



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

Contenidos de carbono orgánico y su
compartimentación en sistemas ribereños adyacentes
a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y
zonas de influencia

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
B I Ó L O G O
P R E S E N T A:
SANTIAGO AGUILAR INYASID

DIRECTOR DE TESIS: DR. GERARDO CRUZ FLORES



PROYECTO PAPIME PE215016

CIUDAD DE MÉXICO, 2018



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES

“ZARAGOZA”

DIRECCIÓN

**JEFE DE LA UNIDAD DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
P R E S E N T E.**

Comunico a usted que el alumno **SANTIAGO AGUILAR INYASID**, con número de cuenta **310134275**, de la carrera de Biología, se le ha fijado el día **08 de mayo de 2018** a las **09:00 hrs.**, para presentar examen profesional, el cual tendrá lugar en esta Facultad con el siguiente jurado:

PRESIDENTE M. en C. GERMÁN CALVA VÁSQUEZ

VOCAL Dr. GERARDO CRUZ FLORES

SECRETARIO Biól. LETICIA LÓPEZ VICENTE

SUPLENTE M. en C. JUAN MANUEL VALDERRÁBANO GÓMEZ

SUPLENTE M. en C. ALMA BELLA LÓPEZ LÓPEZ

El título de la tesis que presenta es: **Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia.**

Opción de titulación: Tesis.

Agradeceré por anticipado su aceptación y hago propia la ocasión para saludarle.

A T E N T A M E N T E
“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU”
Ciudad de México, a 20 de marzo de 2018

DR. VÍCTOR MANUEL MENDOZA NÚÑEZ
DIRECTOR

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
ZARAGOZA
DIRECCIÓN

RECIBÍ
OFICINA DE EXÁMENES
PROFESIONALES Y DE GRADO

VO. BO.
M. en C. ARMANDO CERVANTES SANDOVAL
JEFE DE CARRERA

DEDICATORIAS

A mi padre Ismael P. Santiago Barrios†, he de afirmar que no tengo palabras para describir lo importante que ha sido tenerte como padre, este éxito también es tuyo, nunca voy a olvidar lo que me enseñaste.

A mi madre Gloria Aguilar Chavarria, por haber creído en mí y apoyarme siempre en todo lo que he hecho, debo asegurar que es la persona más importante en mi vida.

A mis hermanos: Guilebaldo, Fabiola, Rocio y Tania; por haberme apoyado siempre e incondicionalmente, en los buenos y en los malos momentos, sé que siempre estarán cuando los necesite.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México y la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Por haberme dado la oportunidad de ser parte de esta gran comunidad universitaria.

A la Dirección de Asuntos del Personal Académico por el apoyo otorgado para realizar este trabajo (PAPIME PE215016).

Al Dr. Gerardo Cruz Flores, por haberme dado la oportunidad de ser parte del equipo de trabajo del Laboratorio de Edafología y Fisiología de la Nutrición Vegetal, por ser mi maestro y enseñarme muchas cosas valiosas sobre la ciencia y la vida, pero sobre todo por ser mi amigo.

Al jurado: M. en C. Germán Calva Vázquez, Biól. Leticia López Vicente, M. en C. Juan Manuel Valderrábano Gómez y a la M. en C. Alma Bella López López; por su tiempo invertido en revisar este trabajo y las importantes observaciones para mejorarlo.

Índice

1. RESUMEN	1
2. ABSTRACT	2
3. INTRODUCCIÓN	3
4. MARCO TEÓRICO	4
4.1. Ciclo del carbono.	4
4.2. Carbono en suelo	7
4.3. Carbono en mantillo.....	8
4.4. Carbono en vegetación.....	10
4.5. Carbono en sedimento	11
4.6. Biotopo.....	13
4.7. Flujo de carbono en los ecosistemas terrestres.	13
4.8. Ecosistemas ribereños como sumideros de carbono	14
5. JUSTIFICACIÓN	16
6. HIPÓTESIS	16
7. OBJETIVOS	17
7.1. Objetivo general.....	17
7.2. Objetivos particulares.	17
8. ZONA DE ESTUDIO.....	17
8.1. Ubicación geográfica	17
8.2. Clima.....	18
8.3. Edafología	18
8.4. Hidrología	18
8.5. Flora	19
9. MÉTODOS.....	20
9.1. Delimitación del área de estudio.....	20
9.2. Muestreo de suelo y mantillo.....	22
9.3. Muestreo de sedimento	23
9.4. Muestreo de vegetación	23
9.4.1. Arbóreo.....	23
9.4.2. Herbáceo.....	24
9.5. Análisis de laboratorio	24
9.5.1. Pretratamiento y procesamiento de las muestras.....	24

9.5.2. Métodos.....	25
9.6. Fase de gabinete.....	25
10. RESULTADOS	30
10.1. Caracterización ecológica	30
10.1.1. Especies vegetales y densidad básica de la madera	33
10.2. Compartimentos de carbono	34
10.2.1. Carbono de biomasa vegetal	34
10.2.2. Carbono de mantillo.....	36
10.2.3. Carbono orgánico del suelo.....	38
10.2.4. Carbono de biomasa microbiana.....	40
10.2.5. Carbono orgánico del sedimento.....	42
10.3. Parámetros edáficos	42
10.3.1. Densidad aparente	42
10.3.2. Conductividad eléctrica.....	43
10.3.3. pH activo	44
10.4. Correlaciones canónicas.....	44
11. ANÁLISIS	46
11.1. Especies vegetales y densidad básica de la madera	46
11.2. Compartimentos de carbono	47
11.2.1. Carbono de biomasa vegetal	47
11.2.2. Carbono de mantillo.....	49
11.2.3. Carbono orgánico del suelo.....	50
11.2.4. Carbono de biomasa microbiana.....	52
11.2.5. Carbono orgánico del sedimento.....	53
11.3. Parámetros edáficos	54
11.3.1. Densidad aparente	54
11.3.2. Conductividad eléctrica.....	55
11.3.3. pH activo	56
11.4. Correlaciones canónicas.....	56
12. CONCLUSIONES.....	58
12.1. En base en los compartimentos y biotopos	58
12.2. En base en la exposición de ladera	58

12.3. En base en las amplitudes	58
12.4. Parámetros edáficos	58
12.5. Correlaciones canónicas.....	58
13. REFERENCIAS	59
14. ANEXOS	72
14.1. pH activo (1:2.5)	72
14.2. Conductividad eléctrica del suelo (Relación 1:5)	73
14.3. Materia orgánica (suelo y sedimento).....	74
14.4. Densidad aparente (método del cilindro).....	76
14.5. Carbono de biomasa microbiana.....	77
14.6. Densidad básica de la madera	79
14.7. Análisis estadístico	80

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro

1. Métodos para determinar carbono y parámetros edáficos
2. Estimadores para obtener la biomasa a partir del volumen
3. Sitios de estudio dentro del Parque Nacional Izta-Popo y su zona de influencia
4. Árboles identificados por altitud y densidad básica de madera (DBM) calculada
5. Propiedades físicas y químicas determinadas
6. Varianza estandarizada para el conjunto 1
7. Varianza estandarizada para el conjunto 2

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura

1. Flujos de carbono en la Tierra (Gigatonelada)
2. Ecosistemas forestales con adiciones y pérdidas de carbono
3. Ejemplo de mantillo
4. Bosque de *Pinus hartwegii*
5. Sedimentos en la orilla de un río
6. Flujo de carbono en un ecosistema terrestre
7. Ecosistema ribereño en el Parque Nacional Izta-Popo
8. Sitios de muestreo en el Parque Nacional Izta-Popo
9. Muestreo de suelo, mantillo y sedimento
10. Área para muestreo arbóreo
11. Muestreo de herbáceas amacolladas
12. Cascada Volkswagen
13. Buenavista
14. Xalitzintla
15. San Nicolás de los Ranchos
16. Contenido de carbono en biomasa vegetal sobre el gradiente altitudinal
17. Contenido de carbono en biomasa vegetal en tres diferentes pendientes
18. Contenido de carbono en mantillo sobre el gradiente altitudinal
19. Contenido de carbono en mantillo de dos amplitudes de muestreo
20. Contenido de carbono en mantillo de dos exposiciones de ladera
21. Contenido de carbono orgánico del suelo en un gradiente altitudinal
22. Contenido de carbono orgánico del suelo en dos amplitudes de muestreo
23. Contenido de carbono orgánico del suelo en dos exposiciones de ladera
24. Contenido de carbono en biomasa microbiana sobre el gradiente altitudinal
25. Contenido de carbono en biomasa microbiana de dos amplitudes de muestreo
26. Contenido de carbono en biomasa microbiana de dos exposiciones de ladera
27. Contenido de carbono orgánico del sedimento en un gradiente altitudinal
28. Densidad aparente del suelo en el gradiente altitudinal.
29. Conductividad eléctrica del suelo en el gradiente altitudinal
30. pH activo en el gradiente altitudinal

1. RESUMEN

El cambio climático global, es uno de los problemas ecológicos más severos, propiciado por incremento de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Este fenómeno tiene repercusiones como la degradación del flujo recurrente de servicios ambientales que ofrecen los ecosistemas naturales. Por ello, esta investigación tiene como objetivo estimar contenidos de carbono orgánico en biomasa aérea de pastizales, estratos arbóreos, en mantillo, en suelos, en biomasa microbiana, y en los sedimentos de ecosistemas ribereños.

La investigación se realizó en cuatro sitios ribereños de un arroyo de régimen permanente con diferentes usos de suelo distribuidos entre 2400 y 4000 m en la subcuenca del río Nexapa de la Cuenca alta del río Balsas, en el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl. Se delimitaron transectos de 30 m de largo con uno y cinco metros de amplitud respecto al borde de los arroyos y se tomaron 12 muestras de suelo 0-20 cm y seis muestras de sedimento depositado en el borde del arroyo, para evaluar contenidos de carbono orgánico en suelo y sedimento con el método de Walkley y Black. Para estimar el carbono de biomasa microbiana, se tomaron 12 muestras de 0-10 cm de profundidad y se procesaron con el método de fumigación-incubación y medición estequiométrica de CO₂ propuesto por Powlson y Shan-Min. El carbono en mantillo se determinó colectando muestras en cuadros de 25 cm × 25 cm que se colocaron en bolsas de papel, se secaron a 60 °C hasta alcanzar peso constante y se calculó el contenido de carbono mediante conversión de 58% de su peso seco.

Para cuantificar contenido de carbono vegetal, se diseñó un método que consistió en delimitar cuadrantes de 600 m² adyacentes a los ríos incluyendo todos los árboles. Se registró diámetro a la altura del pecho y altura. Se seleccionaron y tomaron muestras de ramas para determinar su densidad básica de madera con el método del máximo contenido de humedad. El contenido de carbono en biomasa aérea fue estimado con ecuaciones alométricas reportadas por diferentes autores, aplicando, por convención el factor del 58%. Este factor también se utilizó para estimar contenidos de carbono en pastos para lo cual se delimitaron seis áreas de un metro cuadrado cortando los macollamientos de los zacatonales a ras del suelo para evaluar biomasa en peso seco.

Se encontró que el suelo es el compartimento que más carbono almacena (59 Mg ha⁻¹) aproximadamente y el de menor contenido fue la biomasa microbiana (0.34 Mg ha⁻¹). Los contenidos de carbono entre uno y cinco metros no mostraron diferencias estadísticamente significativas, aunque el carbono en mantillo y suelo sí son mayores en la amplitud de cinco metros mientras que la biomasa microbiana estuvo en mayor cantidad a la distancia de un metro. El contenido de carbono en el suelo y en biomasa microbiana fue mayor en umbría pero el de mantillo fue mayor en solana aunque no hubo diferencia estadística significativa. El contenido de carbono en vegetación ribereña fue mayor (7.74 Mg ha⁻¹) donde dominan las gramíneas amacolladas y el uso de suelo es pradera de alta montaña (3961 m). Le siguen los sitios sobre los 3300 m (2.34 Mg ha⁻¹) con uso de suelo de vegetación secundaria arbórea con bosque de pino. Por último en sitios alrededor de 2678 m con 0.71 Mg ha⁻¹ y 2419 m con 0.53 Mg ha⁻¹ ambas con uso de suelo agricultura de temporal.

El carbono orgánico del sedimento mostró una tendencia a decrecer conforme se incrementa el gradiente altitudinal, la única excepción fue el biotopo ubicado a 2400 m el cual tuvo la menor cantidad de carbono porque en este la corriente del río se lleva la mayoría de los sedimentos que se depositan en el canal.

2. ABSTRACT

Global climate change is one of the most severe ecological problems, caused by an increase in greenhouse gas (GHG) emissions. This phenomenon will have repercussions such as the degradation of the recurrent flow of environmental services offered by natural ecosystems. Therefore, this research aims to estimate organic carbon content in aerial biomass of pastures, tree strata, plant litter, soils, microbial biomass, and sediments of riparian ecosystems.

This research was conducted in four riparian sites of a stream with permanent regime and different land uses between 2400 m and 4000 m in the sub-basin of Nexapa River of the upper basin of the Balsas River, in the Iztaccihuatl-Popocatepetl National Park. Transects of 30 m long were delimited with one and five meters of amplitude respect to the edge of the streams and 12 soil samples were taken 0-20 cm and six samples of sediment deposited in the edge of the stream, for evaluate contents of organic carbon in soil and sediment with the Walkley and Black method. To estimate the carbon of microbial biomass, 12 samples of 0-10 cm of depth. Were taken and processed with the method of fumigation-incubation and stoichiometric measurement of CO₂ proposed by Powlson and Shan-Min. The carbon in plant litter was determined by collecting samples in 25 cm × 25 cm squares that were placed in paper bags, dried at 60 ° C constant weight was reached and the carbon content was calculated by conversion of 58% of its dry weight.

