

CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO EN EL SUELO BAJO DIFERENTES CONDICIONES FORESTALES: RESERVA DE LA BIOSFERA MARIPOSA MONARCA, MÉXICO

SOIL ORGANIC CARBON CONTENT UNDER DIFFERENT FOREST CONDITIONS:
MONARCH BUTTERFLY BIOSPHERE RESERVE, MEXICO

Silvia Pérez-Ramírez; M. Isabel Ramírez*;
Pablo F. Jaramillo-López; Francisco Bautista

Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México.

Antigua carretera a Pátzcuaro, núm. 8701. C. P. 58190. Morelia, Michoacán, México.

Correo-e: isabelrr@ciga.unam.mx (*Autor para correspondencia).

RESUMEN

Anivel mundial, el suelo almacena dos veces más carbono que la atmósfera y casi el doble de la cantidad almacenada en la vegetación. La capacidad de almacenamiento de carbono de los suelos depende de sus propiedades y usos. El objetivo del presente trabajo fue analizar el contenido de carbono orgánico del suelo (COS), bajo diferentes condiciones forestales dentro de la Reserva de la Biósfera Mariposa Monarca en México. Para ello se definieron seis grupos de muestreo, basándose en tres condiciones del arbolado (conservado, aprovechado y perturbado) y dos tipos de vegetación (oyamel y pino-encino). Para cada grupo se calculó el contenido de carbono en cuatro perfiles de suelo completos (N=24), comenzando en el horizonte A. Los resultados muestran diferencias en el contenido de COS en suelos que se encuentran bajo diferentes tipos de vegetación y condiciones del arbolado. Los rodales de oyamel conservado tienen en promedio 153 MgC·ha⁻¹ de COS, mientras que los aprovechados y perturbados tienen 95 y 125 MgC·ha⁻¹, respectivamente. Los resultados muestran que el promedio de COS en bosques conservados de pino-encino es de 103 MgC·ha⁻¹, mientras que los aprovechados y perturbados tienen 39 y 13 MgC·ha⁻¹, respectivamente. Los bosques conservados almacenan entre 40-80 % del COS en los horizontes A del suelo. El contenido de COS debería ser considerado para determinar el impacto del manejo forestal o de cualquier otra política de conservación.

PALABRAS CLAVE: Carbono del suelo, degradación del suelo, perturbación forestal, aprovechamiento forestal, hábitat de la mariposa monarca.

ABSTRACT

Globally, the soil stores twice as much carbon as the atmosphere and nearly twice the amount stored in vegetation. Carbon storing capacity of the soil depends on its properties and land use. The aim of this study was to analyze the soil organic carbon content under different forest conditions within mountainous forests of the Monarch Butterfly Reserve in Mexico. We defined six sampling groups based on three forest conditions (conserved, harvested and disturbed) and two vegetation types (sacred fir and pine-oak). We calculated the carbon stock of four complete soil profiles in each group (N=24), starting with the A horizon. Results show differences in SOC content in soils under different forest types and forest conditions. Conserved sacred fir stands have an average SOC of 153 MgC·ha⁻¹, while harvested and disturbed stands have 95 and 125 MgC·ha⁻¹, respectively. In the pine-oak forests, average SOC content of conserved stands is 103 MgC·ha⁻¹, while harvested and disturbed stands are 39 and 13 MgC·ha⁻¹, respectively. Conserved forests hold 40-80 % of SOC within the A horizons. Therefore, SOC content should be taken into consideration when assessing the impact of forest management or any other forest conservation policy.

KEYWORDS: Soil carbon, soil degradation, forest disturbance, forest harvesting, monarch butterfly habitat.



Recibido: 25 de junio de 2012
Aceptado: 05 de marzo de 2013
doi: 10.5154/r.rchscfa.2012.06.042
<http://www.chapingo.mx/revistas>

INTRODUCCIÓN

El suelo es un importante almacén de carbono (C). A nivel mundial, el suelo almacena aproximadamente 1,500 Pg, lo cual es el doble de lo que almacena la atmósfera (750 Pg) y casi el doble de la cantidad almacenada en la vegetación (650 Pg) (Batjes, 1996; Robert, 2001). La captura y retención de carbono en el suelo depende de factores definidos, limitantes o reductores. Los factores definidos se refieren al origen del material parental, las características geomorfológicas (pendiente y orientación de ladera) y a la composición mineral del suelo. Estas características están asociadas con la textura, profundidad, densidad aparente, fragmentos de roca, drenaje y grado de erodabilidad (Fisher, 2000; Lal, 2005a; Robert, 2001). Los factores limitantes son la producción primaria neta, la composición del bosque y el clima (temperatura y humedad); mientras que los factores reductores incluyen la erosión, deforestación y uso del suelo, los cuales pueden disminuir la acumulación de carbono en el suelo (Fisher, 2000).

Las buenas prácticas de manejo forestal juegan un papel muy importante en la cantidad y calidad de la materia orgánica del suelo, en las velocidades de descomposición y en los procesos de estabilización del carbono orgánico del suelo (COS), (Broadmeadow & Matthews, 2003; John, Yamashita, Ludwig, & Flessa, 2005; Robert, 2001). Por esta razón, el manejo forestal sustentable es visto como una estrategia importante en la restauración y preservación de las reservas de carbono en el suelo y en la vegetación, además de proporcionar otros beneficios ambientales, económicos y sociales (Angelsen et al., 2010; Chhatre & Agrawal, 2009; Klooster & Masera, 2000).

La deforestación y la degradación forestal reducen la cantidad de carbono en el suelo. Después que se elimina la vegetación leñosa, se interrumpe el ciclo en el que la vegetación aporta la materia orgánica que luego será absorbida por el suelo. Además, estos procesos provocan que la superficie del suelo quede expuesta, facilitando la erosión y la oxidación de los componentes orgánicos. Esto libera CO₂ a la atmósfera, convirtiendo al suelo en un emisor de CO₂ en lugar de un sumidero (Bedard-Haughn et al., 2006; Robert, 2001).

Diversos autores han estudiado los efectos de las prácticas de manejo forestal en la dinámica del C del suelo (Hoover, 2011; Jandl et al., 2007; Johnson & Curtis, 2001; Lal, 2005b; Yanai, Currie, & Goodale, 2003). Algunos de estos trabajos explican que, generalmente, hay mayor potencial de almacenamiento de COS cuando se siguen programas de manejo en los que se mantiene la cubierta forestal y se simula un comportamiento natural del bosque (Thornley & Cannell, 2000). En varios casos, estos programas toman en cuenta el principio de la cubierta forestal arriba mencionado y prohíben la tala a matarrasa, la cual, por lo general, conduce a la disminución del contenido de nutrientes en el suelo del bosque (Covington, 1981). Los programas de manejo forestal basados en el

INTRODUCTION

The soil is an important carbon (C) reservoir. At global scale, it stores approximately 1500 Pg, which is twice as much carbon as the atmosphere holds (750 Pg) and close to twice the amount stored in vegetation (650 Pg) (Batjes, 1996; Robert, 2001). Carbon capture and storage in soils depend on factors that fall under three categories: defined, limiting and reducing. Defined factors refer to the parent material, geomorphologic traits (slope and hill exposure) and mineral composition of the soil. These characteristics are associated with texture, depth, bulk density, rock fraction, drainage, and degree of erodibility (Robert, 2001; Fisher, 2000; Lal, 2005a). Limiting factors are net primary production, forest composition and weather (temperature and rainfall); while reducing factors include erosion, deforestation and soil management, which can decrease carbon input to soils (Fisher, 2000).

Concomitantly with these categories, forest management practices play a key role in the quantity and quality of soil organic matter, decomposition rates and SOC stabilization processes (Robert, 2001; Broadmeadow & Matthews, 2003; John et al., 2005). For this reason, sustainable forest management, among other environmental, economical and social benefits, is seen as an important strategy aimed at restoring and preserving C reservoirs in soil and vegetation (Angelsen et al., 2010; Chhatre & Agrawal, 2009; Klooster & Masera, 2000).

Deforestation and forest degradation reduce the amount of C in the soil because after the woody vegetation is eliminated, the cycle in which organic matter is supplied by the vegetation and absorbed by the soil is interrupted. Moreover, during these processes, soil surface is exposed, the soil is eroded and the oxidation of organic residues releases CO₂, turning the soil into a source of CO₂ instead of a sink (Bedard-Haughn et al., 2006; Robert, 2001).

The effects of forest management practices on soil C dynamics have been detailed and studied by several authors (Hoover, 2011; Jandl et al., 2007; Johnson & Curtis, 2001; Lal, 2005b; Yanai, Currie, & Goodale, 2003). Management programs where forest cover is maintained and resemble natural forest behavior, usually promote higher SOC storing potential (Thornley & Cannell, 2000). In particular cases, the management takes into account the abovementioned forest cover principle and prohibits clear-cutting, which usually leads to decreased nutrient content on the forest floor (Covington, 1981). Management programs that include thinning limit soil reception of organic matter resulting in a decreased presence of C (Saynes, Etchevers, Galicia, Hidalgo, & Campo, 2012; Vesterdal, Dalsgaard, Felby, Raulund-Rasmussen, & Jørgensen, 1995). This reduction in soil carbon can remain even after 80 to 100 years of secondary succession Lal, 2005b, Negrete-Yankelevich, Fragoso, Newton, & Heal, 2007). Furthermore, forest management practices that employ forest fires are to be handled

raleo del arbolado también reducen la cantidad de materia orgánica que llega al suelo, dando por resultado la disminución de las concentraciones de COS (Saynes, Etchevers, Galicia, Hidalgo, & Campo, 2012; Vesterdal, Dalsgaard, Felby, Raulund-Rasmussen, & Jørgensen, 1995). Esta reducción del contenido de carbono del suelo puede permanecer de 80 a 100 años después de que haya iniciado el proceso de sucesión secundaria (Lal 2005b; Negrete-Yankelevich, Fragoso, Newton, & Heal, 2007). Por su parte, las prácticas que emplean fuegos prescritos para el manejo forestal se deben llevar a cabo con especial cuidado. Cierta intensidad del fuego prescrito puede causar un ligero aumento en el contenido de C del suelo (Jonhson & Curtis, 2001). Sin embargo, si se permite una gran acumulación de materia orgánica podría ser contraproducente, porque se podrían liberar grandes reservas de C como consecuencia de incendios forestales catastróficos (Jandl et al., 2007). También, algunos autores se refieren al potencial que tiene el manejo forestal para la absorción de CO₂ atmosférico a través de prácticas de conservación de suelos y de proyectos de reforestación y reconversión de terrenos con vocación forestal, los cuales son cada vez más atractivos de acuerdo a las tendencias actuales en el mercado global del carbono (García-Oliva & Masera, 2004; Penman et al., 2003; Ponce-Hernández, Koohafkan, & Antoine, 2004).

