes-Texcoco, Coatlinchán, Edo. México, México, CP 56250; 921 2657 Ext. 162

RESUMEN

Se generaron dos ecuaciones alométricas para determinar la biomasa en dos especies de encino (*Quercus laurina* y *Quercus rugosa*) las cuales crecen en los bosques naturales del ejido San Pablo Ixayo, en el Municipio de Texcoco, Estado de México.

PALABRAS CLAVE

Biomasa, encino, bosque natural

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, el número de moléculas de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera ha aumentado dramáticamente a consecuencias de la actividad antropogénicas, que generan bióxido de carbono, metano, óxido nitroso y otros gases denominados de efecto invernadero, además del uso de gases en los procesos de enfriamiento, entre ellos los clorofluorocarbonos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron, midieron, derribaron y pesaron 18 árboles de *Quercus rugosa* y 18 árboles de *Quercus laurina* de diferentes tamaños. El promedio del DN para *Quercus rugosa* fue de 19.77 cm y 8.94 m de altura total; mientras que el promedio del DN para *Quercus laurina* fue de 17.83 cm y 10.50 m de altura total. En campo los árboles fueron derribados y pesados separando sus partes en tronco, ramas y follaje. De cada una de esas partes se tomaron muestras y una vez que se pesaron en campo, fueron llevadas al laboratorio para secarlas a peso constante para determinar su contenido de humedad. Ese mismo parámetro de humedad se utilizó para aplicarlo al material que quedó en el campo.

Con esa información se determinaron dos ecuaciones alométricas de acuerdo a las dimensiones de los árboles y al contenido de biomasa de cada uno (Acosta, *et al.*, 2002).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con la información de la biomasa por árbol y sus dimensiones se determinó la ecuación alométrica para cada especie y los resultados fueron los siguientes: para *Quercus rugosa* se obtuvo la ecuación $B=0.025*DN^{2.7604}$ con una $r^2=0.9792$; mientras que para *Quercus laurina* la ecuación resultante fue $B=0.0286*DN^{2.7339}$ con una $r^2=0.9622$, para ambos modelos, en donde DN=diámetro normal (cm) y B=Biomasa (Kg). Si se pretende estimar la cantidad de carbono que contiene cada árbol con una determinada dimensión en su DN, la cantidad de biomasa que proporciona el modelo, se multiplica por 0.5 y se tiene una estimación aproximada de la cantidad de carbono que tiene ese árbol; si se realiza la medición en un sitio de muestreo de una determinada superficie (el más

común es de 1000 m²) con solo sumar la cantidad de carbono que contiene cada árbol se puede hacer una estimación aproximada de la cantidad de carbono que un bosque contenga por ha.

CONCLUSIONES

Se generaron dos ecuaciones alométricas para determinar la biomasa en dos especies de encino que crecen en bosques naturales en el ejido de San pablo Izayo: *Quercus rugosa* y *Quercus laurina*, para ambos modelos se obtuvo una r² superior a 0.96.

BIBLIOGRAFÍA

Acosta M. M., Vargas H., J., Velázquez M., A. y Etchevers B. J. D. 2002. Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México. *Agrociencia* 36 (6):725-736.

ATLAS DE SUELOS DE LATINOAMERICA Y EL CARIBE: UN INSTRUMENTO DE COMUNICACIÓN ENTRE SOCIEDAD, CIENCIA Y GOBIERNO SOBRE LA IMPORTANCIA DEL SUELO Y SU RELACIÓN CON EL CAMBIO CLIMÁTICO

Cruz Carlos^{1*}, Montanarella Luca², Jones Arwyn² y Gardi Ciro²

¹ INEGI

² JRC

Autor responsable: omar.cruz@yahoo.com.mx. Paseo Benedito XVI 206 int. 4 Fracc San Gerardo CP 20316. Aguascalientes, Aguascalientes, México.

RESUMEN

El Atlas de Suelos de Latinoamérica y el Caribe es una iniciativa enmarcada en el Programa EUROCLIMA el cual busca fomentar la cooperación entre América Latina y los países del Caribe con la Unión Europea para contribuir a los objetivos del Milenio y en sus políticas de desarrollo sostenible. Para lograr su objetivo el comité editorial del Atlas ha integrado un equipo de expertos regionales que sintetizan y difunden la información existente sobre el suelo a través de mapas, gráficos y textos que describen de manera sencilla la relación del suelo con el cambio climático y otros fenómenos de interés mundial a través de una base cartográfica común. Este Atlas es coordinado por el Join Research Centre (JRC) del Institute for Environment and Sustainability de la Comisión Técnica Europea y estará disponible para su consulta pública en el transcurso de 2013.