To quantify the content of vegetal carbon, a method was design that consisted in delimiting quadrants of 600 m² adjacent to the rivers where including all the trees. Diameter was recorded at breast height and height of stem. Branch samples were selected and taken to determine their basic wood density with the maximum moisture content method. The carbon content in aerial biomass was estimated with allometric equations reported by different authors, applying, by convention, the 58% factor. This factor was also used to estimate carbon content in grasses, for which six areas of one square meter were delimited by cutting the tillering of the zacatonales at ground level to evaluate biomass in dry weight.

It was found that soil is the compartment that stores more carbon (59 Mg ha⁻¹) approximately and the one with the lowest content was the microbial biomass (0.34 Mg ha⁻¹). The carbon contents between one and five meters did not show statistically significant differences, although the carbon in plant litter and soil are greater in the amplitude of five meters while the microbial biomass was in greater quantity at the distance of one meter. The carbon content in the soil and microbial biomass was higher in side with shadow, but that of plant litter was higher in the sunny side, although there was no significant statistical difference. The carbon content in riparian vegetation was greater (7.74 Mg ha⁻¹) where the grasses dominate and the use of soil is high mountain grassland (3961 m). It is followed by the sites of 3300 m (2.34 Mg ha⁻¹) with the use of secondary arboreal vegetation with pine forest. Finally, in sites around 2678 m with 0.71 Mg ha⁻¹ and 2419 m with 0.53 Mg ha⁻¹ both with land use, seasonal agriculture.

The organic carbon sediment showed a tendency to decrease as the altitudinal gradient increases, the only exception was the first biotope in which it had the lowest amount of carbon because in this current most of the sediments deposited in the river are taken.

3. INTRODUCCIÓN

La absorción de dióxido de carbono de la atmósfera por parte de los ecosistemas terrestres está determinada por la producción primaria bruta (fotosíntesis) (Smith y Smith, 2007). El carbono de los sistemas terrestres usualmente se fracciona en cuatro principales componentes: biomasa aérea, sistema radicular, mantillo y carbono orgánico del suelo (Locatelli y Leonard, 2001; Snowdown *et al.*, 2001). Las cuatro fracciones están relacionadas con la biomasa de un bosque y permite determinar los montos de carbono y otros elementos químicos existentes en cada uno de sus componentes y representa la cantidad potencial de carbono que puede ser liberada a la atmósfera o conservado y fijado en una determinada superficie (Brown *et al.*, 1996).

El carbono de biomasa aérea se almacena principalmente en la biomasa dura (madera), hojas, ramas y corteza; esto depende de la composición de las especies en un bosque o plantación, del efecto de factores climáticos locales como precipitación y temperatura, de las características del suelo que determinan el crecimiento del árbol (Somarriba *et al.*, 2013), de la edad y de la fauna acompañante. El carbono contenido en el sistema radical está definido por la biomasa de las raíces; el carbono en sistema radical más el almacenado en biomasa aérea conforman el carbono en vegetación.

El carbono orgánico del suelo se encuentra en forma de materia orgánica, por lo que es la suma de los residuos orgánicos en diferentes grados de descomposición, funciona como un enorme almacén de carbono y fuente de micro y macronutrientes (León, 2007). El mantillo son los residuos orgánicos procedentes del desfronde en los ecosistemas forestales (Gallardo y Merino, 2007), este componente tiene la capacidad de almacenar el carbono por tiempo indefinido, antes de liberarlo de nuevo al sistema o integrarlo al suelo (González *et al.*, 2005).

La situación geográfica del Parque Nacional Izta-Popo y el intrincado relieve de esta región favorece su alta diversidad ecosistémica y gran riqueza biológica que se distribuye en un gradiente altitudinal. La confluencia de las zonas biogeográficas neártica y neotropical le proporciona mezclas únicas de flora y fauna (CONANP, 2013) formando variedad de biotopos dentro y en los alrededores del Parque. Collinge y Ray (2006) definen a un biotopo como una comunidad de animales y plantas coexistiendo en una región geográfica con un paisaje y clima determinados. Otro concepto de biotopo es atribuido a Fraume (2006) quien considera que este es un conjunto de residencias ecológicas distintas, como puede ser el caso de un río y su tramo alto, medio y bajo, donde viven, en cada uno de ellos, comunidades de animales y vegetales diferentes.

Dentro de los bosques se distinguen las zonas ribereñas (o riparias) como áreas contiguas a cuerpos de agua lóticos o lénticos y cuyo ambiente es distintivamente influenciado por dicha proximidad (Bren, 1993). Esta zona se caracteriza por una flora y fauna cuya composición está fuertemente determinada por la intensidad luminosa, el contenido de agua y la granulometría del suelo (Granados *et al.*, 2006).

Los ambientes ribereños son hábitats diversos, dinámicos y complejos, ya que son la interface entre los sistemas terrestres y los acuáticos, por lo que abarcan diferentes gradientes ambientales, comunidades y procesos ecológicos (Granados *et al.*, 2006). Estos ambientes controlan el flujo de materia y energía entre ambos sistemas, mantiene una alta biodiversidad y son un hábitat crítico para la conservación de especies raras y amenazadas (Naiman *et al.*, 1993).

Actualmente se reconocen que la interacción de factores biológicos y antrópicos del suelo se manifiesta en las propiedades químicas y físicas de la vegetación ribereña, quien desempeña un papel importante en la dinámica de los nutrientes, la regulación de la infiltración del agua de lluvia, la retención de sedimentos y la acumulación de materia orgánica (Neil *et al.*, 2001), además de controlar la temperatura y la luminosidad del agua, aumentar la estabilidad de las orillas y proporcionar cantidades importantes de detritos vegetales (madera y hojas muertas), los cuales reducen la velocidad, frenan las crecidas y crean zonas de calma favorables para la instalación de muchas especies animales (Anderson *et al.*, 1978). Por otro lado, actúa como un filtro ecológico al retener y transformar sustancias tóxicas como los pesticidas, que provienen de terrenos agrícolas adyacentes (Goel *et al.*, 2005).

En el presente trabajo se examinan los contenidos de carbono almacenado en los compartimentos: vegetación, mantillo, suelo, biomasa microbiana y sedimento de cuatro sistemas riparios de montaña considerando los efectos de amplitud y exposición de ladera en el almacén de carbono, con diferente uso de suelo y sobre un gradiente altitudinal en la cuenca del alto Balsas.

4. MARCO TEÓRICO

4.1. Ciclo del carbono.

El carbono es un elemento fundamental de los compuestos orgánicos, este se combina con nitrógeno, fósforo, azufre, oxígeno e hidrógeno para construir las moléculas más importantes que originan la vida. Como sucede con todos los elementos, la disponibilidad de carbono no es infinita en el planeta y por tanto, el carbono circula entre la materia orgánica y el ambiente físico y químico de manera constante. El movimiento del carbono ocurre a diferentes escalas espacio-temporales, que van desde el nivel molecular, pasando por el organísmico hasta el global. El carbono, en su unión molecular con el oxígeno, constituye el bióxido de carbono (CO₂), gas resultante de procesos tanto geoquímicos como biológicos, y cuya presencia en la atmósfera es fundamental en la regulación de la temperatura del planeta debido a sus propiedades como gas de invernadero (Figura 1) (Martínez y Fernández, 2004).

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

El bióxido de carbono ha sido un componente importante de nuestra atmósfera desde hace miles de millones de años, cuando la gran actividad volcánica del planeta lo lanzaba a la atmósfera. La atmósfera primitiva era más rica en bióxido de carbono (aproximadamente una concentración de 3% contra 0.036% en la actualidad) y evitaba la salida de la radiación, provocando junto con el vapor de agua, un calentamiento global en el planeta (Lovelock, 1988). La importancia del CO₂ y el vapor de agua para la regulación de la temperatura del planeta es tal que sin su presencia la temperatura promedio actual del planeta sería aproximadamente 33 °C más fría y, por lo tanto, el planeta estaría congelado (Schlesinger, 1997).

Las plantas superiores adquieren el dióxido de carbono atmosférico por difusión a través de pequeñísimos poros de las hojas conocidos como estomas, y es transportado a los sitios donde se lleva a cabo la fotosíntesis. Cierta cantidad de este CO₂ regresará a la atmósfera, pero la cantidad que se fija y se convierte en carbohidratos durante la fotosíntesis se conoce como producción primaria bruta (PPB). Esta se ha estimado globalmente en 120 Pg C/año (1Pg [Petagramo] = mil billones de gramo). La mitad de la PPB (60 Pg C/año) se incorpora en los tejidos vegetales, como hojas, raíces y tejido leñoso, y la otra mitad regresa a la atmósfera como CO₂ debido a la respiración autotrófica (respiración de los tejidos vegetales) (Martínez y Fernández, 2004).

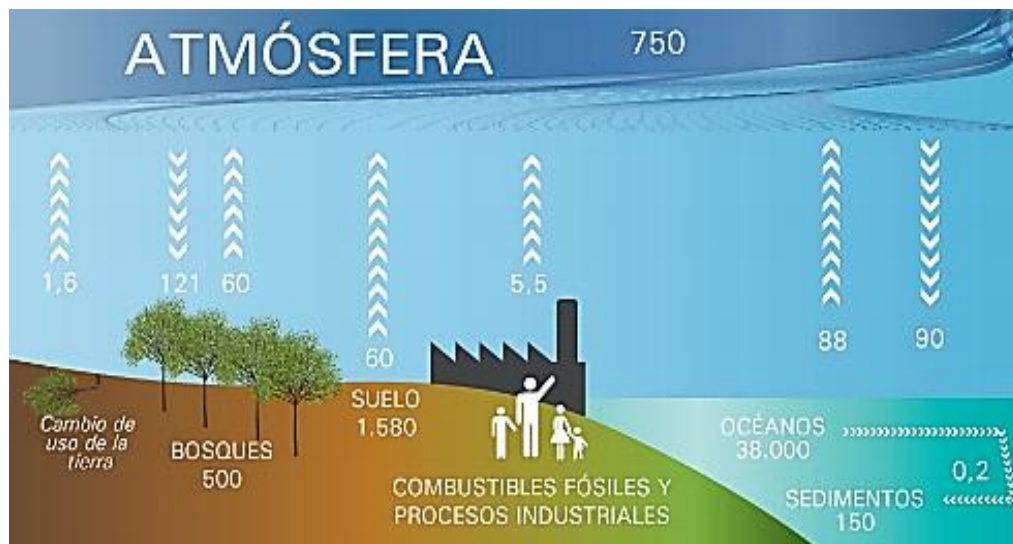


Figura 1. Flujos de carbono en la Tierra (Gigatonelada). Tomado de FEMP, 2012

El crecimiento anual de las plantas es el resultado de la diferencia entre el carbono fijado y el respirado, a esto se le conoce como producción primaria neta (PPN) y en el nivel global se ha estimado en 60 Pg C/año (Figura 2). Eventualmente, en el transcurso de pocos o muchos años, casi todo el carbono fijado por vía de la PPN regresa a la atmósfera por medio de dos procesos: la respiración heterótrofa (R_h), que incluye a los descomponedores de la materia orgánica (bacterias y hongos que se alimentan de tejidos muertos y de

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

exudado) y a los herbívoros; y por la combustión en los fuegos naturales o antropogénicos (Martínez y Fernández, 2004).

Gran parte de la biomasa muerta se incorpora al detritus y a la materia orgánica del suelo, donde es “respirada” a diferentes velocidades dependiendo de sus características químicas. Se producen así almacenes de carbono en el suelo que regresan el carbono a la atmósfera en diferentes periodos. La diferencia entre la fijación de carbono por la PPN y las pérdidas por la R_h , en ausencia de otras perturbaciones que producen pérdidas de carbono (p ej. el fuego o la cosecha), se conoce como la producción neta del ecosistema (PNE). Y cuando todas las pérdidas de carbono se contabilizan, tales como el fuego, la cosecha o la remoción, el transporte por los ríos a los océanos y la erosión, lo que queda es el carbono que acumula efectivamente la biosfera a nivel global, y que se conoce como la producción neta del bioma (PNB) (Martínez y Fernández, 2004).



Figura 2. Ecosistemas forestales con adiciones y pérdidas de carbono (Autor)

Se consideran que existen dos mecanismos generales que operan de manera conjunta pero en escalas diferentes de tiempo. En el largo plazo (cientos de millones de años), el ciclo geoquímico del Carbonato-Silicato opera como regulador de dicha concentración. En este ciclo, el CO_2 atmosférico se disuelve en el agua de lluvia y forma ácido carbónico que reacciona con los minerales expuestos sobre la superficie terrestre, generando lo que se conoce como intemperismo de la roca. Los ríos acarrean los productos disueltos al océano. En el océano se forma el carbonato de calcio; este se deposita en los sedimentos marinos que por el proceso de subducción entran a la corteza baja de la Tierra. En este proceso se reincorporan elementos a los minerales primarios de las rocas y el carbono regresa a la atmósfera como CO_2 para las emisiones volcánicas e hidrotermales. Este ciclo geoquímico ha ayudado a mantener la concentración del CO_2 atmosférico por debajo de 1% durante los

últimos 100 millones de años; sin embargo, los flujos de carbono anuales son relativamente pequeños (Martínez y Fernández, 2004).