En México, varios estudios se han centrado en la determinación de las concentraciones de COS en bosques templados y zonas agrícolas que se encuentran bajo diferentes regímenes de manejo y condiciones ambientales. Entre los puntos sobresalientes de estos estudios, se menciona que las áreas que fueron convertidas de bosque a campos agrícolas presentan menores concentraciones de COS (Covaleda et al., 2011; Gamboa & Galicia, 2012; Vela, López, & Rodríguez, 2012). En cuanto al manejo forestal, se encontró que en regiones húmedas, después de un raleo del bosque, el contenido de carbono total del suelo aumenta, mientras que en las regiones secas disminuye (Saynes et al., 2012). Los bosques naturales de oyamel contienen más COS que las áreas reforestadas con pinos y cedros, y éstos a su vez mucho más que los pastizales y las tierras de cultivo (Vela et al., 2012).

En México, se han llevado a cabo otros estudios sobre COS, sólo con el objetivo de caracterizar este elemento del ecosistema. Un análisis de la relación entre el COS y su material parental, muestra que hay mayor cantidad de COS sobre rocas sedimentarias y metamórficas que sobre materiales piroclásticos (Cruz-Flores & Etchevers-Barra, 2011); no obstante, estos últimos materiales muestran una mayor cantidad de COS conforme va madurando el suelo (Peña-Ramírez, Vázquez-Selem, & Siebe, 2009). También se encontró que el contenido de carbono del suelo es más elevado en bosques de oyamel que en los de pino (Acosta-Mireles, Carrillo-Anzures, & Díaz-Lavariega, 2009; Cruz-Flores & Etchevers-Barra, 2011). La mayoría de estos trabajos se han llevado a cabo considerando únicamente la parte superficial del suelo (de 5 a 40 cm de profundidad). Sólo Peña-Ramírez et al. (2009) y Gamboa y Galicia (2012) han analizado per-

with caution. The intensity of prescribed forest fires may cause a slight increase in soil C (Jonhson & Curtis, 2001). However, if large organic matter accumulation is allowed, this might backfire and cause large pools of C to be released as a result of catastrophic wildfires (Jandl et al., 2007). Some authors also relate the potential that forest management has on the absorption of atmospheric CO₂ by means of reforestation and afforestation projects and soil conservation practices, that are becoming more attractive under current trends in the global carbon market (García-Oliva & Masera, 2004; Penman et al., 2003; Ponce-Hernández, Koohafkan, & Antoine, 2004).

In Mexico, some studies have focused on the determination of SOC concentrations in temperate forests and agricultural areas under various management regimes and contrasting environmental conditions. Some salient points from these studies mention that areas that were converted from forests to agriculture have lower SOC concentrations (Covaleda et al., 2011; Gamboa & Galicia, 2012; Vela, López, & Rodríguez, 2012). Regarding forest management, it was found that after forest thinning, total soil carbon increases in wet regions, while it decreases in dry regions (Saynes et al., 2012). Natural fir forests contain more SOC than sites reforested with pines and cedars, and these considerably more than grasslands and croplands (Vela et al., 2012).

Other studies about SOC carried out in Mexico were done just to characterize this ecosystem component. The relationship between SOC and its parent material was analyzed, with results showing higher SOC over sedimentary and metamorphic rocks than over pyroclastic materials (Cruz-Flores & Etchevers-Barra, 2011); the latter materials exhibit an increased amount of SOC as the soil matures (Peña-Ramírez et al., 2009). Also soil carbon content is higher in fir than in pine forests (Acosta-Mireles, Carrillo-Anzures, & Díaz-Lavariega, 2009; Cruz-Flores & Etchevers-Barra, 2011).

Most of the above mentioned authors have carried out their studies considering only the superficial portion of the soil (from 5 to 40 cm deep), only Peña-Ramírez et al. (2009) and Gamboa and Galicia (2012) have analyzed the whole profile, showing the amounts of SOC also present in the deeper soil horizons.

There is a great deal of uncertainty associated with the amount and spatial distribution of SOC content resulting from the complex interactions between abiotic, biotic and human variables. These variables include geomorphologic processes, soil and vegetation types, land use, history of forest management and landscape heterogeneity (González-Molina, Etchevers-Barra, & Hidalgo-Moreno, 2008; Segura-Castruita, Sánchez-Guzmán, Ortiz-Solorio, & Gutiérrez-Castorena, 2005; Vergara-Sánchez, Etchevers-Barra, Vargas-Hernández, 2004). Determining the magnitude and spatial distribution of SOC is essential for developing environmental policies and management strategies.

files completos y mostrado las cantidades de COS presentes también en los horizontes subsuperficiales.

Existe mucha incertidumbre asociada con la cantidad y distribución espacial del contenido de COS, lo cual resulta de las complejas interacciones entre variables bióticas, abióticas y humanas. Estas variables incluyen procesos geomorfológicos, tipos de suelo y de vegetación, uso del suelo, historia del manejo forestal y heterogeneidad del paisaje (González-Molina, Etchevers-Barra, & Hidalgo-Moreno, 2008; Segura-Castruita, Sánchez-Guzmán, Ortiz-Solorio, & Gutiérrez-Castorena, 2005; Vergara-Sánchez, Etchevers-Barra, Vargas-Hernández, 2004). La determinación de la magnitud y distribución espacial de COS es esencial para el desarrollo de políticas ambientales y de estrategias de manejo forestal.

En varios lugares se han realizado estimaciones de la distribución del contenido de COS, tanto a escala nacional como regional, con el fin de proporcionar bases científicas para el desarrollo de actividades encaminadas a la conservación del suelo, la evaluación del impacto del uso del territorio y la reducción de emisiones de CO₂ (Guo, Amudson, Gong, & Yu, 2006; Jones, Hiederer, Rusco, Montanarella, 2005; Zhou, Zhou, & Wang, 2003). En este sentido, en México se han realizado pocos estudios con el fin de determinar la distribución espacial de los almacenes de COS a nivel local y nacional (Segura-Castruita et al., 2005; Vela et al., 2012). El objetivo del presente estudio fue determinar el contenido de carbono orgánico en la parte mineral del suelo bajo diferentes tipos de bosques y condiciones del arbolado (conservado, aprovechado y perturbado) dentro de la Reserva de la Mariposa Monarca en México, la cual es un área protegida prioritaria.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM), donde se alberga un fenómeno natural único en el mundo: la invernación de la población migrante de mariposas monarca del Este de Norteamérica. Debido a lo sobresaliente de este evento anual, en el 2008 la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura nombró a la RBMM como Patrimonio Natural de la Humanidad (UNESCO, 2009). De acuerdo a su figura de reserva de biosfera, la RBMM cuenta con zona núcleo y zona de amortiguamiento. En la primera no se permite la intervención humana, con excepción de actividades de investigación científica y ecoturismo. En la zona de amortiguamiento puede haber manejo forestal controlado, lo cual permite a las comunidades locales aprovechar sus recursos naturales (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [CONANP], 2001). Sin embargo, a pesar de que la RBMM es un área protegida, presenta altas tasas de degradación de sus bosques. De 1986 a 2012, los bosques densos (> 70 % de cobertura de copa) fueron perturbados a tasas entre -0.2 hasta -2.4 % anual (Ramírez et al., in press). En la porción michoacana de la RBMM, de

Estimates of SOC content distribution performed at national and regional scales were conducted to provide a scientific basis for conserving soil, assessing the impact of land use and lowering CO₂ emissions (Guo, Amudson, Gong, & Yu, 2006; Jones, Hiederer, Rusco, Montanarella, 2005; Zhou, Zhou, & Wang, 2003). In this sense, in Mexico only a few studies have been conducted in order to determine the spatial distribution of SOC stocks from local to national scales (Segura-Castruita et al., 2005; Vela et al., 2012). The objective of this study was to determine soil organic carbon content in the mineral portion of the soil under different forest types and conditions (conserved, harvested and disturbed) within a high priority protected area.

MATERIALS AND METHODS

Study area

Our study was carried out within the Monarch Butterfly Biosphere Reserve (MBBR), which hosts a unique natural phenomenon: the overwintering of the east population of monarch butterflies. This outstanding yearly event led the United Nations' Educational, Scientific and Cultural Organization to adopt the MBBR as a Natural World Heritage site in 2008 (UNESCO, 2009). As a biosphere reserve, the MBBR has two demarcated zones: core and buffer. In the first, no human intervention is allowed, with the exception of scientific research and ecotourism. In the buffer zone, controlled forest management is permitted, enabling local communities to take advantage of their natural resources (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [CONANP], 2001). However, despite the fact that the MBBR is a protected area, it exhibits high rates of forest degradation. From 1986 to 2012, dense forests (> 70 % canopy cover) were disturbed at rates ranging from -0.2 to -2.4 % (Ramírez et al., in press). In the Michoacan side, from 1993 to 2006, 61 % of this disturbance was attributed to illegal logging, 33 % to extemporaneous authorized extractions and only 6 % to authorized logging (Navarrete, Ramírez, & Pérez-Saliciprup, 2011). Additionally, human-induced forest fires and land use change have been identified as other direct causes of forest loss (Honey-Rosés, 2009).

The indigenous community of San Juan Xoconusco (SJX) was selected as the study site because it contains the two forest types representative of the Reserve and diverse forest uses. SJX has an extension of 1660 ha and is located in the municipality of Donato Guerra, in the State of Mexico. It lies to the south of the MBBR at 19° 18' 36" - 19° 23' 29" N and 100° 13' 22" - 100° 16' 16" W (Figure 1).

Average temperatures in the study area are within the range of 11 - 16 °C (Ruiz, 2009). The average precipitation is 1,200 mm·year⁻¹, though in some years it can reach more than 1,900 mm (Alvarado, 2009). It is a mountainous landscape of volcanic origin that has led to the formation of Andosols (Capra, Macías, & Garduño, 1997). To the North of SJX (at an altitude of 2,800 - 3,500 m), the weather is semi-cold and sub-humid,

1993 a 2006, 61 % de la perturbación se atribuyó a la tala ilegal, 33 % a extracciones autorizadas extemporáneas y sólo 6 % a la extracción autorizada (Navarrete, Ramírez, & Pérez-Salicrup, 2011). Otras causas directas de pérdida del bosque han sido los incendios forestales provocados y el cambio en el uso del suelo (Honey-Rosés, 2009).