PALABRAS CLAVE

Atlas, Suelos, JRC

INTRODUCCIÓN

En la V Cumbre de la Unión Europea y los países de Latinoamérica y el Caribe, efectuada en mayo de 2008, se firmó la Declaración de Lima, en la que se establecía el desarrollo sostenible (medio ambiente, cambio climático y energía), como uno de los temas clave para la cooperación biregional, y se identificaba el Programa EUROCLIMA como uno de los instrumentos para fortalecer esta lucha conjunta contra el desafío del calentamiento global.

El Atlas es uno de los resultados del programa EUROCLIMA, el cual hace hincapié en el cambio climático y tiene como objetivo unificar la información sobre los diferentes tipos de suelos mediante mapas legibles, textos sencillos, fotografías y gráficos de alta calidad. Los mapas de suelos presentados en el Atlas se fundamentan en la base de datos SOTER 1:5,000,000, actualizada y validada en función de la información proporcionada por los países de América Latina y el Caribe. En el caso de México las escalas de representación son 1:3,000,000 (Figura 1) y 1:250,000. Una sección concreta está dedicada a la participación de los grupos étnicos en el conocimiento científico de los suelos (Etnopedología).

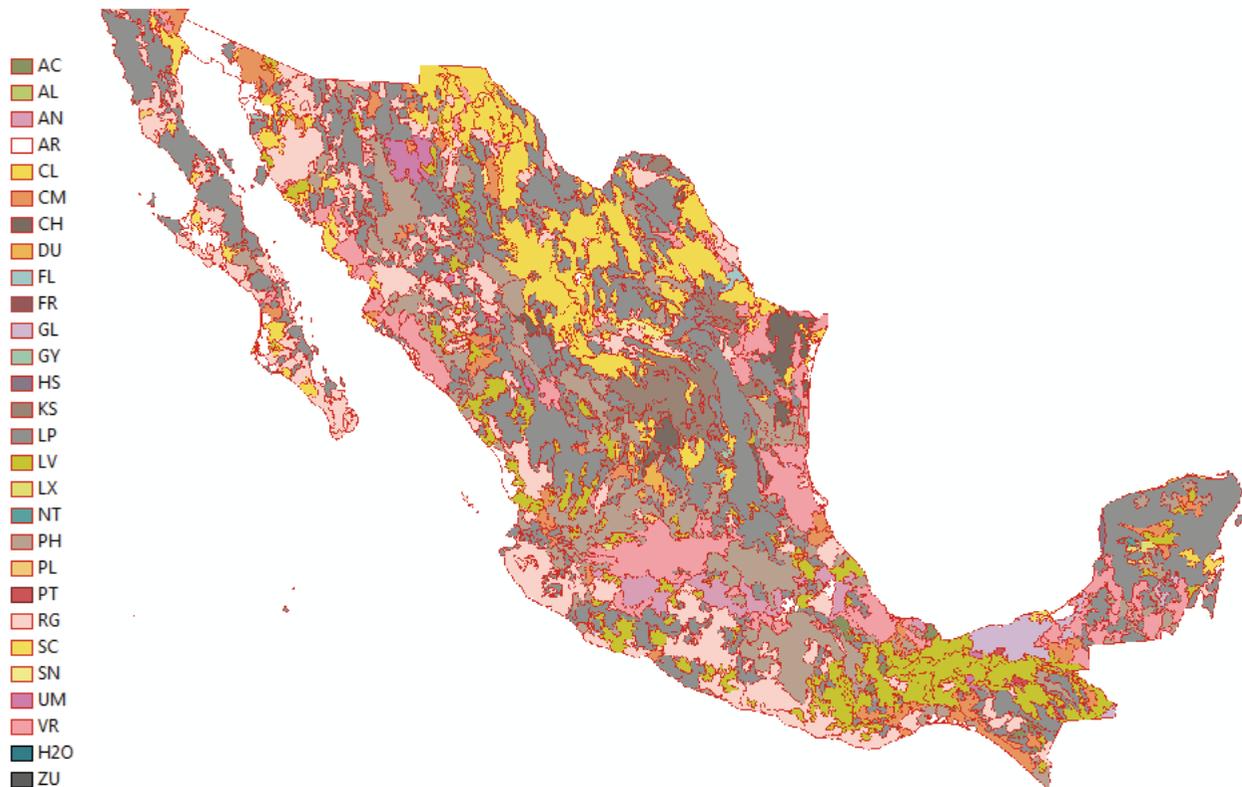