La aparición de la vida sobrepuso al ciclo geoquímico un ciclo biogeoquímico de corto plazo. En éste dominan dos grandes transferencias anuales de carbono: el flujo de CO₂ de la atmósfera a las plantas como resultado de la fotosíntesis, y el regreso de este gas a la atmósfera como resultado de la descomposición de la materia orgánica. En los periodos de la historia de la Tierra en los que la producción de materia orgánica ha excedido su descomposición, el carbono orgánico se ha acumulado en los sedimentos geológicos. La magnitud de estos flujos es tal que ha sido posible detectarlos mediante las variaciones estacionales de las concentraciones atmosféricas de CO₂, particularmente en el Hemisferio Norte debido a su mayor masa continental en comparación con el Hemisferio Sur (Martínez y Fernández, 2004).

Otro componente natural del ciclo del carbono lo constituye el metano (CH₄). Este gas, después del bióxido de carbono, es el compuesto de carbono más abundante en la atmósfera (Schlesinger, 1997). Se produce por la fermentación de la materia orgánica en condiciones anaeróbicas, tal como ocurre, por ejemplo, en los humedales, los sedimentos lacustres y en el aparato digestivo de los rumiantes y las termitas. La concentración de metano muestra variaciones latitudinales, es mayor en el Hemisferio Norte que en el Sur y fuertes oscilaciones estacionales. Tiene una capacidad de absorción de radiación infrarroja 20 veces mayor por molécula que el bióxido de carbono (Silver y DeFries, 1990), por lo que la concentración de este gas en la troposfera tiene también el potencial para contribuir de manera significativa a un cambio climático global.

4.2. Carbono en suelo

El carbono orgánico del suelo (COS) es un componente importante del ciclo global del carbono, ocupando un 69.8% del carbono orgánico de la biósfera (FAO, 2001). Lo suelos contienen más carbono que la suma existente en la vegetación y en la atmósfera (Swift, 2001), el carbono en los suelos puede encontrarse en forma orgánica e inorgánica (Jackson, 1964).

El carbono orgánico del suelo se encuentra en forma de residuos orgánicos poco alterados de vegetales, animales y microorganismos, en forma de humus y en formas muy condensadas de composición próxima al carbono elemental (Jackson, 1964). En condiciones naturales, el carbono orgánico del suelo resulta del balance entre la incorporación al suelo del material orgánico fresco y la salida de carbono del suelo en forma de CO₂ a la atmósfera (Swift, 2001; Aguilera, 2000), erosión y lixiviación. Cuando los suelos tienen condiciones aeróbicas, una parte importante del carbono que ingresa al suelo (55 Pg C año⁻¹ a nivel global) es lábil y se mineraliza rápidamente y una pequeña fracción se acumula como humus estable (0.4 Pg C año⁻¹) (FAO, 2001).

El COS es el principal elemento que forma parte de la materia orgánica del suelo (MOS), Rosell (1999) define a la materia orgánica del suelo como un conjunto de residuos orgánicos de origen animal y/o vegetal, que están en diferentes etapas de descomposición y que se acumulan tanto en la superficie como dentro del perfil del suelo. Además incluye una fracción viva o biota, que participa en la descomposición y transformación de los residuos orgánicos (Aguilera, 2000).

La materia orgánica de los suelos corresponde a compuestos orgánicos carbonados de diferentes características químicas que se presentan estrechamente interrelacionados con la fracción inorgánica del suelo, principalmente arcilla. El contenido de carbono orgánico de los diferentes suelos está determinado principalmente por el clima y el tipo y calidad de arcilla (Sierra y Rojas, 1999).

El clima determina el grado de acumulación de carbono orgánico en el suelo (materia orgánica) a través de dos factores principales: cantidad de precipitación y temperatura. Por otra parte, el tipo y cantidad de arcilla también afecta al grado de acumulación de carbono en el suelo y este afecto interactúa con el suelo, modificando su grado de evolución (Sierra y Rojas, 1999).

La combinación adecuada de humedad y temperatura promueve la formación de abundante fitomasa. Esta vegetación reciclada se integra al suelo e incrementa a través del tiempo el contenido de materia orgánica. Sin embargo, esta acumulación alcanza un equilibrio que está determinado por el balance de los factores señalados de humedad y temperatura, y de la propia interacción producida por la vegetación con el suelo (Sierra y Rojas, 1999).

En cuanto a la acumulación de carbono inorgánico, han sido menos los estudios realizados, a pesar de ser capturado en formas más estables tales como el carbonato de calcio. De hecho, la formación de carbonatos secundarios o carbonatos pedogénicos y el lavado de carbonatos hacia las aguas subterráneas constituye también dos mecanismos importantes de secuestro de carbono (FAO, 2002).

4.3. Carbono en mantillo

El mantillo es un componente importante de los ecosistemas, por que regula el ciclo de nutrientes e influye sobre las características ambientales de los micrositios donde se acumula. Se considera mantillo a la sumatoria de hojarasca (hojas senescentes caídas), ramas finas, flores, frutos y materia orgánica particulada depositada sobre el suelo (Del Valle-Arango, 2003; Carmona *et al.*, 2006; Pérez *et al.*, 2006; Varela *et al.*, 2006). Los efectos más importantes del mantillo sobre las variables microambientales son la disminución de la temperatura y la radiación durante el verano, la conservación de la humedad del suelo durante mayor tiempo y la amortiguación del efecto de las heladas, las lluvias y el viento (Facelli y Pickett, 1991; Facelli *et al.*, 1999; Gutiérrez y Squeo, 2004) (Figura 3).



Figura 3. Ejemplo de mantillo (Autor)

La abundancia, composición y características del mantillo dependen de la tasa de producción, la composición química y las propiedades físicas de las hojas senescentes de las mismas, el aporte de otro tipo de material vegetal (ramas, corteza, frutos, etc.) y las tasas de descomposición. Estos factores a su vez dependen de las especies que producen el material de la comunidad microbiana y de las condiciones ambientales (Facelli y Facelli, 1993; Vivanco y Austin, 2006; Vivanco y Austin, 2008).

Las características físicas, tales como la dureza, área foliar específica, peso, el total del mantillo producido y el tipo de materiales que lo componen, conforman la estructura de la hojarasca. Dicha estructura afecta de manera directa sobre la descomposición y, por lo tanto, la cantidad de mantillo que se acumula bajo el dosel de las plantas.

La heterogeneidad del mantillo representa la diversidad de materiales que lo componen, y puede estar dada tanto por el aporte de más de una especie, como por diferencias en la tasa de descomposición de alguno de los componentes del mantillo. Esta heterogeneidad puede influir en la microbiota del suelo y las condiciones del micrositio, producir interacciones entre los diferentes materiales o afectar la calidad promedio de los materiales en descomposición y así afectar las tasas de acumulación y descomposición del mantillo (Hansen y Coleman, 1998; Pérez Harguindeguy *et al.*, 2008).

Por ejemplo, un mantillo más heterogéneo podría captar mayor cantidad y diversidad de materiales al contar con más diversidad de intersticios que un mantillo más homogéneo. Además de estos factores, las tasas de descomposición tienen relación inversa con el tamaño del material en el suelo, y consecuentemente, la descomposición será más veloz en el mantillo con partículas de menor tamaño (Barrera *et al.*, 2004). Además, los órganos de

vida corta, como hojas y ramas finas, usualmente tienen menos lignina y compuestos secundarios (Coley *et al.*, 1985; Berendse *et al.*, 1987) y consecuentemente se descomponen más rápidamente (Rhoades y Cates, 1976; Coley *et al.*, 1985; Choundhury, 1988). En contraste, los órganos de larga vida, como las ramas y troncos, tardan más en descomponerse debido al mayor contenido de lignina y compuestos secundarios (Fenny, 1970). Además, la acumulación de estos materiales se relaciona con la disposición espacial, la arquitectura de las especies, factores ambientales (Aerts, 1997), y con la estructura del mantillo que puede afectar la captación de material senescente.

4.4. Carbono en vegetación

El almacenamiento de carbono en ecosistemas naturales, así como en las plantaciones forestales, se da mediante el proceso de la fotosíntesis. Durante este proceso el dióxido de carbono se transfiere de la atmósfera al tejido vegetal. Si el tiempo medio de residencia del carbono en tejido vegetal es largo (60 años o más), se habla de un proceso biológico de captura de carbono, el cual contribuye a mitigar los efectos de calentamiento global (Schlesinger, 1997).

Se han implementado diferentes estrategias para capturar el carbono y así reducir la concentración de dióxido de carbono en la atmósfera, ya sea a través de procesos bióticos o abióticos. Dentro del primer grupo comprende la fijación de dióxido de carbono como biomasa sobre la superficie terrestre, principalmente por las plantas que son las que lo utilizan en el proceso de la fotosíntesis. Respecto a la captura de carbono por procesos abióticos, consiste en la canalización de dióxido de carbono producido en las industrias o fábricas hacia las profundidades del océano o dentro del manto freático (Kimble *et al.*, 2002).

La biomasa es un parámetro que caracteriza la capacidad de los ecosistemas para acumular materia orgánica a lo largo del tiempo (Brown 1997; Eamus *et al.*, 2000) y está compuesta por el peso de la materia orgánica aérea y subterránea que existe en un ecosistema forestal (Schlegel *et al.*, 2000) (Figura 4). Según el IPCC (2006), es la masa total de organismos vivos presentes en un área o volumen dados; se suele considerar biomasa muerta el material vegetal muerto recientemente. La biomasa es importante para cuantificar la cantidad de nutrientes en diferentes partes de las plantas y estratos de la vegetación, permiten comparar distintos tipos de especies o vegetación similar en diferentes sitios. Además, la cuantificación de la biomasa y el crecimiento de la vegetación en los ecosistemas son críticos para las estimaciones de fijación de carbono, un tema actualmente relevante por sus implicaciones en relación al cambio climático (Dixon *et al.*, 1991; Ciesla, 1996).



Figura 4. Bosque de *Pinus hartwegii* (Autor)

Existen dos métodos comúnmente usados para estimar la biomasa: el método directo y el indirecto. Dentro del primero está el destructivo, que consiste en cortar el árbol y determinar la biomasa pesando directamente cada componente (Klinge y Herrera, 1983; Araujo *et al.*, 1999). Dentro de los indirectos se utilizan los métodos de cubicación del árbol donde se suman los volúmenes de madera, se toman muestras y se pesan en el laboratorio para calcular los factores de conversión de volumen a peso seco, es decir, la gravedad o densidad específica (Segura, 1997). Otra forma de estimar la biomasa es mediante ecuaciones o modelos basados en análisis de regresión, que utilizan variables colectadas en el campo tales como el diámetro a la altura del pecho (DAP), la altura comercial y total, el crecimiento diamétrico, el área basal y la densidad específica de la madera (Jordan y Uhl 1978; Saldarriaga *et al.*, 1988). Este método no es destructivo y es extrapolable a situaciones de crecimiento similares (Parresol, 1999).

Los modelos de biomasa han aumentado en los últimos años, y posiblemente sean más los desarrollados para árboles individuales que para bosques (Segura, 1997; Loguercio y Defossé, 2001). Estas ecuaciones facilitan la toma de decisiones y permiten la estimación de biomasa y carbono a gran escala.

4.5. Carbono en sedimento

Se da el nombre genérico de sedimentos a las partículas procedentes de las rocas o suelos y que son acarreadas por las aguas que escurren y por los vientos. Todos estos materiales, después de cierto acarreo, finalmente son depositados a lo largo de los propios cauces, en lagos o lagunas, en el mar y en las partes bajas de la cuenca, principalmente en la planicie,

lo que da origen a la formación de esta y a su levantamiento. El sedimento que se deposita en un gran cuerpo de agua recibe de esta, estructura y carácter finales (Figura 5).



Figura 5. Sedimentos en la orilla de un río (Autor)

Los sedimentos son un factor muy importante que presentan concentraciones considerables de elementos traza, nutrientes y materia orgánica. En los sedimentos, los ciclos de varios elementos químicos, particularmente del carbono, nitrógeno, fósforo y azufre, son afectados por las reacciones geoquímicas llevadas a cabo en la interfase agua-sedimento, como son el intercambio y la difusión de iones disueltos o adsorbidos y por diversos compuestos y gases (Kennish, 1986). El sedimento es fundamental porque, conforma el sustrato para los diversos microorganismos que participan en los procesos biogeoquímicos de remineralización, representando al mismo tiempo, energía potencial para la producción secundaria bacteriana dentro del estuario (Moran y Hodson, 1990).

Factores como producción primaria autóctona, aporte de material terrígeno, profundidad de la columna de agua, tasas de sedimentación, producción bentónica, bioperturbación y concentración de oxígeno disuelto afectan la cantidad, distribución vertical y composición química de la materia orgánica contenida en los sedimentos (Stumm y Morgan, 1981; Jorgensen *et al.*, 1990; Cowie y Hedges, 1992). Una vez depositado en el fondo, el sedimento va sufriendo una serie de reacciones diagenéticas que van cambiando su composición química (Berner, 1980).

Los sedimentos depositados en el fondo suelen actuar como una matriz integradora de los procesos que se desarrollan en un cuerpo de agua y su estudio puede entregar valiosa información sobre estos. El contenido de material biogénico en el sedimento (expresado como materia orgánica, carbono o nitrógeno orgánico), puede ser utilizado como un

indicador de la producción media de un lugar, y la acumulación de ella en el fondo, permite obtener una idea de la biomasa generada en el cuerpo de agua (Ahumada *et al.*, 1996).