La comunidad indígena de San Juan Xoconusco (SJX) fue seleccionada como el sitio de estudio, ya que ahí existen los dos tipos de bosque representativos de la Reserva y se llevan a cabo diversos usos forestales. SJX tiene una extensión de 1,660 hectáreas y se encuentra en el municipio Donato Guerra, en el Estado de México. La comunidad se encuentra al sur de la RBMM entre las coordenadas 19° 18' 36" - 19° 23' 29" N y 100° 13' 22" - 100° 16' 16" O (Figura 1). La temperatura media en el área de estudio oscila entre 11 y 16 °C (Ruiz, 2009). La precipitación promedio anual es de 1,200 mm, aunque en algunos años se pueden alcanzar más de 1,900 mm (Alvarado, 2009). Es un paisaje montañoso de origen volcánico que ha dado lugar a la formación de Andosoles (Capra, Macías, & Garduño, 1997). Al norte de SJX, a una altitud de 2,800-3,500 m, el clima es semi-frío y sub-húmedo y el suelo está cubierto por bosques de *Abies* y *Cupressus*. Al sur de la comunidad, entre 2,100 y 2,800 m, el clima es templado sub-húmedo, con grandes áreas cubiertas por bosques de *Pinus* y *Quercus* (Ruiz, 2009).

Muestreo de suelos

Se definieron seis grupos de muestreo con base en dos tipos de vegetación (rodales de oyamel y de pino-encino) y tres condiciones del arbolado: bosque conservado, aprovechado o perturbado. Para este estudio, los bosques conservados se definieron como aquellas áreas cubiertas por bosques densos (> 70 % de cobertura de copa) que no han sufrido alteración al menos en los últimos 25 años (Champo-Jiménez, Valderrama-Landeros, España-Boquera, 2012; Ramírez, Miranda, & Zubieta, 2008). Los bosques aprovechados son aquellos que han sido objeto de planes de manejo forestal autorizado a partir de 1996, bajo principios de manejo forestal sustentable (Diario Oficial de la Federación [DOF], 2003; Secretaría de Desarrollo Agropecuario [SDA], 1996). A pesar de esto, en algunas zonas hay evidencia de perturbación causada por éstas extracciones (Champo-Jiménez et al., 2012; Ramírez et al., 2008). Finalmente, se consideraron como bosques perturbados aquellas áreas que han sufrido tala ilegal e incendios provocados. Con base en encuestas aplicadas a los miembros de la comunidad, se identificaron los lugares y las fechas de estas perturbaciones.

Durante el mes de octubre del 2008 se llevaron a cabo análisis *in situ* para hacer las descripciones de los perfiles del suelo. Para cada grupo de muestreo se seleccionaron cuatro sitios de muestra al azar (Bautista, Palacio, & Delfín, 2011) y se excavaron calicatas de 1 m² y hasta 1.65 m de profundidad en cada sitio. El COS se determinó tanto en los horizontes superiores como en los más profundos, debido a que las calicatas fueron excavadas hasta llegar a la roca madre.

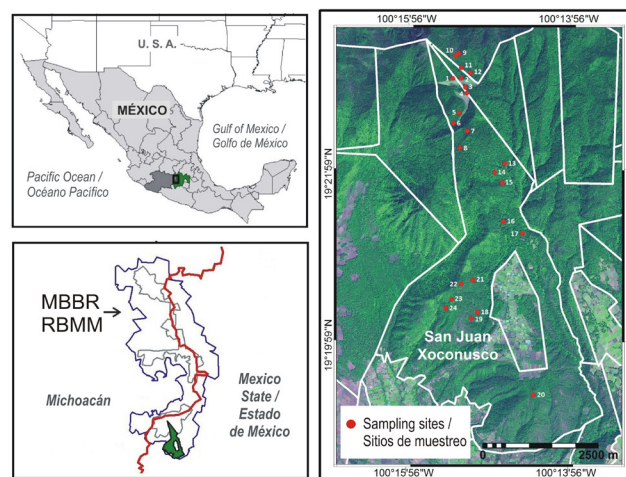


FIGURA 1. Localización del área de estudio: San Juan Xoconusco, Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM).
FIGURE 1. Location of the study area. San Juan Xocunusco, Monarch Butterfly Biosphere Reserve (MBBR).

with land cover characterized by *Abies* and *Cupressus* forests. To the South of the community, between 2100 and 2800 meters, the weather is temperate sub-humid, with large areas covered by *Pinus* and *Quercus* forests (Ruiz, 2009).

Soil sampling

Six sampling groups were defined based on two vegetation types (sacred fir and pine-oak stands) and falling under three forest conditions: conserved, harvested and disturbed forests. For this study, we define conserved forests as those areas covered by dense forests (> 70 % canopy cover), that have not suffered any alteration at least within the last 25 years ((Champo-Jiménez, Valderrama-Landeros, España-Boquera, 2012; Ramírez, Miranda, & Zubieta, 2008). Harvested forests are those that have been subjected to approved forest management plans granted by government authorities since 1996, and intended to promote forest sustainability (Diario Oficial de la Federación [DOF], 2003; Secretaría de Desarrollo Agropecuario [SDA], 1996). Despite this, in some areas there is evidence of disturbance caused by tree extraction (Champo-Jiménez et al., 2012; Ramírez et al., 2008). For this analysis we considered disturbed forests as only those areas that have endured illegal logging and human-induced fires. We have identified the location and dates of these disturbances based on surveys applied to local community members.

During the month of October 2008, complete soil profile descriptions were made *in situ*. Four randomized plots were selected for each sampling group (Bautista, Palacio, & Delfín, 2011) and pits (1 m² by up to 1.65 m deep) were dug at each location. Because soil pits were dug down to bedrock level, SOC was determined in the deeper soil horizons as well as in shallower ones.

For every soil horizon we determined depth, volume of rock fragments (stones and gravel) and other morphological soil

Para cada uno de los horizontes se determinó su profundidad, el volumen de fragmentos de roca (piedras y gravas) y otras propiedades morfológicas. La densidad aparente se determinó tomando muestras de suelo sin alterar por cada horizonte, utilizando un cilindro metálico de 100 mL (Siebe, 2006).

El volumen estimado ocupado por grava y piedras se usó como un factor de corrección para el cálculo de contenido de COS (Penman et al., 2003). Por último, se colectó 1 kg de suelo de cada horizonte, con el fin de tamizarlo y procesarlo para análisis de laboratorio posteriores.

Determinación del COS

Las muestras de suelo seco y homogeneizado se pasaron a través de un tamiz de 2 mm con el fin de separar grava y fragmentos de restos orgánicos. La fracción de tierra fina que paso a través del tamiz de 2 mm fue re-homogeneizada y pasada por un tamiz de 0.05 mm (Etchevers et al., 2005). Se calcularon los porcentajes de materiales finos y gruesos. Se enviaron submuestras de 5 g del material más fino al Laboratorio de Edafología Ambiental del Instituto de Geología de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), donde se determinó el carbono orgánico total utilizando un Analizador Elemental Perkin-Elmer 2044 CHN. Los porcentajes de carbono orgánico obtenidos en el laboratorio se utilizaron para calcular los porcentajes de COS en la fracción de tierra fina del suelo y estos valores se utilizaron en la siguiente ecuación (Penman et al., 2003):

$$COS = \sum_{horizonte=1}^{horizonte=n} COS_{horizonte} = \sum_{horizonte=1}^{horizonte=n} ([COS]$$

$$* DensidadAparente * profundidad * (1 - frag) * 10)_{horizonte}$$

Donde:

COS = contenido de carbono orgánico del suelo para el tipo de bosque y el suelo de interés ($MgC \cdot ha^{-1}$)

$COS_{horizonte}$ = contenido de carbono orgánico del suelo para un horizonte constituyente del suelo ($MgC \cdot ha^{-1}$)

[COS] = concentración de carbono orgánico del suelo obtenido de los análisis de laboratorio (%)

Densidad aparente = masa de suelo por volumen de muestra ($Mg \cdot m^{-3}$)

Profundidad = profundidad del horizonte o espesor de capa del suelo (m)

Frag = % en volumen de fragmentos gruesos/100

Análisis de datos

Con el fin de comparar la cantidad de C orgánico en perfiles de suelo bajo diferentes condiciones y tipos de bosque, se realizó un ANOVA de una vía seguido por una prueba de rangos de Tukey. Asimismo, se realizó un ANOVA de una vía para comparar los rodales conservados de bosques de oyamel y de pino-encino. Todos los análisis estadísticos se

properties. Bulk density was determined in unaltered soil cores taken at each horizon with the aid of a 100 mL metallic cylinder (Siebe, 2006).

The estimated volume occupied by gravel and stones was used as a correction factor in calculating soil organic carbon content (Penman et al., 2003). Additionally, 1 kg of soil was collected for each soil horizon to be sieved and processed for further laboratory analyses.

Determination of SOC

Dry and homogenized soil samples were passed through a 2 mm sieve in order to separate gravel and fragments of organic debris. The fine earth fraction that passed through the 2 mm sieve was re-homogenized and then passed through a 0.05 mm sieve (Etchevers et al., 2005). The percentages of fine and coarse materials were calculated. Subsamples of 5 g of the fine material from the fine earth fraction were sent to the Environmental Soil Laboratory of the Geological Institute of the Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) in order to determine total organic carbon using a Perkin-Elmer Elemental Analyzer 2044 CHN. Percentages of organic carbon obtained in the laboratory were used to calculate SOC percentages in the fine earth of the soil and these values were used in the following equation, proposed by IPCC (Penman et al., 2003):

$$SOC = \sum_{horizon=1}^{horizon=n} SOC_{horizon} = \sum_{horizon=1}^{horizon=n} ([SOC] * Bulk Density * Depth * (1 - frag) * 10)_{horizon}$$

Where:

SOC = soil organic carbon content for the forest type and soil of interest ($MgC \cdot ha^{-1}$)

$SOC_{horizon}$ = soil organic carbon content for a constituent soil horizon ($MgC \cdot ha^{-1}$)

[SOC] = concentration of soil organic carbon in a given soil mass obtained from lab analyses (%)

Bulk Density = soil mass per sample volume ($Mg \cdot m^{-3}$)

Depth = horizon depth or thickness of soil layer (m); frag = % volume of coarse fragments/100

Data analysis

In order to compare the magnitude of organic C in soil profiles under different forest types and conditions, a one way ANOVA was performed followed by Tukey's range test for each forest type. Additionally, a one way ANOVA was performed to compare conserved stands of sacred fir and pine-oak forests. All statistical analyses were performed using SPSS 15.0. The map of vegetation and forest condition was generated through visual interpretation of an IKONOS image (4 meters resolution) from March 2004. Using ArcView 3.2, the image was displayed on the screen, and map polygons were digitalized at a 1:8000 scale.

realizaron con el software SPSS 15.0. El mapa de vegetación y condición del arbolado fue generado mediante interpretación visual de una imagen IKONOS (4 m de resolución) de marzo de 2004. La imagen se visualizó en la pantalla y se digitalizó el mapa de polígonos a escala 1:8,000, utilizando el software ArcView 3.2.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En cuanto a las variables necesarias para calcular el contenido de COS, se encontró que los valores de densidad aparente en las muestras colectadas de los horizontes Andosoles están dentro del rango de 0.1-0.9 Mg m⁻³, lo cual es consistente con los datos presentados por otros autores (International Union of Soil Sciences [IUSS], 2006; Mendoza-Ponce & Galicia, 2010; United States Department of Agriculture [USDA], 1999). Las profundidades del perfil variaron entre 50 y 165 cm, con horizontes con diferentes proporciones de grava y piedras entre 0 y 90 % (Cuadros 1 y 2).