Figura 1. Mapa de suelos de la República Mexicana 1:3,000,000. Fuente: Atlas de Suelos de Latinoamérica y el Caribe, derivado de un proceso de generalización del Mapa de Suelos 1:250,000. INEGI, 2007.

MATERIALES Y MÉTODOS

Panel de expertos en génesis, morfología, taxonomía, fertilidad, cartografía, monitoreo, enseñanza, gestión y comunicación del recurso suelo.

Recopilación e integración cartográfica.

Análisis de datos y síntesis documental.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

América Latina emite actualmente un total de 3.9Tg de GEI cada año que corresponde al 3.77% de las emisiones del planeta. La emisión anual por habitante es de 1.96 tonC, tres veces menor que la emisión promedio del habitante en Estados Unidos, pero se estima que en 30 años el consumo energético será similar al de los países desarrollados. De acuerdo con el Fourth Assessment Report (AR4) del IPCC la temperatura media superficial de la tierra se ha incrementado 0.74°C en los últimos 140 años (1860-2000) (Figura 2). En los últimos 40 años las regiones con mayor aumento en su temperatura media han sido Brasil y el norte de México (Figura 3).

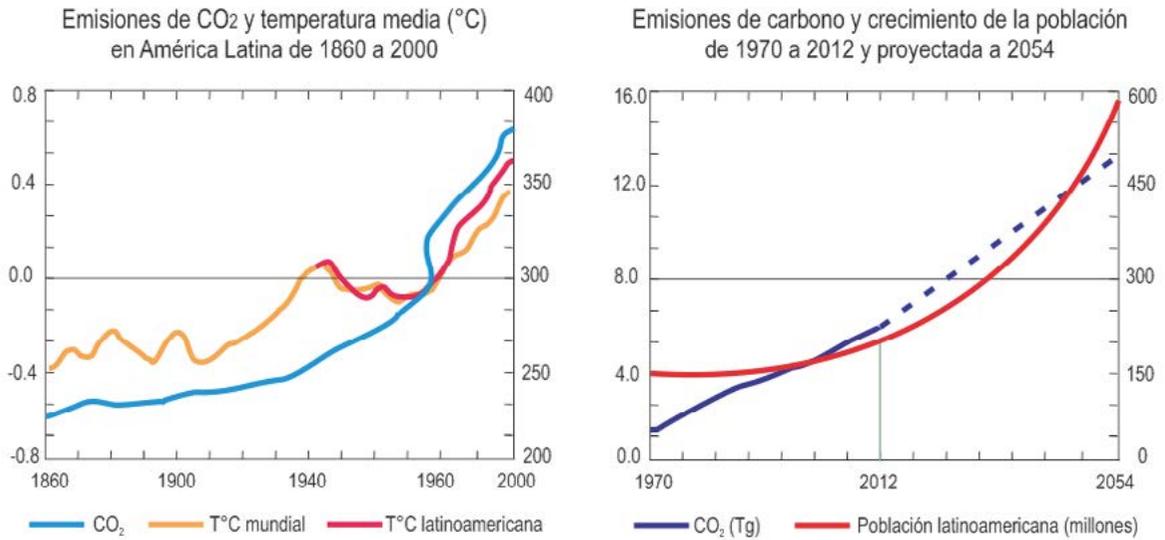


Figura 2. Evolución de las emisiones de carbono frente al aumento de la temperatura media y el crecimiento poblacional en América Latina.