La erosión hídrica provoca la pérdida progresiva del suelo, nutrientes y agua, lo que a su vez ocasiona la emisión de nutrientes constituyendo un foco de contaminación difusa (Bienes *et al.*, 2010). Son escasos los trabajos dirigidos a determinar y cuantificar el papel de la erosión como origen de contaminación difusa, pérdida de fertilidad del suelo o concretamente erosión del carbono orgánico. En zonas montañosas la pérdida de materia orgánica y nutrientes puede llegar a ser considerable, con proporciones de enriquecimiento de los sedimentos por encima de la unidad (Garfur *et al.*, 2003).

4.6. Biotopo

El término “biotopo” fue introducido por el científico alemán Dahl en 1908 como una adición al concepto de “biocenosis” formulado anteriormente por Möbius en 1877. Inicialmente determinó las condiciones físicas y químicas de existencia de una biocenosis (“el biotopo de una biocenosis”). Además, tanto el biotopo como la biocenosis fueron considerados respectivamente como partes abióticas y bióticas de un ecosistema (Olenin y Ducrottoy, 2006).

Más tarde, Tansley en 1935 (Keller y Golley, 2000) produjo la primera definición de ecosistema. Los seguidores introdujeron nociones complementarias que describían las condiciones físicas y los grupos de plantas y animales que vivían allí y finalmente sugirieron que el ecosistema estaba compuesto por el biotopo (el ambiente abiótico) y la biocenosis (las comunidades bióticas): biotopo + biocenosis = ecosistema (Ramade, 1978; Voronov *et al.*, 2002).

La nueva interpretación del término (“biotopo = hábitat + comunidad”) apareció en el Reino Unido a principios de los noventa, este nuevo concepto de biotopo combina el entorno físico (hábitat) y su distintivo conjunto de especies conspicuas. El hábitat se definió en función de la ubicación geográfica, las características fisiográficas y el ambiente físico y químico, mientras que la comunidad fue descrita como un grupo de organismos que ocurren en un ambiente particular, presumiblemente interactuando entre sí y con el medio ambiente (Hiscock y Tyler-Walters, 2003).

4.7. Flujo de carbono en los ecosistemas terrestres.

El carbono en los sistemas terrestres usualmente se fracciona en cuatro principales componentes: Biomasa aérea, sistemas radiculares, mantillo y carbono orgánico del suelo (Figura 6) (Aceñolaza *et al.*, 2007). Insam (1990) menciona que los microorganismos son los principales medidores de la tasa de intercambio del carbono en el suelo. Por definición ellos

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

también son parte del carbono orgánico. El carbono fijado en estas cinco fracciones puede liberarse de forma natural a la atmósfera a través de los procesos de respiración de los distintos órganos de las plantas y de la actividad microbiana del suelo, responsable de la mineralización de la materia orgánica (FEMP, 2012).

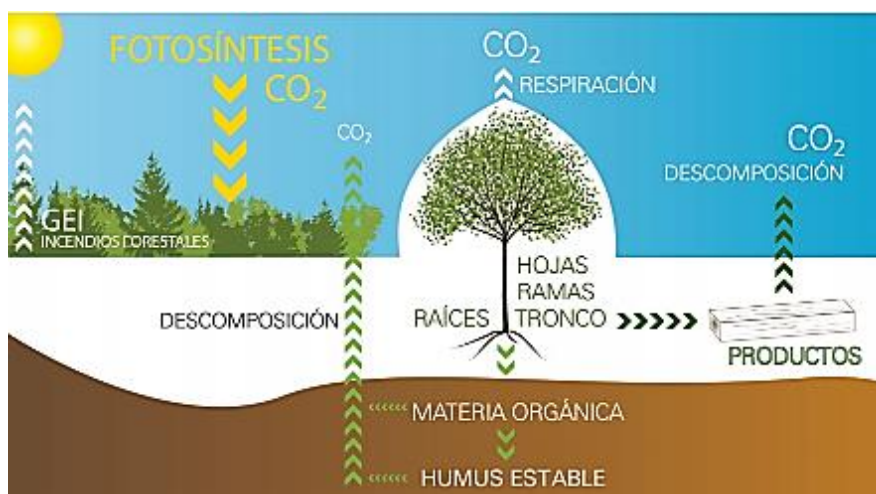


Figura 6. Flujo de carbono en un ecosistema terrestre Tomado de FEMP, 2012

Si el balance neto de los flujos de carbono, absorciones y emisiones resulta positivo nos encontraremos con ecosistemas terrestres que actúan activamente como sumideros de carbono. En caso contrario, tendrá la consideración de fuentes emisoras de carbono. Este balance neto depende de muchos factores, entre los que se encuentran las características propias de la vegetación, del clima y del tipo de suelo y de las particularidades de la gestión aplicada (FEMP, 2012).

4.8. Ecosistemas ribereños como sumideros de carbono

El término zona riparia o ribereña designa la región de transición y de interacción entre los medios terrestre y acuático. Esta zona se caracteriza por una flora y fauna cuya composición está fuertemente determinada por la intensidad luminosa, el contenido de agua y la granulometría del suelo. Las zonas de transición entre el medio terrestre y los ecosistemas acuáticos poseen un poder tampón, es decir tienen la capacidad de absorber y almacenar elementos, por ejemplo retienen parte del nitrógeno y fósforo transportados por la escorrentía, desde los cultivos hasta los cursos de agua (Granados *et al.*, 2006).

Además de la retención de elementos, las bandas de vegetación de ribera somborean el agua y reducen su temperatura durante los días calurosos, estabilizan las orillas, reducen los riesgos de erosión y ofrecen un hábitat a muchas especies vegetales y animales (Bren, 1993).

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

Los ríos que atraviesan los bosques están rodeados por vegetación riparia, que controla la temperatura, la luminosidad del agua y proporciona cantidades de detritos vegetales (madera y hojas muertas) los cuales reducen la velocidad de corriente, frenan las crecidas y crean zonas de calma favorables para la instalación de muchas especies animales (Figura 7) (Anderson *et al.*, 1978).



Figura 7. Ecosistema ribereño en el Parque Nacional Izta-Popo (Autor)

Los suelos ribereños son excepcionalmente fértiles y productivos, estos suelos demuestran ser ricos en nutrimentos, debido a que siempre que una corriente de agua escapa de sus bancos, deja un depósito de sedimentos tras de sí y, con el tiempo, se crea un rico suelo aluvial, la clase de suelo que hace populares a los valles de los ríos entre los campesinos, el agua que fluye sobre estos suelos facilita el reciclamiento de los nutrimentos y, así, el desarrollo de las plantas mediante el movimiento de O_2 a través del suelo y la remoción de CO_2 , así como de los productos metabólicos residuales (Sethuram *et al.*, 2007).

Al ser los bosques de ribera comunidades vegetales exuberantes en relación con su entorno, caracterizadas por su mayor altura, densidad, cantidad de biomasa, complejidad estructural y número de especies siempre verdes (Bren, 1993). En efecto, los contingentes como el suelo o la biomasa forestal tienden a capturar y liberar a la atmósfera determinadas cantidades de carbono, y cuando se establece un sistema de manejo para el reservorio, es posible incrementar el contenido de dicho elemento, es decir, secuestrar parte del carbono contenido en la atmósfera (Sethuram *et al.*, 2007).

Los efectos del cambio climático global son consecuencia del incremento de gases de efecto invernadero (GEI), esto propicia que se presenten con mayor frecuencia y sean más intensos. En México una de las principales estrategias para mitigar dichos efectos es la

remoción de estos gases (específicamente del dióxido de carbono) de la atmosfera secuestrándolos en los compartimentos de sus diversos ecosistemas y así amortiguar sus dañinas consecuencias.

5. JUSTIFICACIÓN

En estudios realizados por Escalante y González además de los de Cortés y Vega en (2013), en sistemas ribereños del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia, se reporta que el contenido de carbono orgánico en suelo, mantillo, vegetación (en porcentaje de materia orgánica) es más elevado en zonas forestales conservadas que en sitios perturbados (agrícolas o urbanos). Esta perturbación disminuye la capacidad de almacenaje de carbono en el suelo (tanto en el retenido en forma de materia orgánica como el que se retiene en la biomasa microbiana), vegetación y sedimento. Por lo que al estimar el contenido de carbono en sitios ribereños conservados y perturbados, con diferente condición de uso de suelo y sobre un gradiente altitudinal en el Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia se tendrá una comparativa del potencial de secuestro de carbono en estos ecosistemas para un adecuado manejo.

6. HIPÓTESIS

Dado que el contenido de carbono orgánico en los compartimentos suelo, vegetación y sedimento es afectado por la altitud, uso de suelo, estado de conservación, efecto de exposición de ladera y la distancia respecto al afluente, se plantea el supuesto que en biotopos de mayor altitud y mejor conservados, los contenidos de carbono orgánico en los diferentes compartimentos de los sistemas ribereños, son mayores que en los biotopos de sitios con menores altitudes sujetos a alteración por actividades antrópicas.

7. OBJETIVOS

7.1. Objetivo general

Evaluar y comparar los contenidos de carbono orgánico almacenados en los compartimentos vegetación, mantillo, suelo, biomasa microbiana y sedimento de cuatro sitios en sistemas ribereños de régimen permanente adyacentes a cuatro biotopos en bosques templados con distinta condición de uso de suelo en el Parque Nacional Izta-Popo y su zona de influencia.

7.2. Objetivos particulares.

- Caracterizar ecológicamente los sitios de muestreo.
- Estimar contenidos de carbono orgánico del suelo tanto en necromasa como en biomasa microbiana y mantillo (distante hasta cinco metros del cauce); el almacenado en la parte aérea de la vegetación riparia dominante (de cada sitio de estudio) y del sedimento depositado en el canal del arroyo.
- Comparar los contenidos de carbono orgánico almacenado en el suelo (necromasa y biomasa microbiana) y mantillo de dos exposiciones contrastantes (solana y umbría).
- Comparar los contenidos de carbono almacenado en la vegetación dominante y el sedimento de cada sitio estudiado.

8. ZONA DE ESTUDIO

8.1. Ubicación geográfica

El Parque Nacional Izta-Popo Zoquiapan, se localiza en las coordenadas extremas 18°59'00.43'' y 19°28'09.44'' de Latitud Norte y 98°34'55.88'' y 98°46''40.95'' de Longitud Oeste. Su ubicación geográfica es en el centro de la región más poblada de la nación, lo hacen invaluable por los servicios ambientales que a este le proporciona, especialmente la provisión de agua (CONANP, 2013).

8.2. Clima

Debido a su topografía y ubicación el Parque tiene una variedad de climas que van del templado húmedo a los climas frío y muy frío; la temperatura disminuye con la altura a razón de 0.68 °C por cada 100 m. Por la latitud de esta región se ve afectada en la época fría del año por sistemas de tiempo propios de las latitudes medias, como los frentes fríos y la invasión de masa de aire polar continental; en el verano influyen los sistemas meteorológicos propios de la zona tropical como los huracanes y las ondas tropicales (CONANP, 2013).

8.3. Edafología

De acuerdo con la clasificación de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, 2000), las unidades de suelo presentes en el área del Parque Nacional Izta-Popo son:

- Leptosoles; del griego *leptos*, fino. Suelos muy someros sobre roca continua y suelos extremadamente gravillosos y/o pedregosos. Los leptosoles son suelos azonales y particularmente comunes en regiones montañosas.
- Regosoles. Suelos minerales muy débilmente desarrollados en materiales no consolidados que no tiene un horizonte mólico o úmbrico, no son muy someros ni muy ricos en gravas (Leptosoles), arenosos (Arenosoles) o con materiales flúvicos (Fluvisoles).
- Andosoles; del japonés *an*, negro y *do*, suelo. Son suelos negros de paisajes volcánicos, desarrollados en eyecciones o vidrios volcánicos bajo casi cualquier clima (excepto bajo condiciones climáticas hiperáridas).
- Cambisoles; del italiano *cambiare*, cambiar. Suelos con formación de por lo menos un horizonte subsuperficial incipiente. La transformación del material parental es evidente por la formación de estructura y decoloración principalmente parduzca, incremento en el porcentaje de arcilla, y/o remoción de carbonatos.
- Fluvisoles; de latín *fluvius*, río. Son suelos azonales genéticamente jóvenes, en depósitos aluviales. El nombre *Fluvisoles* puede ser confuso en el sentido de que estos suelos no están confinados solo a los sedimentos de ríos; también pueden encontrarse en depósitos lacustres y marinos (IUSS, 2007).

8.4. Hidrología

Los recursos hídricos que se originan en el Parque Nacional se forman principalmente por el deshielo de los glaciares y la precipitación pluvial abundante en la región, que en algunas

zonas sobrepasa los 1000 mm anuales. Las corrientes superficiales pueden ser permanentes o intermitentes, estas últimas son innumerables durante la época lluviosa y también se produce gran infiltración de agua que va a alimentar las corrientes subterráneas. Los ecosistemas de la Sierra Nevada efectúan procesos que permiten la recarga de acuíferos y mantos freáticos que abastecen buen parte de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México y del Valle de Puebla y Tlaxcala (CONANP, 2013).

8.5. Flora

La situación geográfica y el intrincado relieve de esta región favorecen su alta diversidad ecosistémica y gran riqueza biológica que se distribuye en un amplio gradiente altitudinal. La confluencia de las zonas biogeográficas neártica y neotropical le proporciona mezclas únicas de flora, fauna y hongos. La mayor diversidad se encuentra entre los 2,400 y 3,500 m (CONANP, 2013).

El Parque Nacional Izta-Popo es el remanente más importante de bosques de coníferas y praderas de alta montaña en el centro del país. Su importancia radica no solo en la extensión de bosques en buen estado de conservación (más de 21,000 hectáreas de bosque conservado que representan 52.33% de la superficie total del Parque), sino en la diversidad de su flora y fauna (CONANP, 2013).