RESULTS AND DISCUSSION

Regarding the variables required for calculating SOC content, we found that bulk density values in the collected samples of Andosol horizons are within the range 0.1-0.9 Mg m⁻³, consistent with data presented by other authors (International Union of Soil Sciences [IUSS], 2006; Mendoza-Ponce & Galicia, 2010; United States Department of Agriculture [USDA], 1999). Profile depths range from 50 to 165 cm, with each different horizon exhibiting proportions of gravel and stones between 0 and 90 % (Table 1 and 2).

SOC in sacred fir forests

The sampled sites for fir forests are located within the core zone of the MBBR, over dacitic domes and andesitic lava flows (Capra et al., 1997), at an altitudinal range between 2,890 and 3,225 m and slope angles from 2 to 30° (Table 1).

CUADRO 1. Contenido de carbono orgánico del suelo (COS) en bosques de oyamel por sitio muestreado en San Juan Xoconusco, Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca.

TABLE 1. Soil Organic Carbon (SOC) content in sacred fir forests per sampled site. San Juan Xoconusco, Monarch Butterfly Biosphere Reserve.

Condición del bosque / Forest condition	Punto en el mapa / Map point	Ubicación / Location	Pendiente / Slope	Horizonte / Horizon	Profundidad / Depth (m)	Densidad aparente / Bulk Density (MgC·ha ⁻³)	Piedras / Stones (1-frag)	COS / SOC (1/1000 g)	Carbon (MgC·ha ⁻¹)
Conservado / Conserved	5	368125 x 2143054 y 3,025 m	20°	Ah	0.16	0.99	0.8	58.1	73.62
				Bw	0.38	0.72	0.7	33.3	63.78
				C	0.20	0.76	0.6	25	22.80
	Total								160.20
	6	367950 x 2142845 y 3,049 m	30°	Ah1	0.05	0.29	1	83.1	12.05
				Ah2	0.23	0.96	0.9	34.5	68.56
				Bw	0.37	0.57	0.7	15.3	22.59
				C	0.46	1.12	0.5	10.8	27.82
	Total								131.02
	7	368249 x 2142678 y 3,108 m	25°	Ah	0.25	0.65	0.85	66.4	91.72
				Bw	0.28	1.0	0.7	45.6	89.38
				C	0.38	0.5	0.5	27.7	26.32
	Total								207.41
	8	368182 x 2142309 y 2,896 m	25°	Ah1	0.10	0.16	1	55	8.80
				Ah2	0.10	0.72	0.95	39.7	27.15
Ah3				0.20	0.83	0.9	40.5	60.51	
Bw				0.16	0.63	0.85	17.5	14.99	
C				0.07	1.23	0.8	5.3	3.65	
Total								115.11	

notas

Continuación del Cuadro 1 / Continuation of Table 1

Aprovechado /Harvested	1	367938 x	15°	Ah1	0.10	0.74	0.97	8.4	6.03
		2143803 y		Ah2	0.23	0.73	0.97	9.2	14.98
		3,022 m		Bw	0.44	0.78	0.95	4.4	14.35
				C1	0.54	0.86	0.9	1.8	7.52
				C2	0.36	0.66	0.7	1.4	2.33
	Total							45.21	
	2	368119 x	5°	Ah1	0.44	0.96	1	4.9	20.70
		2143806 y		Ah2	0.35	0.99	0.9	8.8	27.44
		3,045 m		AC	0.39	1.07	0.95	19.3	76.51
				C	0.17	0.98	0.85	5.3	7.51
	Total							132.16	
	3	368180 x	2°	Ah	0.23	0.59	0.9	15.2	18.56
		2143635 y		AC	0.40	1.07	0.95	10.8	43.91
		3,050 m		C	0.58	0.92	0.8	0.7	2.99
	Total							65.46	
4	368241 x	2°	Ah1	0.60	0.99	0.9	11.8	63.08	
	2143515 y		Ah2	0.60	1.13	0.8	13.1	71.05	
	3,059 m		AC	0.30	1.13	0.5	1.6	2.71	
Total							136.85		
9	368069 x	10°	Ah1	0.06	0.51	1	71	21.73	
	2144340 y		Ah2	0.20	0.84	0.8	67.2	90.32	
	3,224 m		C	0.25	0.95	0.5	15.7	18.64	
Total							130.69		
10	368002 x	25°	Ah1	0.08	0.75	0.97	39.5	22.99	
	2144293 y		Ah2	0.22	1.02	0.95	12.6	26.86	
	3,094 m		Ah3	0.34	1.01	0.95	11.3	36.86	
			Bw	0.27	0.94	0.9	6.7	15.30	
			C	0.47	1.23	0.7	3.6	14.57	
Total							116.59		
11	368068 x	25°	Ah1	0.30	1.16	0.95	19.5	64.47	
	2144054 y		Ah2	0.19	1.04	0.9	11.5	20.45	
	2,970 m		AB	0.38	1.17	0.7	5.8	18.05	
			Bw	0.28	1.07	0.7	9.9	20.76	
			C	0.20	1.43	0.6	2.8	4.80	
Total							128.54		
12	368245 x	15°	Ah	0.30	1.03	0.95	19.7	57.83	
	2143931 y		Bw	1.00	0.93	0.7	10.2	66.40	
	3,021 m		C	0.30	0.93	0.1	4.7	1.31	
Total							125.54		

notas

CUADRO 2. Contenido de carbono orgánico del suelo (COS) en bosques de pino-encino por sitio muestreado en San Juan Xoconusco, Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca.

TABLE 2. Soil Organic Carbon (SOC) content in pine-oak forests per sampled site. San Juan Xoconusco, Monarch Butterfly Biosphere Reserve.

Condición del bosque / Forest condition	Punto en el mapa / Map point	Ubicación / Location	Pendiente / Slope	Horizonte / Horizon	Profundidad / Depth (m)	Densidad aparente / Bulk Density (Mg·m ⁻³)	Piedras / Stones (1-frag)	COS / SOC (1/1000 g)	Carbon (MgC·ha ⁻¹)
Conservado / Conserved	13	369060 x 2141978 y 2,644 m	10°	Ah1	0.04	0.39	1	37.6	5.87
				Ah2	0.23	0.68	0.7	31	33.94
				C1	0.24	0.50	0.8	22	21.12
				C2	0.20	0.72	0.6	10.7	9.24
				Total					70.17
	14	368900 x 2141789 y 2,547 m	20°	Ah1	0.10	0.62	0.95	80.1	47.18
				Ah2	0.08	0.60	0.9	29	12.53
				Bw1	0.16	0.58	0.9	25.2	21.05
				Bw2	0.24	0.69	0.8	25.6	33.91
				C	0.29	0.62	0.8	10.7	15.39
	Total					130.06			
	15	369002 x 2141570 y 2,700 m	30°	Ah1	0.19	0.70	1	51.9	69.03
				Ah2	0.23	0.58	0.8	27.2	29.03
Bw				0.33	0.81	0.9	13.9	33.44	
C1				0.10	1.11	0.6	2.4	1.60	
C2				0.30	1.24	0.5	1.6	2.98	
Total					136.07				
16	369026 x 2140734 y 2,554 m	10°	Ah1	0.09	0.49	0.95	21.8	9.13	
			Ah2	0.19	0.90	0.97	16	26.54	
			Bw	0.16	0.80	1	9.2	11.78	
			BC	0.10	0.77	0.97	2.4	1.79	
			C1	0.32	1.19	0.9	1.7	5.83	
			C2	0.66	1.00	0.8	4.1	21.65	
Total					76.72				
21	368480 x 2139299 y 2,488 m	10°	AB	0.36	1.19	0.9	2.7	10.41	
			C	0.79	1.58	0.85	0.1	1.06	
Total						11.47			
22	368115 x 2139396 y 2,506 m	10°	AB	0.20	1.18	0.97	7.8	17.86	
			Bw1	0.27	1.04	0.97	5	13.62	
			Bw2	0.16	1.05	0.97	2.3	3.75	
			C	0.39	1.37	0.7	0.8	2.99	
Total						38.21			
Aprovechado / Harvested	23	367909 x 2139064 y 2,536 m	15°	Ah	0.23	0.98	0.95	15.9	34.05
				AB	0.18	0.76	0.95	3.6	4.68
				Bw	0.20	1.1	0.9	1.3	2.57
				BC	0.14	1.07	0.95	3.4	4.84
				CB	0.16	0.96	0.85	1.4	1.83
				C1	0.19	0.83	0.8	0.4	0.50
				C2	0.29	0.74	0.7	0.3	0.45
Total						48.92			

Continuación del Cuadro 2 / Continuation of Table 2

Aprovechado / Harvested	24	367785 x	10°	Ah1	0.02	0.54	0.95	51.7	5.30
		2138874 y		Ah2	0.07	0.68	0.9	23.2	9.94
		2,500 m		Bw1	0.21	1.12	0.8	13	24.46
				Bw2	0.37	1.17	0.7	2.7	8.18
				BC	0.20	1.25	0.8	4.2	8.40
				C	0.40	1.3	0.5	0.6	1.56
		Total							
Perturbado / Disturbed	17	369436 x	10°	Ah	0.01	0.20	1	23.9	0.48
		2140473 y		Bw1	0.06	1.14	0.95	9.7	6.30
		2,547 m		Bw2	0.24	1.21	0.95	3.7	10.21
				BC	0.30	1.10	0.9	1.1	3.27
				C1	0.39	1.44	0.8	0.3	1.35
				C2	0.11	1.57	0.7	2.3	2.78
		Total							
Perturbado / Disturbed	18	368466 x	15°	Bw	0.32	1.42	0.9	1.5	6.13
		2138788 y		C	0.52	1.72	0.95	0.2	1.70
		2,429m		Total					7.83
Perturbado / Disturbed	19	368335 x	20°	Bw1	0.12	0.88	0.95	5.3	5.32
		2138649 y		Bw2	0.40	1.08	0.9	0.5	1.94
		2,416 m		C	0.27	1.45	0.75	2.4	7.05
Total							14.31		
Perturbado / Disturbed	20	369672 x	30°	A	0.03	0.23	0.9	9	0.56
		2137012 y		Bw	0.33	0.98	0.85	1.8	4.95
		2,409 m		C1	0.24	1.43	0.85	0.3	0.88
				C2	0.54	1.44	0.95	0.1	0.74
Total							7.12		

COS en bosques de oyamel

Los sitios de muestreo para los bosques de oyamel se ubicaron dentro de la zona núcleo de la RBMM, sobre domos dacíticos y flujos andesíticos de lava (Capra et al., 1997), dentro de un rango altitudinal entre los 2,890 y 3,225 m y pendientes entre 2 y 30 ° (Cuadro 1).