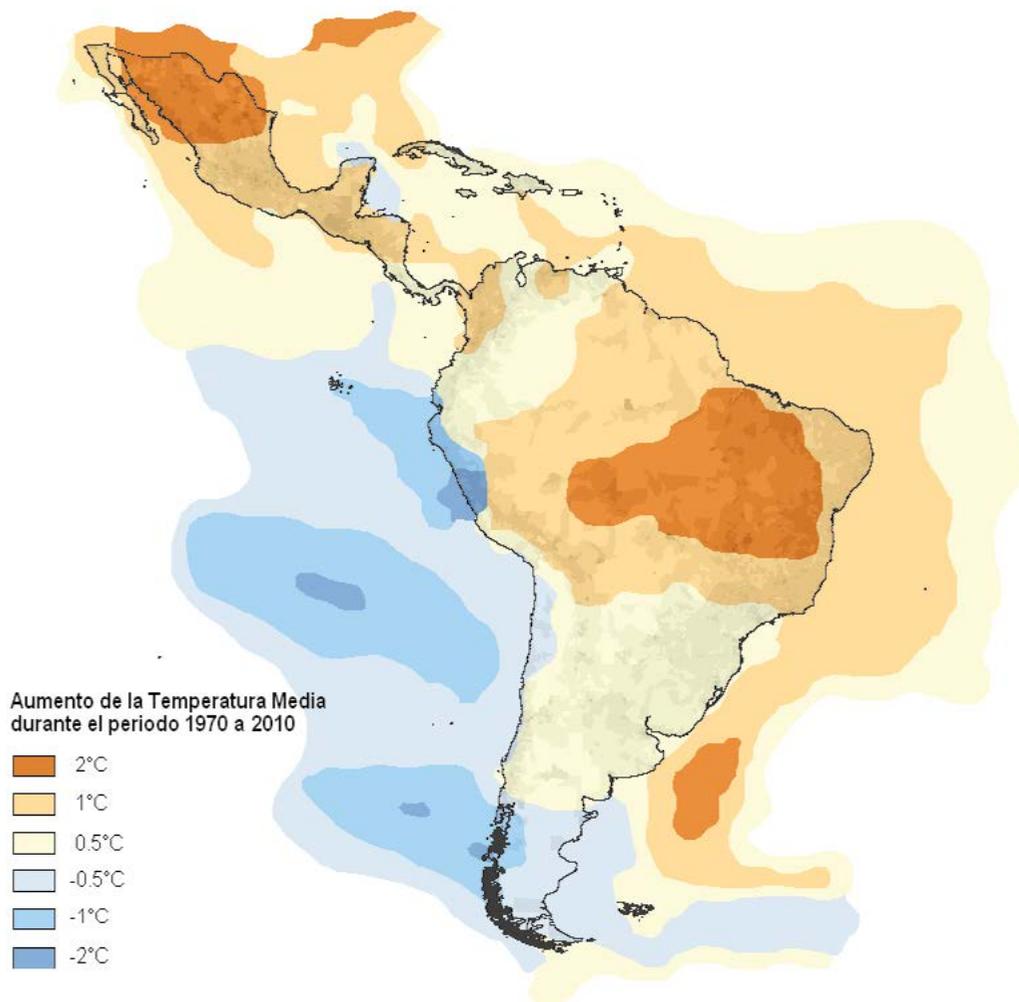


Figura 3. Aumento de la temperatura media en la superficie de América Latina de 1970 a 2010.

Los gases más importantes en el monitoreo de los países adscritos a la Convención Marco de Naciones Unidas son el dióxido de carbono, metano y el óxido nitroso.

El Dióxido de carbono (CO₂) se produce principalmente por la quema de combustibles fósiles, la erosión del suelo y por la deforestación al exponer la hojarasca y el humus directamente al calor del sol. En América Latina los países con más emisiones netas de CO₂ son Brasil, México y Argentina y los países con mayor emisión por habitante son Brasil, Bolivia y Venezuela. Existen países como Perú, Bolivia, Cuba, Costa Rica y la República Dominicana donde el suelo es el eje principal de las actividades con mayor emisión de gases de efecto invernadero: la agricultura y el cambio de uso de la tierra. Otros países relativamente más industrializados como México, Brasil y Venezuela tienen en la generación de energía y la industria sus fuentes principales de emisión (Figura 4).