En el Parque Nacional como en todos los bosques la distribución de la vegetación atiende a la altitud, de modo que pueden distinguirse tres pisos fundamentales, que incluyen zonas de transición o ecotonos donde se llevan a cabo complejas relaciones ecológicas entre las comunidades, dificultando su interpretación y limite altitudinal preciso. A pesar de ello, se ha clasificado la vegetación en tres categorías básicas, según la clasificación de Rzedowski (CONANP, 2013).

Los bosques de coníferas constituyen la vegetación dominante, continuando con las praderas de alta montaña o pastizal alpino que consta de vegetación herbácea de no más de 50 cm de altura, que colinda con las nieves permanentes. Entre estas dos zonas se establece un ecotono constituido por una franja de aproximadamente 100 metros, en buen estado de conservación. Las principales especies que se distribuyen en el ecotono son: *Senecio sp.*, *Digitalis sp*, *Cnicus benedictus* L., *Lupinus sp* y *Verbascum thapsus* (CONANP, 2013).

En el Popocatepetl, hasta los 3,100 m de altitud se encuentran asociaciones dominadas por *Pinus montezumae*, que forman un dosel de 20 o 30 m, frecuentemente asociado con especies de los géneros *Quercus*, *Abies*, *Arbutus*, *Alnus*, *Salix* y *Buddleia*. Por su parte en Zoquiapan la distribución del bosque de pino, dominado por las especies de *Pinus hartwegii* y *P. montezumae*, se asocia más a las condiciones de suelos profundos o someros pero con bastante materia orgánica del suelo (CONANP, 2013).

Se establecen asociaciones vegetales de transición entre *Pinus* y *Abies* lo que implica que son zonas de amplia diversidad florística y ecológica conformando rodales mixtos de *Pinus*

ayacahuite con *Abies religiosa*. En esta zona de ecotono también es frecuente la asociación de *Pinus montezumae* con *Pinus hartwegii*. En estos bosques el dosel no es muy cerrado, lo que permite el establecimiento y desarrollo de diversas especies arbóreas, arbustivas y herbáceas. Entre los géneros mejor representados pueden citarse: *Pinus*, *Senecio*, *Ribes*, *Muhlenbergia*, *Agrotis*, *Lupinus* y *Festuca* (CONANP, 2013).

9. MÉTODOS

9.1. Delimitación del área de estudio

Se realizó una investigación bibliográfica y cartográfica del Parque Nacional Izta-Popo para determinar los cuatro biotopos de estudio. Para seleccionarlos se utilizó la carta topográfica de INEGI, E14B42 Huejotzingo, Puebla escala 1:50000. Posteriormente se identificaron los órdenes de cauce con el programa SAGA v.2.3.2, empleando datos de la subcuenca el río Nexapa obtenidos de INEGI (SIATL) escala 1:50000, clave: RH18Ae. Los datos obtenidos se visualizaron y se procesaron en el sistema de información geográfica QGIS v.2.18.13.

La delimitación de los biotopos de estudio siguió tres características fundamentales: 1) encontrarse adyacentes a afluentes de un sistema fluvial que sea permanente, 2) seguir un gradiente altitudinal y 3) cada uno con un uso de suelo particular.

Una vez delimitados los sitios de estudio, en campo se registraron las coordenadas UTM con un sistema de posicionamiento global (GPS) y posteriormente se realizó la caracterización fisiográfica de cada sitio describiendo la pendiente, altitud, exposición, temperatura ambiental y del suelo, así como el tipo de vegetación dominante (Figura 8).

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

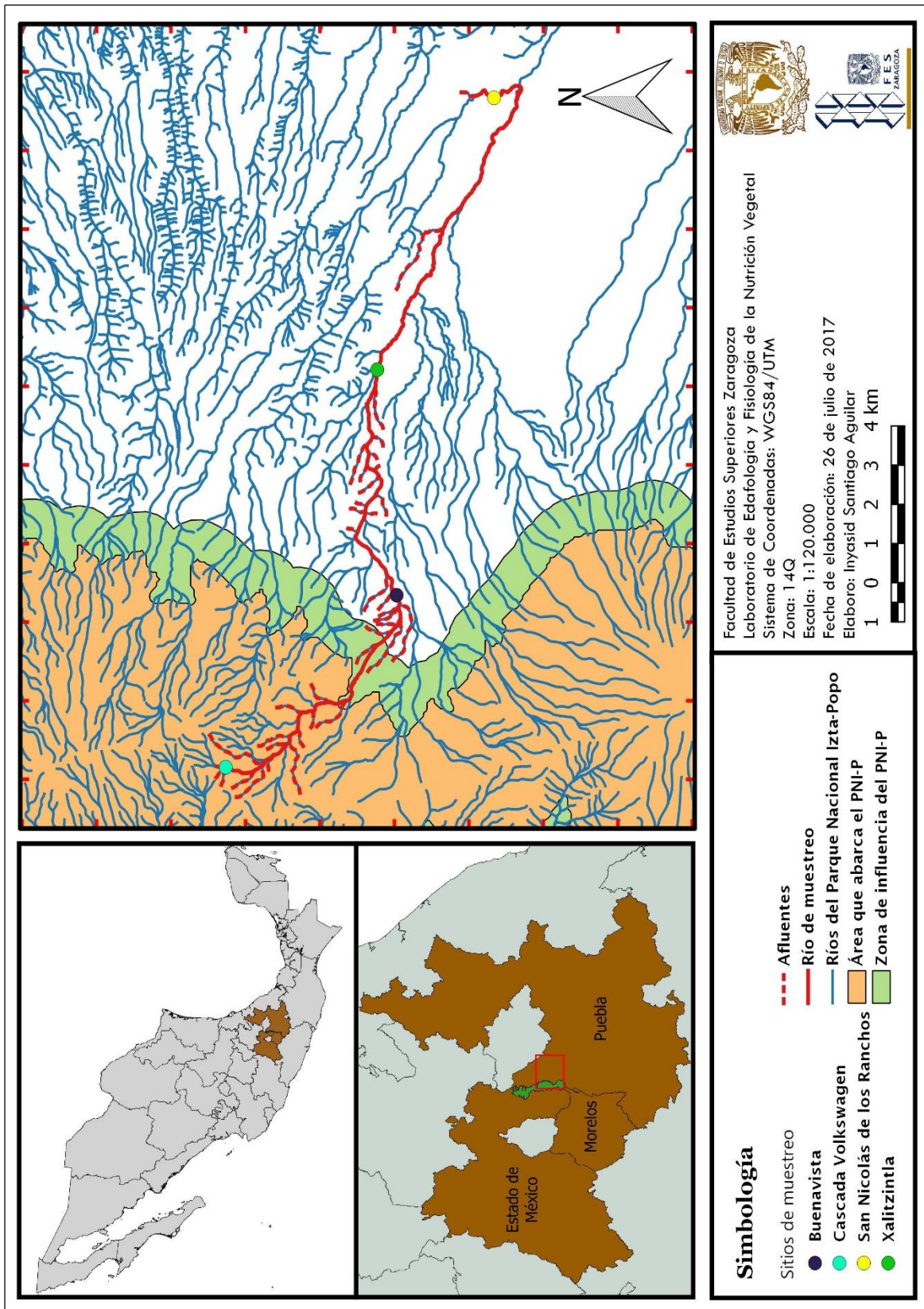


Figura 8. Sitios de muestreo en el Parque Nacional Izta-Popo

9.2. Muestreo de suelo y mantillo

En cada sitio se delimitó con un flexómetro un transecto de 30 metros a lo largo del río u arroyo. Se eligieron tres puntos para colecta de suelo tomando 3 muestras de aproximadamente 200 g de suelo a 0 m, 15 m y 30 m sobre el transecto y en ambas exposiciones respecto a la incidencia solar (solana y umbría). En las distancias referidas sobre el transecto se midieron 1 m y 5 m de forma perpendicular a cada lado del cuerpo de agua y en cada distancia fueron los sitios de toma de muestra.

Ya definidos los sitios de colecta en cada uno se trazaron cuadrantes de 0.25 m × 0.25 m de los cuales se retiró el mantillo y se almacenó en bolsas de papel para su posterior tratamiento en el laboratorio. Respecto al suelo, se tomaron dos grupos de muestras de suelo, uno entre 0-10 cm y otro de 0-20 cm de profundidad, colocándolas en bolsas plásticas (Figura 9). Las muestras de suelo de 0-10 cm de profundidad se transportaron en una hielera a 4 °C hasta el laboratorio.

Para determinar densidad aparente del suelo se introdujeron tubos de cobre directamente en el suelo (2 cm de diámetro y 7 cm de alto) posteriormente al retirarlo se selló con plástico y ligas en los extremos para su conservación hasta el laboratorio, donde se pesaron antes de eliminar la humedad, posteriormente se secó a temperatura constante de 105 °C durante tres días en una estufa, mismos en los que fueron pesados cada 24 horas en una balanza analítica hasta alcanzar peso constante (Moosegar y Warrick, 1986).

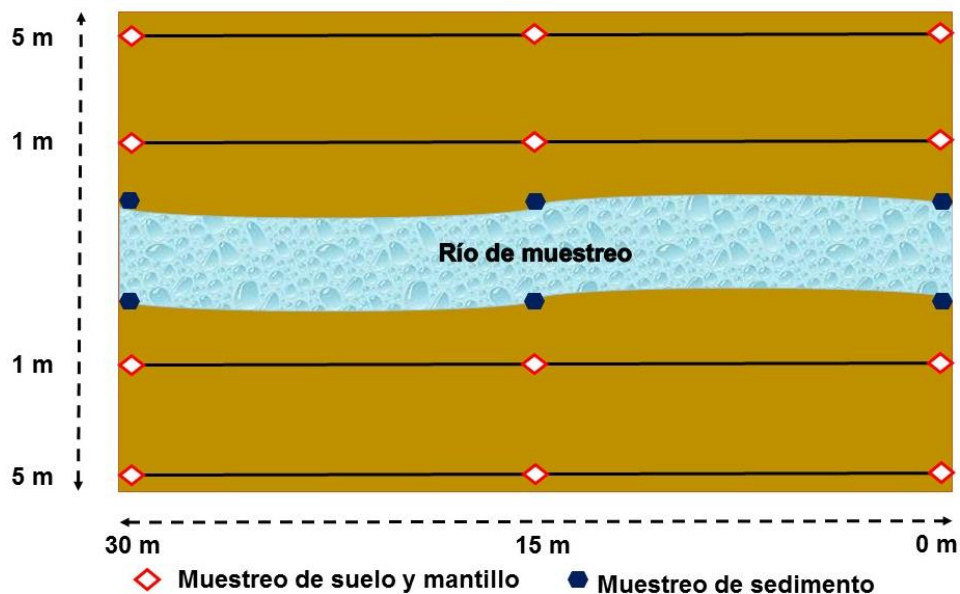


Figura 9. Muestreo de suelo, mantillo y sedimento

9.3. Muestreo de sedimento

Una vez definido el transecto se recolectó sedimento (aproximadamente 250 g) a 0 m, 15 m y 30 m en el canal del río (Figura 9). Estas se almacenaron en bolsas plásticas previamente etiquetadas para su transporte al laboratorio.

9.4. Muestreo de vegetación

9.4.1. Arbóreo

Para realizar la estimación de carbono almacenado en el estrato arbóreo se realizó un diseño de muestreo diferente al propuesto en el Inventario Nacional Forestal y de Suelos, debido al relieve irregular que presentan los ecosistemas ribereños. El diseño experimental que se propuso consistió en delimitar dos áreas de 300 m² a cada lado del río, dando un total de 600 m², donde se consideraron todos los árboles (Figura 10).

Posteriormente, se identificaron a nivel de especie los individuos vegetales presentes en el cuadrante. Los que no fueron identificados *in situ*, se les tomó muestra y fotografía para su posterior identificación con apoyo de la clave de Calderón y Rzedowski (2001). En cada cuadrante se contaron los árboles se les determinó el perímetro a la altura del pecho en centímetros y se estimó la altura del fuste en metros con base en comparación visual de una referencia de longitud conocida. Para determinar la densidad de la madera se cortaron cuatro muestras de cada árbol (ramas secundarias) de 2.5 cm de longitud y de diámetro uniforme, estas se almacenaron en bolsas de papel para su tratamiento en laboratorio.

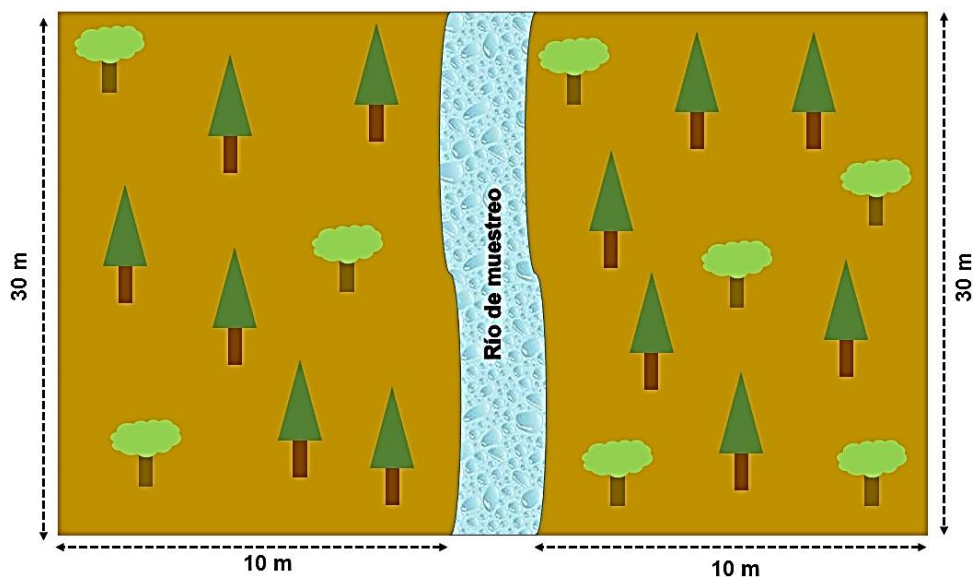


Figura 10. Área para muestreo arbóreo

9.4.2. Herbáceo

El muestreo del estrato herbáceo se realizó trazando 5 cuadrantes de 1 m × 1 m, dentro del cual se identificaron los individuos vegetales, los que no fue posible identificar, se realizó el procedimiento similar al estrato arbóreo. Posteriormente se llevó a cabo un conteo de todos los especímenes para cada cuadrante (Figura 11).