Se encontró que los bosques de oyamel conservado almacenan en promedio $153 \pm 41 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($\pm \text{SD}$) lo cual se ajusta bien al rango (92 a $216 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$) reportado por otros autores para el mismo tipo de bosque (Acosta-Mireles et al., 2009; Cruz-Flores & Etchevers-Barra, 2011; Gamboa & Galicia, 2012; Vela et al., 2012). Esta cantidad de COS es 38 % superior que el promedio de los rodales aprovechados ($95 \pm 47 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$) y 18 % mayor que el de los rodales perturbados ($125 \pm 6 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$). Esto último sugiere que los rodales perturbados de oyamel, en promedio, almacenan $30 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ más que los rodales aprovechados. Esta diferencia puede explicarse por el tiempo transcurrido desde que se registró la última extracción: de uno a cuatro años en el caso de la perturbación y 24 años después del último aprovechamiento autorizado (SDA, 1996) (Cuadro 3). Una tendencia similar

We found that the conserved sacred fir stands store, on average, $153 \pm 41 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ (mean \pm SD), which is well within the range (92 to $216 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$) reported by other authors for the same forest type (Acosta-Mireles et al., 2009; Cruz-Flores & Etchevers-Barra, 2011; Gamboa & Galicia, 2012; Vela et al., 2012). The quantity of SOC is 38 % higher than the harvested stands ($95 \pm 47 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$) and 18 % higher than in disturbed stands ($125 \pm 6 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$). This suggests that disturbed sacred fir stands, on average, store $30 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ more than the harvested stands. This difference could be explained by the time elapsed since the last extraction event ceased: one to four years after disturbance and 24 years after the last harvest (SDA, 1996) (Table 3). A similar trend was reported in the study published by Saynes et al. (2012) (Table 1).

Between 2005 and 2008 illegal logging caused a decrease in forest canopy cover in the sampled stands of disturbed sacred fir, leaving a canopy density of 15 %, which likely represents a potential decrease in the supply of fresh organic matter to the soil. This combined with intense precipitation events and the fact that much of the forest is on steep slopes probably contributed to SOC losses in this time period.

se reportó en el estudio publicado por Saynes et al. (2012) (Cuadro 1).

Entre 2005 y 2008, en los rodales muestreados de oyamel perturbado, la tala ilegal causó una disminución de la densidad de la cubierta forestal quedando una cobertura de copa del 15 %, lo que probablemente representa una disminución en el suministro de materia orgánica fresca al suelo. Esto, combinado con eventos de precipitación intensa y el hecho de que gran parte del bosque se encuentra en pendientes pronunciadas, probablemente ha contribuido durante este tiempo a la pérdida de COS por erosión.

COS en bosques de pino-encino

Los sitios muestreados en rodales de pino-encino se encuentran en la zona de amortiguamiento de la RBMM, sobre domos dacíticos que se formaron durante varios eventos geológicos (Capra et al., 1997), en un rango altitudinal de 2,400-2,700 m y pendientes que varían entre 2 y 40° (Cuadro 2).

El promedio de COS medido en los rodales conservados de pino-encino fue de $103 \pm 35 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$, también dentro del rango ($70\text{-}120 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$) reportado anteriormente para ese mismo tipo de bosque (Acosta-Mireles et al., 2009; Cruz-Flores & Etchevers-Barra, 2011; Vela et al., 2012). Este valor de COS es 62 % mayor que en los rodales aprovechados ($39 \pm 20 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$) y 87 % más alto que en los rodales perturbados ($13 \pm 8 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$) (Cuadro 3). El aprovechamiento de los rodales de pino-encino se llevó a cabo siguiendo un programa de manejo establecido en el año de 1996 y, a pesar de que este programa establece que los impactos ambientales negativos debido a la tala tienen que ser controlados (SDA, 1996), algunas áreas erosionadas aún están presentes. Asimismo, 20 años de constante perturbación causada por tala ilegal e incendios forestales han dado lugar a una importante erosión del horizonte A. Esto ha sido particularmente grave en lugares cercanos a las zonas agrícolas. Como resultado de esto, los rodales aprovechados de pino-encino contienen 65 % más de C en el suelo que los rodales perturbados.

Comparación entre bosques conservados de oyamel y de pino-encino

Los resultados muestran que los bosques conservados de oyamel contienen 33 % más COS que los bosques conservados de pino-encino. Esto se puede explicar por las tasas de descomposición de la materia orgánica, las cuales dependen de la temperatura y humedad y varían en relación con la altitud y las especies de árboles que dominan sobre los diferentes grupos de suelos (Avilés-Hernández et al., 2009; Luis-Mejía et al., 2007). La composición química de la madera es un factor importante en el tiempo de residencia de C en el suelo. La lignina es un componente recalcitrante de la madera que estabiliza el COS durante décadas. Los bosques de oyamel tienen un contenido ligeramente más alto de lig-

CUADRO 3. Contenido promedio de carbono orgánico del suelo (COS) según el tipo y condición del bosque en San Juan Xoconusco, Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca.

TABLE 3. Average soil organic carbon content per forest type and condition. San Juan Xoconusco, Monarch Butterfly Biosphere Reserve.

Condición del bosque / Forest conditions	Forest type / Tipo de bosque	
	Pine-Oak / Pino-encino (MgC·ha ⁻¹)	Sacred fir / Oyamel (MgC·ha ⁻¹)
Conserved / Conservado	103 ± 35 ^a	153 ± 41 ^a
Harvested / Aprovechado	39 ± 20 ^b	95 ± 47 ^a
Disturbed / Perturbado	13 ± 8 ^b	125 ± 6 ^a

Según la prueba de Tukey, los promedios con letras diferentes son significativamente diferentes ($P = 0.05$). ± Desviación estándar.

Numbers followed by different letters are significantly different ($P = 0.05$). ± Standard deviation.

SOC in pine-oak forests

The sampled sites for pine-oak stands are located in the buffer zone of the MBBR, also over dacitic domes formed during various geological events (Capra et al., 1997), at an altitudinal range of 2,400 - 2,700 m and slopes ranging from 2 to 40° (Table 2).

Average SOC measured in the conserved pine-oak stands was $103 \pm 35 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$, also within the range ($70\text{-}120 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$) previously reported for the same forest type (Acosta-Mireles et al., 2009; Cruz-Flores & Etchevers-Barra, 2011; Vela et al., 2012). This SOC value is 62 % higher than in the harvested stands ($39 \pm 20 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$) and 87 % higher than in the disturbed stands ($13 \pm 8 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$) (Table 1). Harvesting of the pine-oak stands was carried out following a management program established in 1996 and even though this program states that any negative environmental impacts due to logging have to be controlled (SDA, 1996), eroded areas are still present. Likewise after 20 years of constant disturbance due to illegal logging and human-induced forest fires, in some areas, the A horizon of the soil shows substantial erosion. This has been particularly severe in those sites near agricultural areas. Consequently, the harvested pine-oak stands contain 65 % more C in the soil than the disturbed stands.

Comparison between conserved fir and pine-oak forests

The results show that the conserved sacred fir forests contain 33 % more SOC than the conserved pine-oak forests. This can be explained by the litter decomposition rates, which depend on temperature and moisture conditions, varying in