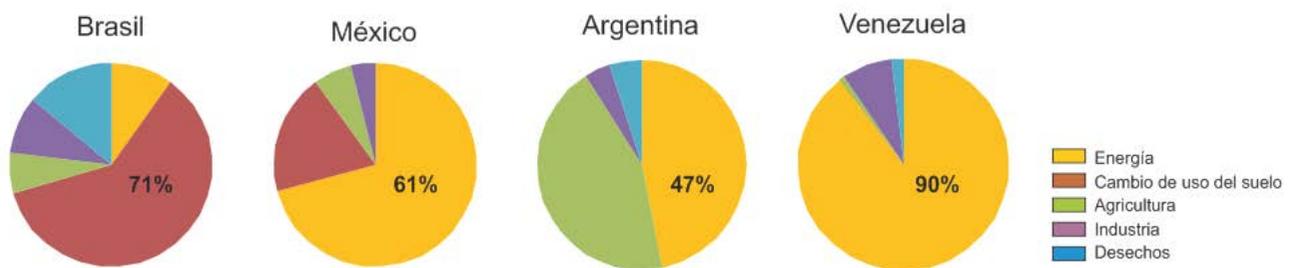


Figura 4. Emisión de GEI por sector de emisión en cuatro países latinoamericanos seleccionados con diferente perfil en su consumo energético.

Brasil pierde más de dos y medio millones de hectáreas de bosque al año, más que ningún país en el mundo. El cambio de uso de suelo en el Amazonas genera el 51.5% de las emisiones de GEI en este país. Le sigue en magnitud de daños México con cerca de un millón de hectáreas de bosque devastadas al año y después Perú con 400 mil. Argentina y la Mata Atlántica en Brasil son otros casos relevantes donde 70% del bosque ya desapareció (Figura 5).

Los programas oficiales e iniciativas empresariales o civiles con fines de restauración ambiental se orientan en su mayoría a proteger o ampliar los bosques y en menor medida a proteger al suelo. En cualquier caso América Latina tiene aún un gran desequilibrio entre las acciones positivas y negativas. Fuentes oficiales registran que por cada 8 hectáreas deforestadas solo una es reforestada. Si consideramos los valores más extremos observamos que Brasil y México tienen la proporción más preocupante, 40 has deforestadas por cada 1 reforestada frente a países más pequeños pero con mejores políticas de conservación como Cuba, Guatemala o Costa Rica donde la proporción disminuye hasta 3 hectáreas deforestadas por cada hectárea en reforestación.



Figura 5. Factores antropogénicos de emisión o absorción de gases de efecto invernadero en el suelo.

El cambio climático afectará directamente al suelo por las modificaciones al patrón de lluvias y una creciente evapotranspiración que generará un clima más extremo y condiciones más propicias para extender la degradación del suelo y su desertificación. Las zonas con mayor erosión recibirán mayor frecuencia de granizadas y lluvias torrenciales como los valles interandinos de Bolivia, principalmente en las zonas con intenso pisoteo de ovinos o bovinos situados en pendientes favorables para el mayor escurrimiento superficial como es el caso de Neuquén, Chubut y Río Negro para el caso de Argentina (Figura 6). Otras regiones con intensa erosión por cambios en el uso del suelo se encuentran en las selvas y sierras del Perú, con foco de atención especial en Mollebomba. Los deslaves son también una forma de erosión masiva que representa un alto riesgo natural por la

magnitud de sus daños. En México, Guatemala, Perú y Bolivia han ocurrido más de mil decesos por esta causa en los últimos diez años.