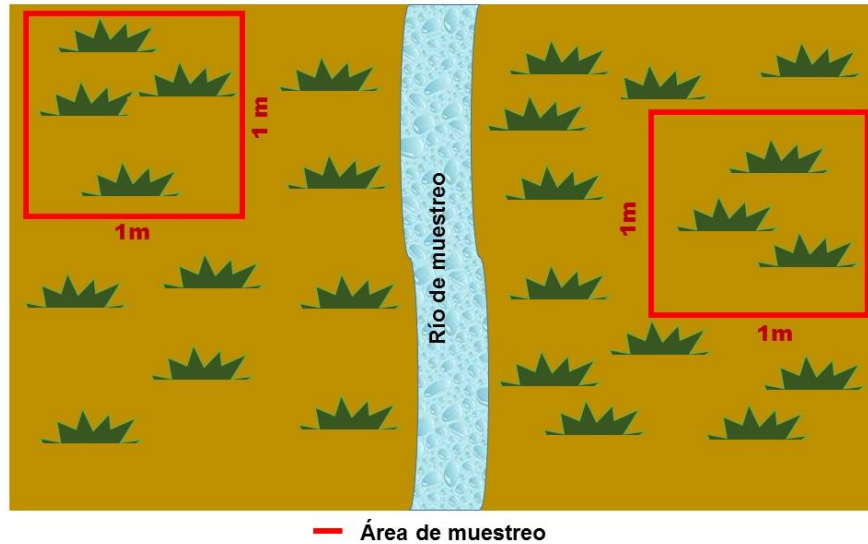


Figura 11. Muestreo de herbáceas amacolladas

9.5. Análisis de laboratorio

9.5.1. Pretratamiento y procesamiento de las muestras

- Mantillo. Las muestras de mantillo en fresco fueron tamizadas con malla de 2 mm para eliminar el suelo adherido y se colocaron en bolsas de papel etiquetadas, estas se secaron en la estufa a 60 °C y fueron pesadas cada 24 horas hasta obtener su peso constante.
- Suelo de 0-20 cm. Las muestras se colocaron sobre papel bond blanco, en charolas de plástico y secadas al aire (temperatura ambiente), fueron tamizadas a través de una malla de 2 mm y se almacenaron en frascos de polietileno etiquetados con datos de la fecha de muestreo, biotopo, la amplitud respecto al afluente y la exposición de ladera.
- Suelo de 0-10 cm. Las muestras fueron preservadas en refrigeración a 4 °C hasta el momento de su análisis.

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

9.5.2. Métodos

Cuadro 1. Métodos para determinar carbono y parámetros edáficos

Parámetro	Descripción
Conductividad eléctrica del suelo	(relación suelo agua 1:5) utilizando un conductímetro (Richards, 1990)
Densidad aparente del suelo	Método del cilindro (USDA, 1999)
pH activo	(relación suelo-agua 1:2) utilizando un potenciómetro (Jackson, 1964)
Materia orgánica del suelo	Walkley y Black (1934)
Carbono de biomasa microbiana	Método de fumigación incubación y medición estequiométrica de CO ₂ (Powlson <i>et al.</i> , 1987; Shna-Min <i>et al.</i> , 1987)
Materia orgánica del sedimento	Walkley y Black (1934)
Densidad básica de la madera	Método del máximo contenido de humedad (Smith, 1954)

9.6. Fase de gabinete

El porcentaje de carbono orgánico se calculó a partir de la ecuación 1, con el porcentaje de materia orgánica y suponiéndole a ésta, un contenido de 58% de carbono.

$$\%CO = \frac{(\%Materia\ Orgánica \times 58)}{100} \quad (1)$$

Carbono en mantillo (CM) se determinó a partir de la diferencia de peso fresco y seco. Para estimar el contenido de carbono se utilizó la fracción de carbono reportada por Cruz y Etchevers (2011) en la ecuación 2.

$$CM = biomasa\ seca \times 0.58 \quad (2)$$

El carbono de biomasa vegetal (CBV) se estimó a partir de la diferencia de peso fresco y seco de plantas herbáceas. Para calcular el contenido de carbono se utilizó la fracción de carbono reportada por Cruz y Etchevers (2011) en la ecuación 3.

$$CBV = biomasa\ seca \times 0.58 \quad (3)$$

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

Cálculo del factor de expansión. Para la vegetación arbórea se calculó el volumen del fuste a partir de los datos registrados en campo: perímetro a la altura del pecho y altura del tronco del árbol. Se estimó el volumen mediante la ecuación 4 reportada por González (2008).

$$Vf = \pi \times r^2 \times h \quad (4)$$

Donde:

Vf = volumen del fuste (m^3)

$\pi = 3.1416$

r = radio del perímetro del árbol (m)

h = altura del fuste del árbol (m)

Para la estimación de la biomasa seca (Bs) se utilizó el método sugerido por Torres y Guevara (2002), basado en modelos matemáticos para diferentes tipos de bosques en México y se calculó a partir del volumen, según la ecuación 5.

$$Bs = (b_0) + [b_1 \times Vf] \quad (5)$$

Donde:

Bs = biomas seca (kg)

b_0 y b_1 = estimadores

Vf = volumen del fuste (m^3)

Se utilizaran los estimadores reportados por Torres y Guevara (2002) del Cuadro 2, de acuerdo al tipo de bosque:

Cuadro 2. Estimadores para obtener la biomasa a partir del volumen

Tipo de bosque	b_1	b_0	r^2
Coníferas	723.579	-175.492	0.994
Latifoliadas	506.523	0.17	0.969

La estimación de la biomasa corresponde a la contenida en el fuste (tronco) y se excluye la de ramas y follaje; para incorporar estos componentes y obtener la biomasa total del árbol,

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

se utilizó la ecuación 6 que expresa el factor de expansión de biomasa (*FEB*) reportado por Alpizar (1997).

Si el valor de la biomasa es menor a 190 Mg ha⁻¹ el *FEB* está dado por la ecuación 6:

$$FEB = e^{[(3.213-0.506) \times (\ln Bs)]} \quad 6$$

Donde:

FEB = factor de expansión de biomasa

e = exponencial

ln = logaritmo natural

Bs = biomasa seca (kg)

Si el valor de biomasa es mayor o igual a 190 Mg ha⁻¹, el *FEB* es 1.74

Cálculo del carbono del estrato arbóreo. La densidad de la madera se define como la relación que hay entre el peso y su respectivo volumen y sus unidades son g cm⁻³ o kg m⁻³. Esta última se obtuvo con las variables de peso anhidro (*P_o*) y peso saturado (*P_s*). Se calculó la densidad de la madera para cada muestra utilizando la ecuación 7 del método de máximo contenido de humedad de Smith (1954).

$$DBM = \frac{1}{\frac{P_s - P_o}{P_o} + 1.53} \quad (7)$$

Donde:

DBM = densidad básica de la madera (g/cm³)

P_s = peso saturado (g)

P_o = peso anhidro (g)

1.53 = densidad de la madera sólida

Para conocer la biomasa del fuste (*B_f*) se empleó la ecuación 8 reportada por González (2008).

$$Bf = Vf \times DBM \quad (8)$$

Donde:

Bf = biomasa del fuste (kg)

Vf = volumen del fuste (m^3)

DBM = densidad de la madera ($kg\ m^{-3}$)

Arredondo y Navar (2009) mencionan que, para obtener la biomasa total (Bt) del árbol a partir de datos de registro forestal, se debe conocer la relación de la biomasa del fuste, la copa y las raíces, lo cual se expresa mediante un factor de expansión; el factor de expansión de biomasa es la relación que existe entre la biomasa del fuste y la biomasa total (Loguercio y Defossé, 2001). Para obtener la biomasa total del árbol (Bt) se utilizó la ecuación 9 modificada de Loguercio y Defossé (2001).

$$Bt = Bf + FEB \quad (9)$$

Donde:

Bt = biomasa total del árbol, contemplando las irregularidades de la copa y raíces (kg)

Bf = biomasa del fuste (kg)

FEB = factor de expansión de biomasa

La estimación de carbono almacenado se realizó a partir de la biomasa total del árbol, multiplicada por la fracción de carbono 0.5 reportada por IPCC (1996), ecuación 10.

$$CBV = Bt \times fC \quad (10)$$

Donde:

CBV = carbono de biomasa vegetal

Bt = biomasa total del árbol (fuste + factor de expansión)

fC = fracción de carbono (0.5)

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

Una vez obtenidos todos los datos de laboratorio y campo, se procedió a realizar un análisis estadístico, centrado en el desarrollo de análisis de correlación simple de Pearson para evaluar la relación entre las propiedades y parámetros determinados, análisis de varianza con el modelo lineal generalizado y pruebas de Tukey para la comparación de los promedios de contenidos de carbono entre las diferentes distancias de muestreo y las dos exposiciones de ladera. Ante las múltiples interacciones entre variables de respuesta a las condiciones de altitud y exposición, se realizaron también, análisis de correlaciones canónicas por su utilidad en investigaciones en las que se tienen múltiples variables dependientes y permite la valoración de las relaciones significativas entre las variables independientes con múltiples variables dependientes.

10. RESULTADOS

10.1. Caracterización ecológica

En el Cuadro 3 se presentan los cuatro biotopos de estudio distribuidos en un rango altitudinal de 2400 m a 4000 m. Este afluente alimenta la subcuenca del río Nexapa que a su vez se localiza en el área de la cuenca del río Atoyac, la cual es parte de la cuenca hidrográfica del río Balsas. El arroyo nace de los glaciares del volcán Iztaccíhuatl y desciende atravesando la compleja orografía de éste; desde el primer biotopo nombrado Cascada Volkswagen hasta el último sitio de estudio, San Nicolás de los Ranchos.

Cuadro 3. Sitios de estudio dentro del Parque Nacional Izta-Popo y su zona de influencia

Biotopo	Altitud metros	Coordenadas UTM		Tipo de suelo (INEGI, 2014)	Tipo de suelo (Sandoval, 2016)	Uso de suelo (INEGI, 2013)
		Este	Norte			
Cascada Volkswagen	3961	537650	2115807	Rd+I+Tm	Andosol vitrico úmbrico	PAM
Buenavista	3300	542037	2111204	Rd+I+Tm	Andosol vitrico úmbrico	VSABP
Xalitzintla	2678	547792	2111726	Be+Tm+I	Fluvisol mólico	AT
San Nicolás de los Ranchos	2419	554726	2108585	Be+Tm+I	Fluvisol háplico	AT

Rd: regosol dístrico; I: litosol; Tm: andosol mólico; Be: cambisol eútrico; PAM: pradera de alta montaña; VSABP: vegetación secundaria arbórea con bosque de pino; AT: agricultura de temporal. Sandoval, escala 1:10000. INEGI 2013, escala 1:250000. INEGI 2014, escala 1:1000000

Se denominó Cascada Volkswagen al biotopo que se encuentra en el fondo de un pequeño valle a 3961 m de altitud, la vegetación se encuentra dominada por gramíneas amacolladas y *Pinus hartwegii* en las zonas altas de las laderas, de estas afloran escurrimientos que alimentan las ciénegas que caracterizan este sitio. El suelo presenta una textura franco limosa fina (Sandoval, 2016) y un porcentaje de humedad de 24.3%. La pendiente que presenta el terreno es ligeramente inclinada (3.5%) con una temperatura ambiental promedio 8 °C y en el suelo de 5.5 °C (Figura 12).



Figura 12. Cascada Volkswagen (Autor)

El sitio Buenavista se encuentra a 3300 m de altitud en el fondo de una cañada, en este la vegetación dominante es el bosque de *Pinus hartwegii* asociado con gramíneas amacolladas. El suelo presento una textura franco arenosa (Sandoval, 2016) y un porcentaje de humedad de 21.6%. La pendiente del terreno es fuertemente inclinada (10%) y presenta una temperatura ambiental promedio de 11 °C y en el suelo de 10 °C. Adyacente a este sitio se encuentran zonas para uso ecoturístico y recreativo (cabañas, criaderos de peces, restaurantes, entre otros.) (Figura 13).



Figura 13. Buenavista (Autor)

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

El sitio llamado Xalitzintla se encuentra a 2678 m de altitud, en este biotopo la vegetación dominante es arbórea compuesta por las siguientes especies: *Buddleja cordata*, *Salix bonplandiana* y *Pinus ayacahuite* de manera muy escasa. El suelo presenta una textura arenosa franca (Sandoval, 2016) y un porcentaje de humedad de 24.8%. La pendiente del terreno es inclinada (5.5%) presentado una temperatura ambiental promedio de 13 °C y en el suelo de 12 °C, en los alrededores del sitio se encuentra un camino de terracería y cultivos de *Zea mayz* (maíz) y *Vicia faba* (haba) (Figura 14).