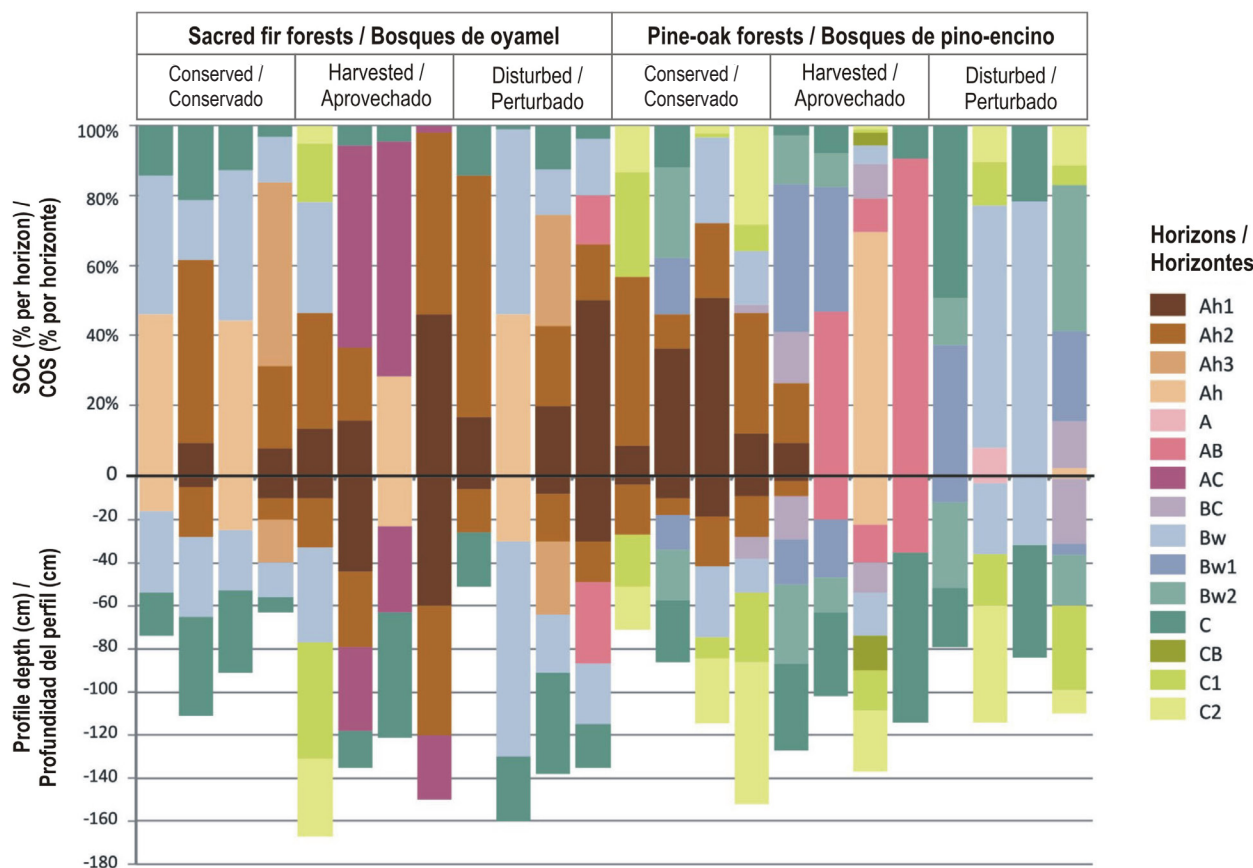


FIGURA 2. Profundidad y porcentaje de carbono orgánico del suelo (COS) por horizonte, tipo de vegetación y condiciones del bosque en San Juan Xoconusco, Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca.

FIGURE 2. Profile depth and percentage of SOC per soil horizon, vegetation type and forest conditions at San Juan Xoconusco, MBBR

nina (26.5 %) que los bosques de pino (25.6 %) (Avendaño-Hernández, Acosta-Mireles, Carrillo-Anzures & Etchevers-Barra, 2009; Leifeld & Kögel-Knabner, 2005; Robert, 2001).

Distribución vertical del COS

La información disponible sobre COS muestra una gran variabilidad como resultado de los diferentes métodos que se aplican para su análisis (González-Molina et al., 2008; Ponce-Hernández et al., 2004; Post, Izauralde, Mann, & Bliss, 2001). Varios estudios han demostrado que en ecosistemas forestales aproximadamente 50 % del C se encuentra en los primeros 40 cm de suelo (John et al., 2005; Post & Kwon, 2000; Van Miegroet et al., 2005). Sin embargo, un estudio a escala mundial mostró que los bosques de coníferas almacenan 47 % del COS en los primeros 20 cm del suelo, y que los bosques de latifoliadas contienen 52 % de COS a esa misma profundidad (Jobbágy & Jackson, 2000).

A pesar de la extensión relativamente pequeña de nuestra área de estudio (1,660 ha), también se observó una gran variabilidad en la distribución vertical del COS dependiendo del tipo de vegetación y de las condiciones del bosque.

Considerando el COS total almacenado en el perfil completo del suelo, los bosques conservados de oyamel almacenan

relation to altitude and the tree species that dominate over the different soil groups (Avilés-Hernández et al, 2009; Luis-Mejía et al, 2007). The chemical composition of the wood is a factor in the residence time of C in the soil. Lignin is a recalcitrant component of the wood that stabilizes SOC for decades. Sacred fir forests have slightly higher lignin content than pine forests: 26.5 compared to 25.6 % (Avendaño-Hernández, Acosta-Mireles, Carrillo-Anzures, & Etchevers-Barra, 2009; Leifeld & Kögel-Knabner, 2005; Robert, 2001).

Vertical distribution of SOC

Available information on SOC shows great variability, as a result of different methods of analysis (Post et al., 2001; Ponce-Hernández et al., 2004; González-Molina et al., 2008). Several studies have shown that in forest ecosystems approximately 50 % of the C is located in the upper 40 cm of soil (John et al., 2005; Post & Kwon, 2000; Van Miegroet et al., 2005). However a global scale study showed that conifer forests usually store 47 % of the SOC in the upper 20 cm of soil while broadleaf forests contain 52 % of SOC at the same depth (Jobbágy & Jackson, 2000).

Despite the relatively small extent of our study area (1,660 ha), we also found high variability in vertical distribution of SOC, depending on vegetation type and forest conditions.

entre el 45 y el 80 % en los horizontes A (generalmente en los primeros 0-40 cm del suelo). Del 20 a 55 % de COS restante se encuentra en los horizontes B y C (a una profundidad de 20-110 cm). Los bosques de oyamel aprovechados almacenan del 50 al 95 % de COS en el horizonte A, el cual tiene una gran variabilidad de profundidad (entre 30 y 120 cm, en los andosoles de la zona de estudio). En el caso de de los rodales de bosques de oyamel perturbados, los horizontes A contienen 45-85 % del COS, con profundidades que van de 0 a 65 cm (Figura 2).

En los rodales conservados de pino-encino de nuestra área de estudio, se observaron distribuciones heterogéneas de COS entre las muestras de este grupo. Del 45 al 75 % del COS se encontró dentro de los 0-40 cm superiores de suelo (horizonte A). El restante 25-55 % se encontró entre los 20-150 cm de profundidad (en los horizontes B y C). En los bosques aprovechados de pino-encino, los horizontes A almacenan de 25 a 90 % del COS a una profundidad de 0-40 cm. Dos de los cuatro sitios muestreados han perdido los horizontes Ah, conservando únicamente el horizonte AB. En todos los sitios muestreados de bosques de pino-encino perturbados se han perdido completamente los horizontes A, por los que la totalidad del contenido de COS se halla distribuido entre los horizontes B y C. De tal forma, si en nuestra área de estudio se hubieran muestreado solo las capas superiores del suelo, como lo reportan la mayoría de los estudios, se habría subestimado el contenido de COS de los sitios muestreados de bosque conservado de pino-encino, y solo se habría tenido una aproximación cercana al total de COS para las áreas perturbadas (Figura 2).

Distribución espacial del COS

Las estimaciones de la distribución espacial del COS proporcionan información sobre la ubicación de las existencias por unidad territorial, región ecológica o actividad humana (Segura-Castruita et al., 2005), lo cual permite a los planificadores y a los responsables de las políticas sobre el uso del territorio desarrollar estrategias de protección del suelo (Jones et al., 2005; Vela et al., 2012). Debido a la cantidad de recursos necesarios para el muestreo y la determinación de contenido de COS, una práctica común consiste en extrapolar datos puntuales para representar superficies continuas. Jones et al. (2005) modelaron la distribución del COS para toda la región europea (4,947,000 km²) basándose en 12,000 muestras de suelo. En el estudio de Segura-Castruita et al. (2005) se estimó la distribución del COS para todo México (1,959,248 km²) utilizando 4,583 muestras de suelo. Por su parte, Vela et al. (2012) modelaron la distribución del COS en el "Suelo de Conservación" alrededor de la Ciudad de México (87,294 ha) mediante el análisis de 50 puntos de muestreo.

La estimación de la distribución espacial del COS en la comunidad de SJX (24 muestras en 1,660 ha) mostró que existe mayor cantidad de COS en los bosques de pino-encino, simplemente porque estos bosques ocupan un área mayor

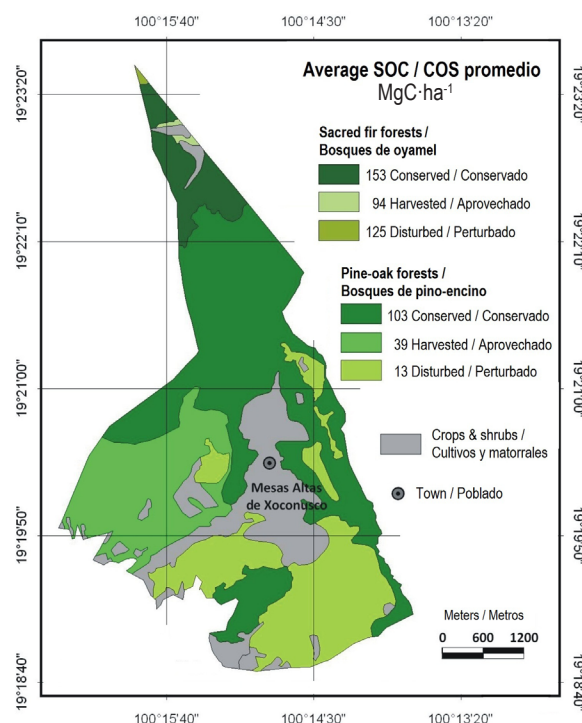


FIGURA 3. Distribución espacial del carbono orgánico del suelo (COS) en los bosques de San Juan Xoconusco, Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca.

FIGURE 3. Spatial distribution of SOC in the forests of San Juan Xoconusco, MBBR.

Considering the total SOC stored in the whole soil profile, conserved sacred fir forests store between 45 to 80 % in the A horizons generally in the upper 0-40 cm of soil. The remaining 20 to 55 % of SOC is found within the B and C horizons (at depths of 20-110 cm). Harvested sacred fir forests store between 50 to 95 % of SOC within the A horizon that exhibits large variability in depths, ranging from 30 to 120 cm in the andosols of the study area. In the case of disturbed sacred fir forest stands, the A horizons contain 45-85 % of the SOC, with depths ranging from 0 to 65 cm (Figure 2).

For the conserved pine-oak stands in our study area, heterogeneous SOC distribution was found among the samples in this group. Between 45 to 75 % of the SOC was contained within the upper 0-40 cm of soil (the A horizon). The remaining 25 to 55 % was found at a depth of 20-150 cm (in the B and C horizons). For harvested pine-oak forest sites, A horizons store 25 to 90 % of SOC at depths of 0-40 cm. Two out of the four sampled sites have lost the Ah horizons, conserving only the AB horizon. All sites in disturbed pine-oak forests have practically lost the A horizons, with all of the SOC content distributed between the B and C horizons. Had we sampled only the upper centimeters, as most of the soil carbon studies have done, we would have underestimated the SOC content in our pine-oak conserved forest sampled sites, while only having a close approximation to the total SOC at the disturbed sites (Figure 2).