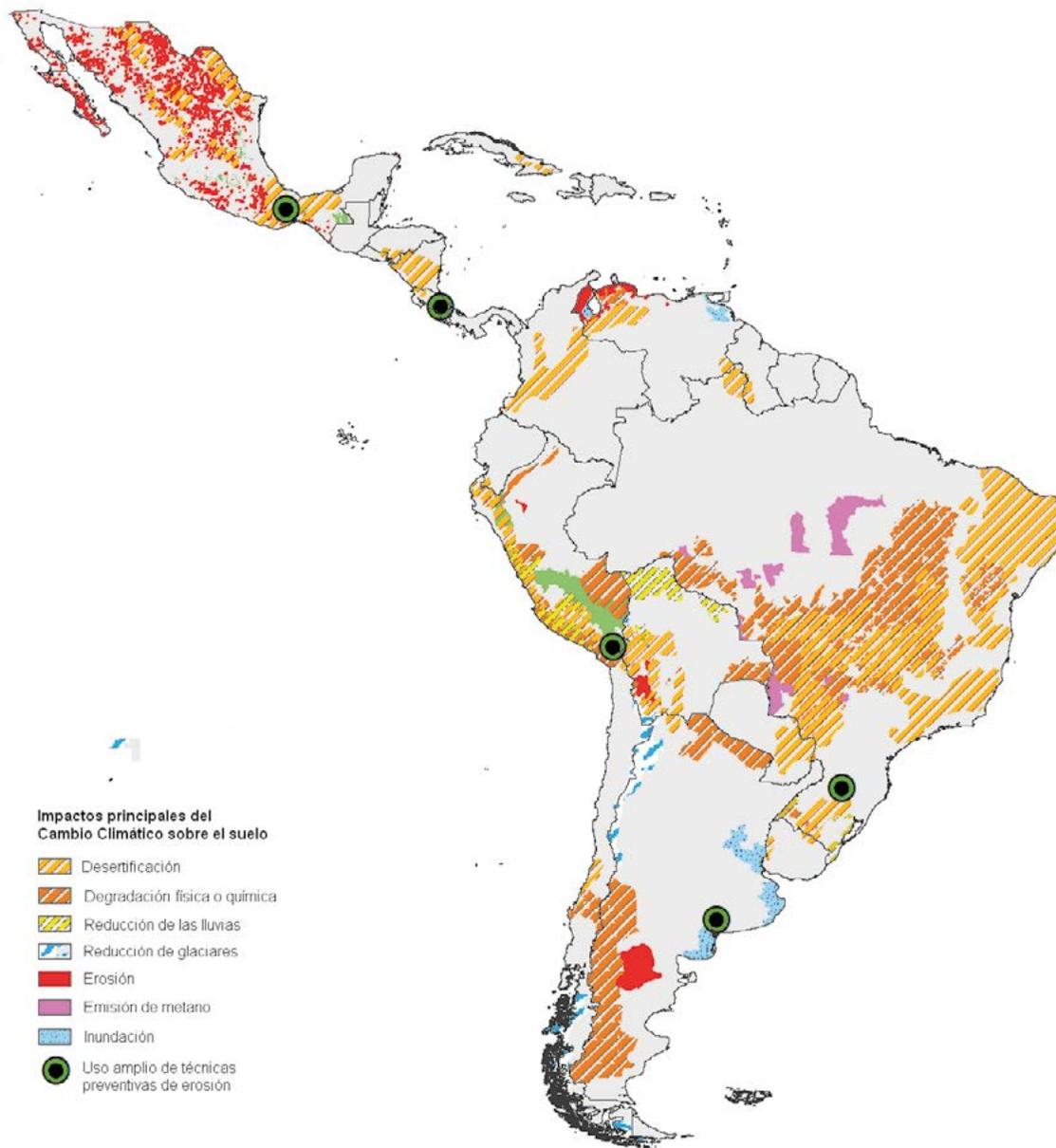


Figura 6. Impactos principales del cambio climático sobre el suelo de América Latina.

CONCLUSIONES

¿Qué debemos hacer? Sabemos que las emisiones de CO₂ aumentarán entre 55 y 70% entre 2012 y 2030. Por ello es necesario incrementar la eficiencia energética, detener la deforestación, sobrepastoreo, el uso excesivo de fertilizantes y disminuir la erosión debido a que el suelo es por ahora el único recurso para el almacén terrestre de CO₂ capturado. Se pueden observar diversas formas en las que el cambio climático provoca la degradación del suelo: reducción de glaciares, erosión y compactación del suelo, deslaves, inundaciones y mineralización de la materia orgánica.

¿Cuál será el costo de las políticas climáticas en Latinoamérica para controlar las emisiones de gas con miras a disminuir el efecto invernadero? Esta respuesta no depende de asuntos técnicos solamente, en realidad depende



más del estado de la confrontación política entre adversarios y partidarios de los protocolos y cumbres mundiales.

AGRADECIMIENTOS

A todos los colaboradores de cada país que buscamos publicar nuestro punto de vista como profesionales del suelo de temas tan profundos como cambio climático y el desarrollo sostenible. A los organizadores del Simposio por su apoyo en la difusión del Atlas.



PM
Programa Mexicano del Carbono