Figura 14. Xalitzintla (Autor)

El sitio llamado San Nicolás de los Ranchos se encuentra a 2419 m de altitud, es un biotopo marcadamente influenciado por actividad antrópica, donde la vegetación original ha cedido su espacio a una vegetación secundaria donde el estrato dominante está compuesto de *Alnus acuminata*, *Sambucus nigra*, *Prunus pérsica*, *P. salicifolia* y *Crataegus mexicana*. El suelo presenta una textura arenosa (Sandoval, 2016) y un porcentaje de humedad de 30.2%. La pendiente del terreno es ligeramente inclinada (3.5%) presentando una temperatura ambiental promedio de 21 °C y en el suelo de 14.5 °C. Adyacente al sitio de muestreo se encuentra una zona donde cultivan *Zea mayz* (maíz), *Vicia faba* (haba) y *Medicago sativa* (alfalfa) (Figura 15).



Figura 15. San Nicolás de los Ranchos (Autor)

10.1.1. Especies vegetales y densidad básica de la madera

En el Cuadro 4 se presentan las especies arbóreas identificadas en cada sitio y altitud, además de los resultados de la densidad básica de la madera, en este se aprecia que la especie con la mayor densidad básica es *Pinus ayacahuite* y la de menor densidad es *Alnus acuminata*. Del mismo modo se observó que el biotopo en el que se registraron un mayor número de especies es el denominado San Nicolás de los Ranchos, sitio donde se encontraron 5 especies.

Cuadro 4. Árboles identificados por altitud y densidad básica de madera (DBM) calculada

Altitud	Especies arbóreas ribereñas	DBM calculada
__m__		__g cm ⁻³ __
2419	<i>Alnus acuminata</i>	0.26
2678	<i>Buddleja cordata</i>	0.52
2419	<i>Crataegus mexicana</i>	0.53
3300	<i>Pinus hartwegii</i>	0.37
2678	<i>Pinus ayacahuite</i>	0.63
2419	<i>Prunus pérsica</i>	0.60
2419	<i>Prunus salicifolia</i>	0.49
2419	<i>Sambucus nigra</i>	0.38
2678 y 3300	<i>Salix bonplandiana</i>	0.39

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

La evaluación de la densidad básica de madera se realizó para estimar el contenido de carbono en la vegetación arbórea.

10.2. Compartimentos de carbono

Los resultados de los contenidos máximos y mínimos de cada compartimento de carbono así como algunos parámetros edáficos se muestran en el Cuadro 5, donde se observó que el almacén con mayor contenido corresponde al suelo, mientras que el menor contenido se encuentra en la biomasa vegetal.

Cuadro 5. Propiedades físicas y químicas determinadas

Propiedad	Abreviatura	Media	Mínimo	Máximo
Carbono de biomasa vegetal (Mg ha ⁻¹)	CBV	2.03	0.007	10.72
Carbono de mantillo (Mg ha ⁻¹)	CM	5.25	0.26	15.01
Carbono orgánico del suelo (Mg ha ⁻¹)	COS	58.96	11.21	222.60
Carbono de biomasa microbiana (Mg ha ⁻¹)	CBM	0.34	0.06	0.92
Carbono orgánico del sedimento (%)	COsed	0.41	0.13	0.96
Densidad aparente (g cm ⁻³)	DA	1.09	0.66	1.71
Conductividad eléctrica del suelo (dS m ⁻¹)	CES	0.13	0.03	0.77
pH activo (pH)	pHa	6.29	5.28	7.42

10.2.1. Carbono de biomasa vegetal

Para conocer la relación existente entre los parámetros estudiados, se procedió a realizar un análisis de correlación simple de Pearson, con el cual se encontró que el carbono de biomasa vegetal se correlacionó positivamente con altitud ($r^2 = 0.84$) y negativamente con: temperatura ambiental ($r^2 = -0.63$) y la temperatura del suelo ($r^2 = -0.84$) con un intervalo de confianza del 99% ($p < 0.01$).

El gráfico de la Figura 16 muestra que el contenido de carbono de biomasa vegetal (CBV) fue mayor (7.74 Mg ha⁻¹) en el biotopo con uso de suelo de pradera de alta montaña, ubicado a 3961 m de altitud donde predominan las gramíneas amacolladas. Por su parte, a 3300 m, donde el uso de suelo es vegetación secundaria arbórea con bosque dominado por *Pinus hartwegii* el promedio de carbono vegetal es 2.34 Mg ha⁻¹. Por último, los biotopos de 2678 m con 0.71 Mg ha⁻¹ y 2419 m con 0.53 Mg ha⁻¹ donde el uso del suelo es agricultura de temporal el carbono se encontró en menor proporción. Estos datos se sometieron al procedimiento de análisis estadístico de varianza con el modelo lineal generalizado de SAS, este mostró diferencias altamente significativas ($p < 0.01$) entre las medias de carbono vegetal.

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

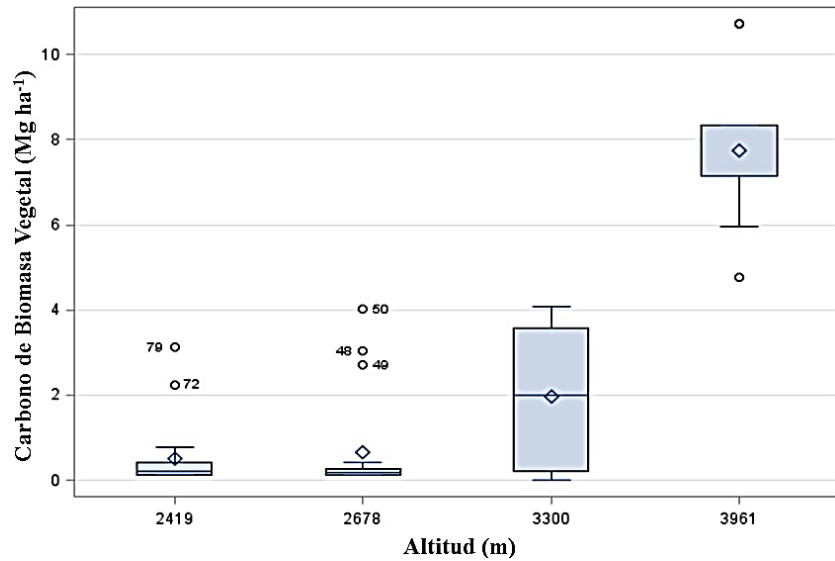


Figura 16. Contenido de carbono en biomasa vegetal sobre el gradiente altitudinal

Además del análisis de correlación simple se empleó otro análisis estadístico (test de Tukey) para conocer la existencia de diferencias significativas entre el contenido de CBV respecto del porcentaje de inclinación del terreno, con el cual se estableció que el CBV es 2.25 Mg ha^{-1} mayor en pendientes ligeramente inclinadas (3.5%) que las inclinadas (5.5%) y 1.30 Mg ha^{-1} mayor en pendientes inclinadas (5.5%) que las fuertemente inclinadas (10%) (Figura 17).

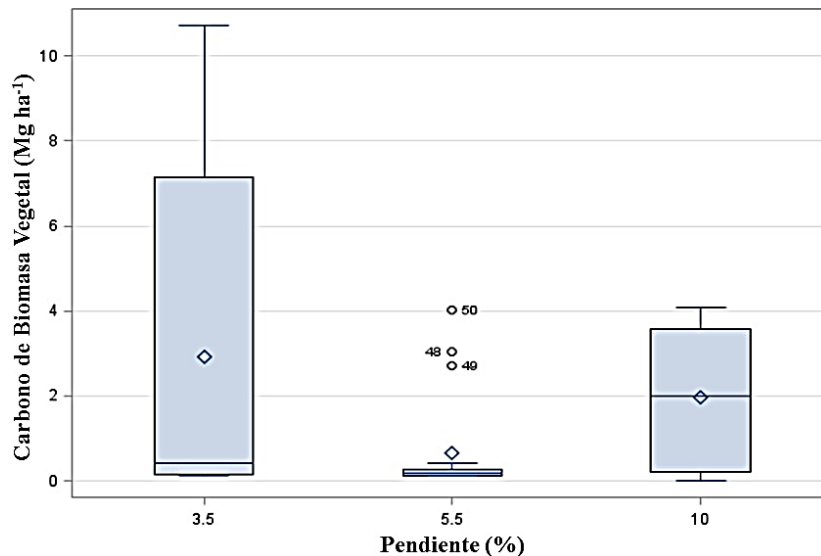


Figura 17. Contenido de carbono en biomasa vegetal en tres diferentes pendientes

10.2.2. Carbono de mantillo

Respecto a este compartimento, el análisis estadístico de correlación simple de Pearson demostró que el carbono en mantillo se correlacionó positivamente con: temperatura ambiental ($r^2= 0.64$) y la temperatura del suelo ($r^2= 0.60$) con un intervalo de confianza del 99% ($p<0.01$); además de una correlación negativa con la altitud ($r^2= -0.58$) con un intervalo de confianza del 95% ($p<0.05$).

En la gráfica de la Figura 18 se presenta el carbono en mantillo, en este compartimento se observó que es mayor en el biotopo de 2419 m con 8.97 Mg ha^{-1} , mientras que el biotopo de menor acumulación es el de mayor altitud (3961 m) con 2.45 Mg ha^{-1} . Estos datos de mantillo se sometieron al procedimiento de análisis estadístico de varianza con el modelo lineal generalizado de SAS. Este mostró diferencias significativas ($p<0.05$) entre los promedios de carbono en mantillo.

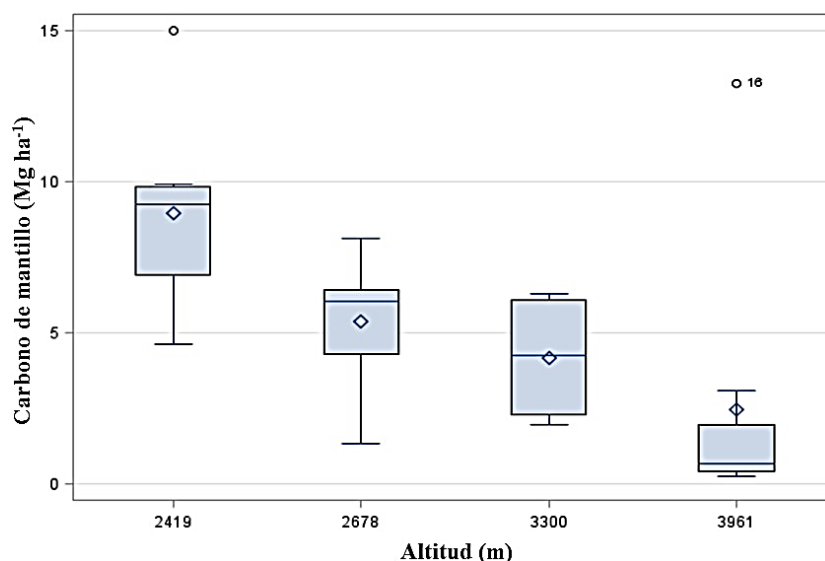


Figura 18. Contenido de carbono en mantillo sobre el gradiente altitudinal

Para comprender si la cercanía al río es un factor que afecta el carbono en mantillo, se realizó una prueba de Tukey entre carbono de mantillo y amplitud respecto al cauce del río (Figura 19). Este análisis mostró que no hay diferencias significativas entre las medias pero los resultados muestran que es 0.3 Mg ha^{-1} mayor en amplitudes de 5 m con 5.45 Mg ha^{-1} que a 1 m con 5.12 Mg ha^{-1} .

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

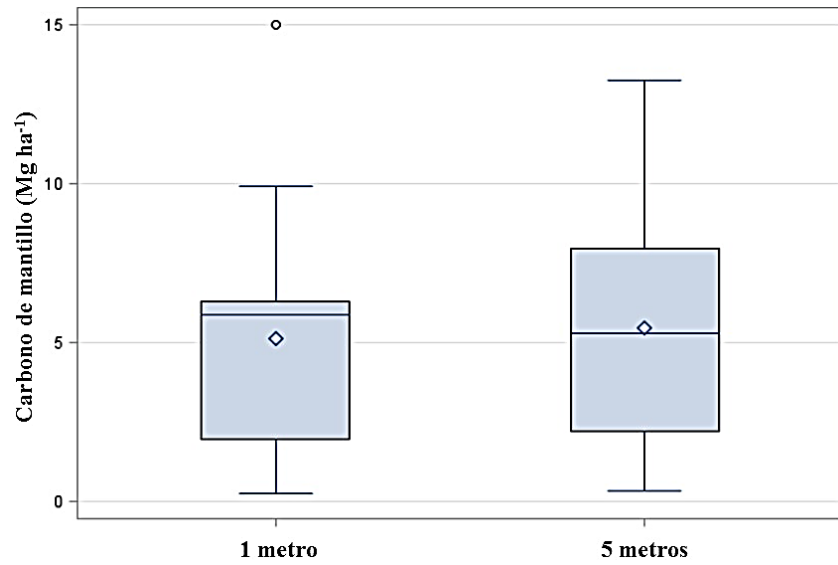


Figura 19. Contenido de carbono en matillo de dos amplitudes de muestreo

Con el fin de conocer el efecto de la exposición de ladera en este compartimento se realizó un test de Tukey entre carbono de mantillo y exposición de ladera (Figura 20). Este mostró que no hay diferencias estadísticamente significativas entre las medias, aunque los datos muestran que es 0.3 Mg ha^{-1} mayor en solana con 5.39 Mg ha^{-1} que en la umbría con 5.10 Mg ha^{-1} .