(Figura 3). Al sur de SJX, la concentración del COS es menor como consecuencia de las perturbaciones relacionadas con la tala ilegal y los incendios provocados. Estos procesos reducen la cubierta forestal y por lo tanto disminuyen el aporte de materia orgánica al suelo (Jandl et al., 2007; Saynes et al., 2012; Vesterdal et al., 1995). Estas pérdidas son frecuentes en el caso de actividades forestales ilegales ya que los métodos de extracción de madera utilizados en estas circunstancias tienden a ser dañinos para el ambiente (Navarrete et al., 2011). Tanto la Ley de Desarrollo Forestal Sustentable (DOF, 2003) como los programas de manejo forestal autorizados (SDA, 1996) exigen control de erosión y prácticas de restauración del suelo, pero en algunos casos estas normas no se siguen. Conocer la distribución del contenido de COS puede ser útil para que los dueños de los bosques puedan mejorar sus procesos de toma de decisiones y aumentar el éxito en el manejo sostenible de los bosques.

CONCLUSIONES

Los rodales conservados de oyamel almacenan en promedio 153 MgC·ha⁻¹ de COS, valor que es 28 a 58 MgC·ha⁻¹ superior al de los rodales perturbados y aprovechados, respectivamente. En el caso de los bosques conservados de pino-encino, estos almacenan 103 MgC·ha⁻¹ de COS el cual es 64 a 90 MgC·ha⁻¹ más que los rodales de pino-encino aprovechados y perturbados. Teniendo en cuenta sólo los bosques conservados, los de oyamel contienen 33 % más COS que los de pino-encino.

La mayoría de la bibliografía consultada refiere el contenido de COS en los primeros 20 o 40 cm de la superficie del suelo, asumiendo que a estas profundidades se encuentra la mayor parte del COS en los suelos. Sin embargo, en nuestra área de estudio se observó que esto fue cierto únicamente para los rodales de bosque perturbado de pino-encino, mientras que los bosques conservados de oyamel y pino-encino tienen hasta un 50 % del total del COS en las capas más profundas. Por lo tanto, es conveniente considerar el perfil del suelo completo al evaluar los almacenes de carbono del suelo, particularmente en ecosistemas conservados.

Se encontró gran variabilidad entre los sitios muestreados a pesar de que nuestra área de estudio es relativamente pequeña. Por lo tanto, los sistemas de muestreo deben considerar esta gran variabilidad para la correcta evaluación y el diseño de prácticas de manejo. El manejo forestal eficaz debe incluir prácticas de conservación de suelos para mantener las reservas de carbono del suelo.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a PAPIIT-UNAM (IN301411 y IN114707) y a Monarch Butterfly Fund por el financiamiento otorgado para realizar las diferentes etapas de este trabajo. También agradecemos a las autoridades locales y a los miembros de la Comunidad Indígena de San Juan Xoconusco por su apoyo y orientación durante el trabajo de

Spatial distribution of SOC

Estimates of spatial distribution of SOC provide information about the location of stocks per territorial unit, ecological region or human activity (Segura-Castruita et al., 2005), which allows land use planners and policy makers to develop soil protection strategies (Jones et al., 2005; Vela et al., 2012).

Due to the amount of resources required for sampling and determining SOC content, a common practice is to extrapolate the point data to represent a continuous surface. Jones et al. (2005) modeled SOC distribution for the whole European region (4,947,000 km²) based on 12,000 soil samples. In the study by Segura-Castruita et al. (2005) SOC distribution for all of Mexico (1,959,248 km²) was estimated using 4,583 soil samples. And, Vela et al. (2012) modeled SOC distribution in the Suelo de Conservación around Mexico City (87,294 ha) by analyzing 50 sampling points.

By estimating spatial distribution of SOC in the San Juan Xoconusco (SJX) community (24 samples for 1,660 ha), we found that more SOC is located in the pine-oak forests, simply because these forests occupy a larger area (Figure 3). South of SJX there is lower SOC as a consequence of disturbances related to illegal logging and human-induced fires. These processes reduce forest cover and thus promote the reduction of organic matter supply to the soil (Jandl et al., 2007; Saynes et al., 2012; Vesterdal et al., 1995).

These losses may be expected in the case of illegal forestry activities, since log extraction methods applied under these circumstances tend to be environmentally unfriendly (Navarrete et al., 2011). Both sustainable forestry law (DOF, 2003) and authorized forest management programs (SDA, 1996) require soil erosion control and restoration practices, but in some cases these guidelines are not followed. Knowing the distribution of SOC content, can be useful for local managers to improve their decision-making processes, and increase their success for sustainable forest management.

CONCLUSIONS

Conserved stands of sacred fir forest store, on average, 153 MgC·ha⁻¹ of SOC, which is 28 to 58 MgC·ha⁻¹ higher than disturbed and harvested stands, respectively. In the case of conserved pine-oak forests, they hold 103 MgC·ha⁻¹ of SOC, which is 64 to 90 MgC·ha⁻¹ more than harvested and disturbed pine-oak stands. Considering conserved forest stands, sacred fir forests contain 33 % more SOC than pine-oak forests.

Most of the consulted literature refers to SOC content in the upper 20 or 40 cm assuming that at these depths most of the SOC is contained. Nevertheless, in our study area this was true only for disturbed pine-oak forest stands, while conserved fir and pine-oak forests have up to 50 % of total SOC

campo. Un agradecimiento especial a Rosaura Páez e Hilda Rivas del Laboratorio Agua y Suelos (LASA-CIGA) por su valioso asesoramiento; y a José Luis Cortés por su ayuda en la revisión de algunos parámetros. Agradecemos a los tres revisores anónimos y a Margaret Skutsch y Jordi Honey-Rosés por sus valiosos comentarios a versiones previas de este documento. El primer autor agradece a CONACYT por la beca para obtener su grado de Maestría.

REFERENCIAS

- Acosta-Mireles, M., Carrillo-Anzures, F., & Díaz-Lavariaga, M. (2009). Determinación del carbono total en bosques mixtos de *Pinus patula* Schl. et Cham. *Terra Latinoamericana*, 27, 105–114. Obtenido de <http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=57311834003>
- Alvarado, M. I. (2009). *Deforestación y tiempo climático: Reserva de la Biósfera Mariposa Monarca, México, 2007-2008*. Tesis de maestría, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Obtenido de <http://bibliotecavirtual.dgb.umich.mx:8083/jspui/bitstream/123456789/4482/1/DEFORESTACIONYTIEMPOCLIMATICORESERVADELABIOSFERAMARIPOSAMONARCAMEXICO20072008.pdf>
- Angelsen, A., Brockhaus, M., Kanninen, M., Sills, E., Sunderlin, W. D., & Wertz-Kanounnikoff, S. (2010). *La implementación de REDD+: Estrategia nacional y opciones de política*. Indonesia: CIFOR. Obtenido de http://www.cifor.org/publications/pdf_files/Books/BAngelsen1001.pdf
- Avendaño-Hernandez, D. M., Acosta-Mireles, M., Carrillo-Anzures, F., & Etchevers-Barra, J. D. (2009). Estimación de biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa*. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 32, 233–238. Obtenido de <http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=61011739008>
- Avilés-Hernández, V., Velázquez-Martínez, A., Ángeles-Pérez, G., Etchevers-Barra, J. D., De los Santos-Posadas, H., & Llanderal, T. (2009). Variación en almacenes de carbono en suelos de una toposecuencia. *Agrociencia*, 43, 457–464. Obtenido de <http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=30211289001>
- Batjes, N. H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47, 151–163. doi: 10.1111/j.1365-2389.1996.tb01386.x
- Bautista, F., Palacio, P. J. L., & Delfin, G. H. (2011). *Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales*. México: UNAM. Obtenido de <http://www.ciga.unam.mx/ciga/images/stories/publicaciones/libros/tmestreo.pdf>
- Bedard-Haughn, A., Jongbloed, F., Akkerman, J., Uijl, A., De Jong, E., Yates, T., & Pennock, D. (2006). The effects of erosional and management history on soil organic carbon stores in ephemeral wetlands of hummocky agricultural landscapes. *Geoderma*, 135, 296–306. doi: org/10.1016/j.geoderma.2006.01.004
- Broadmeadow, M., & Matthews, R. (2003). Forest, carbon and climate change: The UK Contribution. Obtenido de [http://www.forestry.gov.uk/pdf/fcin048.pdf/\\$FILE/fcin048.pdf](http://www.forestry.gov.uk/pdf/fcin048.pdf/$FILE/fcin048.pdf)

content in deeper layers. Thus it is convenient to consider the whole soil profile when assessing soil carbon pools, particularly in conserved ecosystems.

Large variability among sampled sites was found even though our study area was relatively small. Therefore for assessing and designing management practices, sampling schemes should consider this variability. Forest management must effectively include soil conservation practices to maintain soil carbon stocks.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank PAPIIT-UNAM (Grants IN301411 and IN114707) and the Monarch Butterfly Fund for financing different stages of this work. We also thank local authorities and community members of San Juan Xoconusco for their support and guidance during field work. Special thanks go to Rosaura Paez and Hilda Rivas from the Water and Soils Lab (LASA-CIGA) for their valuable advice; and José Luis Cortés for helping with the revision of some parameters. We thank three anonymous reviewers and Margaret Skutsch and Jordi Honey-Rosés for their valuable comments on previous versions of this document. The first author thanks CONACYT for financial support to complete her Master's degree.

End of English Version

- Capra, L., Macías, J. L., & Garduño, V. H. (1997). The Zitácuaro volcanic complex, Michoacán, Mexico: Magmatic and eruptive history of a resurgent caldera. *Geofísica Internacional*, 36, 161–179. Obtenido de <http://redalyc.uaemex.mx/pdf/568/56836302.pdf>
- Champo-Jiménez, O., Valderrama-Landeros, L., & España-Boquera, M. L. (2012). Forest cover loss in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve, Michoacán, México (2006-2010). *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 18(2), 143–157. doi: 10.5154/r.rchscfa.2010.09.074
- Chhatre, A., & Agrawal, A. (2009). Trade-offs and synergies between carbon storage and livelihood benefits from forest commons. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106, 17667–17670. doi: 10.1073/pnas.0905308106
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). (2001). Programa de Manejo Reserva de la Biósfera Mariposa Monarca. Obtenido de http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/pdf/programas_manejo/monarca.pdf
- Covaleda, S., Gallardo, J. F., García-Oliva, F., Kirchmann, H., Prat, C., Bravo, M., & Etchevers, J. D. (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*, 27, 186–194. doi: 10.1111/j.1475-2743.2011.00341.x
- Covington, W. W. (1981). Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in Northern

- hardwoods. *Ecology*, 62, 41–48. Obtenido de <http://www.jstor.org/stable/193666>
- Cruz-Flores, G., & Etchevers-Barra, J. D. (2011). Contenidos de carbono orgánico de suelos someros en pinares y abetales de áreas protegidas de México. *Agrociencia*, 45(8), 849–862. Obtenido de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-31952011000800001&lng=en&nrm=iso&tlng=en
- Diario Oficial de la Federación (DOF). (2003). Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable, publicada el 25 de febrero de 2003. México. <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/259.pdf>
- Etchevers, J. D., Monreal, C. M., Hidalgo, C., Acosta, M., Padilla, J., & López, R. M. (2005). *Manual para la determinación de carbono en la parte aérea y subterránea de sistemas de producción en laderas*. México: Colegio de Postgraduados.
- Fisher, M. J. (2000). *Sistemas de uso de la tierra en los trópicos húmedos y la emisión y secuestro de CO₂*. Roma, Italia: Centro Internacional de Agricultura Tropical, FAO. Obtenido de <ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/wsr88.pdf>
- Gamboa, A. M., & Galicia, L. (2012). Land-use/cover change effects and carbon controls on volcanic soil profiles in highland temperate forests. *Geoderma*, 170, 390–402. doi:10.1016/j.geoderma.2011.11.021
- García-Oliva, F., & Maser, O. R. (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. doi: 10.1023/B:CLIM.0000038211.84327.d9
- González-Molina, L., Etchevers-Barra, J. D., & Hidalgo-Moreno, C. (2008). Carbono en suelos de ladera: Factores que deben considerarse para determinar su cambio en el tiempo. *Agrociencia*, 42, 741–751. Obtenido de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-31952008000700001
- Guo, Y., Amudson, R., Gong, P., & Yu, Q. (2006). Quantity and spatial variability of soil carbon in the conterminous United States. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 590–600. doi:10.2136/sssaj2005.0162
- Honey-Rosés, J. (2009). Illegal logging in common property forests. *Society & Natural Resources*, 22, 916–930. doi: 10.1080/08941920903131120
- Hoover, C. M. (2011). Management impacts on forest floor and soil organic carbon in Northern temperate forests of the US. *Carbon Balance and Management*, 6(1), 17. doi: 10.1186/1750-0680-6-17
- International Union of Soil Sciences (IUSS). (2006). *World Reference Base for Soil Resources 2006. A framework for international classification correlation and communication*. Rome, Italy: FAO. Obtenido de <ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/wsr103e.pdf>
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, ...Byrne, K. A. (2007). How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137, 253–68. doi:10.1016/j.geoderma.2006.09.003
- Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, 10, 423–436. doi: org/10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDOSO]2.0.CO;2
- John, B., Yamashita, T., Ludwig, B., & Flessa, H. (2005). Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silky soils under different types of land use. *Geoderma*, 128, 63–79. doi: 10.1016/j.geoderma.2004.12.013
- Jones, R. J. A., Hiederer, R., Rusco, E., & Montanarella, L. (2005). Estimating organic carbon in the soils of Europe for policy support. *European Journal of Soil Science*, 56, 655–671. doi: 10.1111/j.1365-2389.2005.00728.x
- Jonhson, D. W., & Curtis, P. S. (2001). Effects of forest management in soil C and N storage: Meta analysis. *Forest Ecology and Management*, 140, 227–238. Obtenido de <https://wiki.usask.ca/download/attachments/293273780/Effects+of+Forest+Harvesting+on+C+and+N+soil+storage.pdf>
- Klooster, D., & Maser, O. (2000). Community forest management in Mexico: Carbon mitigation and biodiversity conservation through rural development. *Global Environmental Change*, 10, 259–272. doi: 10.1016/S0959-3780(00)00033-9
- Lal, R. (2005a). Soil erosion and carbon dynamics. *Soil and Tillage Research*, 81, 137–142. doi: org/10.1016/j.still.2004.09.002
- Lal, R. (2005b). Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 220, 242–258. doi: 10.1016/j.foreco.2005.08.015
- Leifeld, J., & Kögel-Knabner, I. (2005). Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock changes under different land-use? *Geoderma*, 124, 143–155. doi: org/10.1016/j.geoderma.2004.04.009
- Luis-Mejía, S., Gómez-Guerrero, A., Etchevers-Barra, J. D., Ángeles-Pérez, G., López-López, M. A., & Horwath, W. R. (2007). Acumulación de carbono orgánico en el suelo en reforestaciones de *Pinus michoacana*. *Agrociencia*, 41, 711–721. Obtenido de <http://www.colpos.mx/agrociencia/Bimestral/2007/oct-nov/art-1.pdf>
- Mendoza-Ponce, A., & Galicia, L. (2010). Aboveground and belowground biomass and carbon pools in highland temperate forest landscape in Central Mexico. *Forestry*, 83, 497–506. doi: 10.1093/forestry/cpq032
- Navarrete, J. L., Ramírez, M. I., & Pérez-Salicrup, D. R. (2011). Logging within protected areas: Spatial evaluation of the monarch butterfly biosphere reserve, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 262, 646–654. doi: 10.1016/j.foreco.2011.04.033
- Negrete-Yankelevich, S., Fragoso, C., Newton, A. C., & Heal, O. W. (2007). Successional changes in soil, litter and macroinvertebrate parameters following selective logging in a Mexican cloud forest. *Applied Soil Ecology*, 35(2), 340–355. doi: 10.1016/j.apsoil.2006.07.006
- Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., ...Wagner, F. (2003). *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry*. Kanagawa, Japan: Intergovernmental Panel on Climate Change, Institute for Global Environment Strategies. Obtenido de http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpglulucf/gpglulucf_files/GPG_LULUCF_FULL.pdf
- Peña-Ramírez, V. M., Vázquez-Selem, L., & Siebe, C. (2009). Soil organic stocks and forest productivity in volcanic ash soils of

- different age (1835-30,500 years B.P.) in Mexico. *Geoderma*, 149, 224-234. doi: 10.1016/j.geoderma.2008.11.038
- Ponce-Hernández, R., Koohafkan, P., & Antoine, J. (2004). Assessing carbon stocks and modeling win-win scenarios of carbon sequestration through land-use changes. Rome, Italy: FAO. Obtenido de <ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/carbonstocks.pdf>
- Post, W. M., Izauralde, R. C., Mann, L. K., & Bliss, N. (2001). Monitoring and verifying of changes of organic carbon in soil. *Climatic change*, 51, 73-99. doi: 10.1023/A: 101751480 2028
- Post, W. M., & Kwon, K. C. (2000). Soil carbon sequestration and land use-change: Processes and potential. *Global Change Biology*, 6, 317-327. Obtenido de http://www.esd.ornl.gov/~wmp/PUBS/post_kwon.pdf
- Ramírez, M. I., Miranda, R., & Zubieta, R. (2008). *Vegetación y cubiertas del suelo, 2006 (1:75000)*. Serie cartográfica monarca (Vol. 1, 2a. ed). México: MBSF-CIGA-UNAM-INE-SEMARNAT-UNESCO. Obtenido de http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/consultaPublicacion.html?id_public=541
- Robert, M. (2001). Soil carbon sequestration for improved land management. Obtenido de <ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/wrr96e.pdf>
- Ruiz, R. (2009). *Deforestación y clima: Aproximación al análisis regional y modelado local en la región de la mariposa monarca, México*. Tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, México. Obtenido de http://132.248.9.9:8080/tesdig2/Procesados_tesis_2009/febrero/0639263/Index.html
- Saynes, V., Etchevers, J. D., Galicia, L., Hidalgo, C., & Campo, J. (2012). Soil carbon dynamics in high-elevation temperate forests of Oaxaca (Mexico): Thinning and rainfall effects. *Bosque (Valdivia)*, 33, 01-02. doi: 10.4067/S0717-92002012000100001
- Secretaría de Desarrollo Agropecuario (SDA). (1996). *Programa de manejo forestal para el aprovechamiento persistente de recursos maderables para la comunidad San Juan Xoconusco, Municipio Donato Guerra, Estado de México*. Metepec. México: Gobierno del Estado de México.
- Segura-Castruita, M. A., Sánchez-Guzmán, P., Ortiz-Solorio, C. A., & Gutiérrez-Castorena, M. C. (2005). Carbono orgánico de los suelos de México. *Terra Latinoamericana*, 23, 21-28. Obtenido de <http://redalyc.uaemex.mx/pdf/573/57323103.pdf>
- Siebe, C. (2006). *Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo*. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. México: Universidad Autónoma Chapingo,
- Thornley, J. H. M., & Cannell, M. G. R. (2000). Managing forests for wood yield and carbon storage: A theoretical study. *Tree physiology*, 20, 477-484. Obtenido de <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12651443>
- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO). (2009). Natural world heritage sites. Obtenido de <http://whc.unesco.org/en/list>
- United States Department of Agriculture (USDA). (1999). *Soil taxonomy: A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. Washington, D. C., USA: Autor. Obtenido de <http://www.itc.nl/~rossiter/Docs/NRCS/tax.pdf>
- Van Miegroet, H., Boettinger, J. L., Baker, M. A., Nielsen, J., Evans, D., & Stum, A. (2005). Soil carbon distribution and quality in a montane rangeland-forest mosaic in Northern Utah. *Forest Ecology and Management*, 220, 284-299. doi: 10.1016/j.foreco.2005.08.017
- Vela, G., López, J., & Rodríguez, M. (2012). Niveles de carbono orgánico total en el Suelo de Conservación del Distrito Federal, centro de México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, 77, 18-30. Obtenido de http://www.igeograf.unam.mx/web/sigg/docs/pdfs/publicaciones/inves_geo/boletines/77/bltn77_art_b.pdf
- Vergara-Sánchez, M. A., Etchevers-Barra, J. D., & Vargas-Hernández, M. (2004). Variabilidad del carbono orgánico en suelos de ladera del sureste de México. *Terra Latinoamericana*, 22, 359-367. Obtenido de <http://redalyc.uaemex.mx/pdf/573/57322313.pdf>
- Vesterdal, L., Dalsgaard, M., Felby, C., Raulund-Rasmussen, K., & Jørgensen, B. B. (1995). Effects of thinning and soil properties on accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus in the forest floor of Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management*, 77, 1-10. doi: 10.1016/0378-1127(95)03579-Y
- Yanai, R. D., Currie, W. S., & Goodale, C. L. (2003). Soil carbon dynamics after forest harvest: An ecosystem paradigm reconsidered. *Ecosystems*, 6, 197-212. doi: 10.1007/s10021-002-0206-5
- Zhou, C., Zhou, Q., & Wang, S. (2003). Estimating and analyzing the spatial distribution of soil organic carbon in China. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 32(1), 6-12. doi: 10.1579/0044-7447-32.1.6