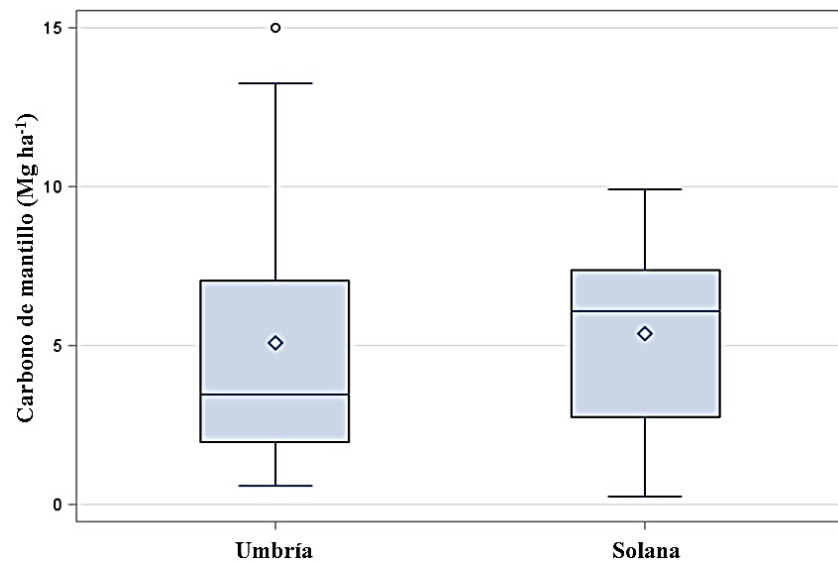


Figura 20. Contenido de carbono en matillo de dos exposiciones de ladera

10.2.3. Carbono orgánico del suelo

Para este compartimento se procedió a realizar un análisis de correlación simple de Pearson, con el cual se encontró que el carbono orgánico del suelo se correlacionó positivamente con la altitud ($r^2= 0.37$) y negativamente con la temperatura ambiental ($r^2= -0.35$) y el suelo ($r^2= -0.34$), con un nivel de confianza del 95% ($p<0.05$). Además de una correlación negativa y altamente significativa ($p<0.01$) con pH ($r^2= -0.51$).

El carbono orgánico del suelo se muestra en el gráfico de la Figura 21 donde se aprecia que su acumulación en el suelo es mayor en el biotopo de 3300 m con 80.6 Mg ha^{-1} , donde se encuentra vegetación secundaria arbórea con bosque de pino. En el sitio con altitud de 3961 m el carbono en suelo es 74.43 Mg ha^{-1} mientras que en biotopos de 2678 m y 2419 m es menor a 50 Mg ha^{-1} (44.84 y 36.75 Mg ha^{-1} respectivamente). Los datos de carbono en el suelo se sometieron al procedimiento estadístico análisis de varianza con el modelo lineal generalizado de SAS. Este no mostró diferencias significativas entre los promedios de carbono orgánico de cada biotopo de estudio.

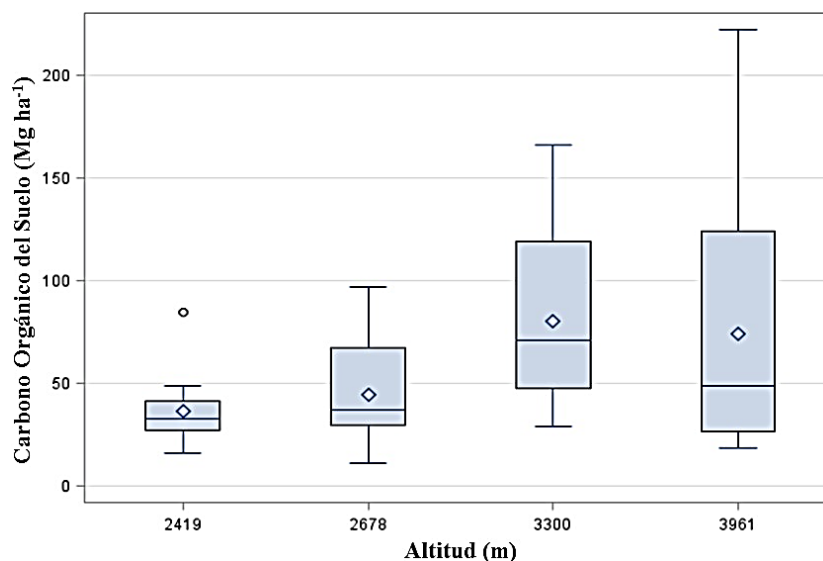


Figura 21. Contenido de carbono orgánico del suelo en un gradiente altitudinal

Se aplicó una prueba de Tukey entre carbono orgánico y amplitud respecto al cauce del río (Figura 22). Este análisis mostró que no hay diferencias estadísticamente significativas entre las medias, aunque los resultados indican que es 9.7 Mg ha^{-1} mayor la acumulación de carbono a 5 m a diferencia de 1 m donde el carbono acumulado es menor.

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

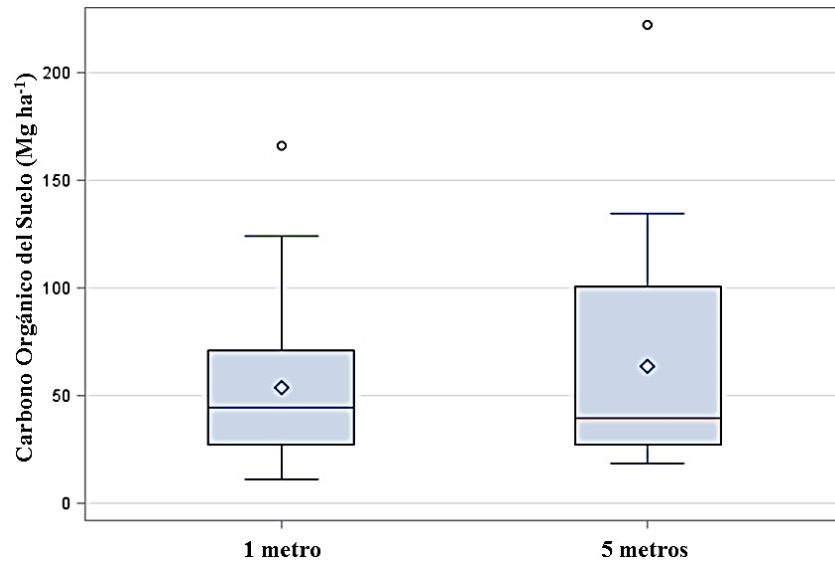


Figura 22. Contenido de carbono orgánico del suelo en dos amplitudes de muestreo

Para conocer el efecto de la exposición de ladera en este compartimento se realizó un test de Tukey (Figura 23). Este análisis mostró que no hay diferencias estadísticamente significativas entre los promedios pero los datos indican que es 13.12 Mg ha⁻¹ mayor el carbono orgánico acumulado en umbría, a diferencia de la solana, donde el carbono que se ha acumulado es menor.

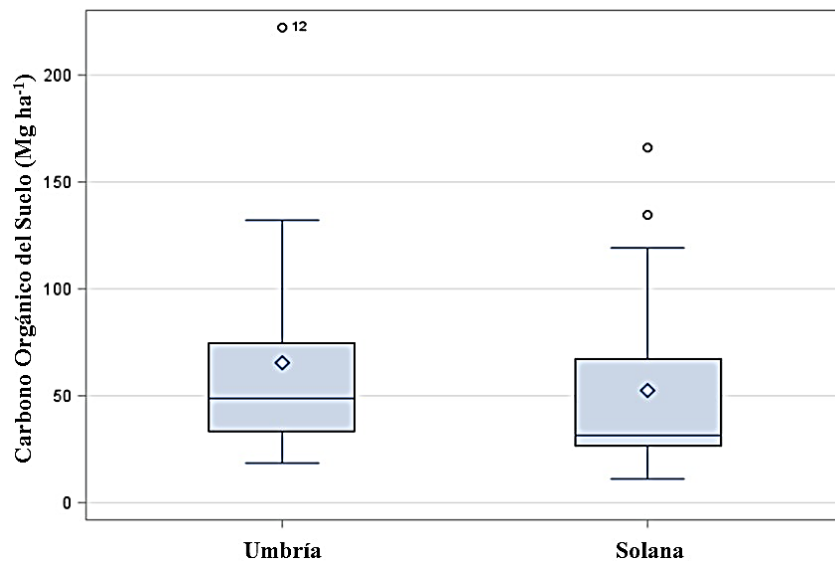


Figura 23. Contenido de carbono orgánico del suelo en dos exposiciones de ladera

10.2.4. Carbono de biomasa microbiana

En este compartimento también se realizó un análisis de correlación simple de Pearson, el cual mostro que el carbono de biomasa microbiana se correlacionó positivamente con la altitud ($r^2 = 0.33$) y negativamente con la temperatura del suelo ($r^2 = -0.32$), estas correlaciones mostraron una significancia estadística del 95% ($p < 0.05$).

La gráfica de la Figura 24 muestra que el carbono de biomasa microbiana (CBM) en el suelo es mayor en el entorno de los 3961 m con 0.45 Mg ha^{-1} ; este biotopo se encuentra dominado por gramíneas amacolladas. A medida que se desciende en el gradiente altitudinal la cantidad de carbono microbiano disminuye, por lo que el biotopo con menor carbono en biomasa microbiana se tiene en la menor altitud (2419 m) con 0.26 Mg ha^{-1} .

Estos datos se sometieron a un procedimiento estadístico con el modelo lineal generalizado de SAS el cual no mostró diferencias significativas entre las medias de carbono de biomasa microbiana en cada biotopo de estudio.

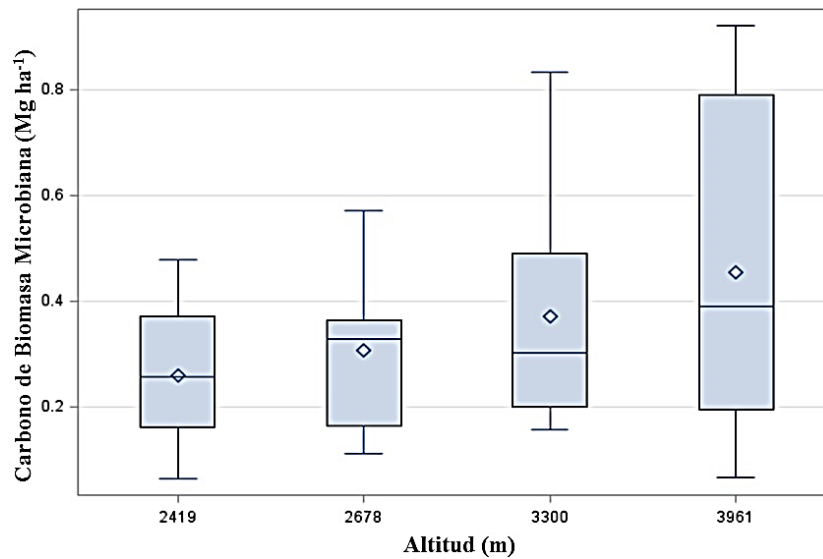


Figura 24. Contenido de carbono en biomasa microbiana sobre el gradiente altitudinal

La relación entre carbono de biomasa microbiana y amplitud respecto al cauce del río pueden mostrar datos de gran valor, por lo cual se realizó una prueba de Tukey (Figura 25). Este análisis mostró que no hay diferencias significativas entre las medias, aunque los resultados indican que es 0.005 Mg ha^{-1} mayor el CBM a 1 m con 0.35 Mg ha^{-1} que a 5 m con 0.34 Mg ha^{-1} .

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

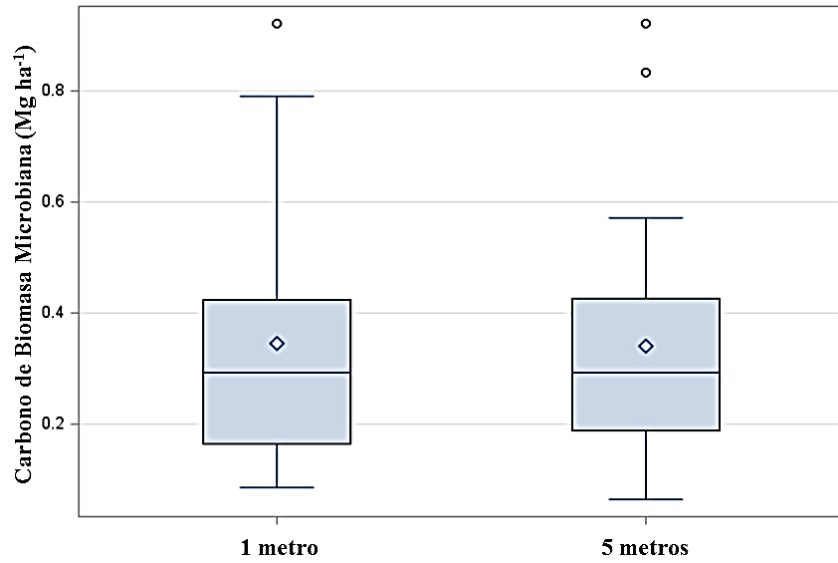


Figura 25. Contenido de carbono en biomasa microbiana de dos amplitudes de muestreo

Para conocer el efecto de la exposición de ladera en este compartimento se realizó un test de Tukey (Figura 26). Este análisis mostró que no hay diferencias significativas entre las medias, pero los datos indican que es 0.09 Mg ha^{-1} mayor el carbono de biomasa microbiana en umbría que en la solana.

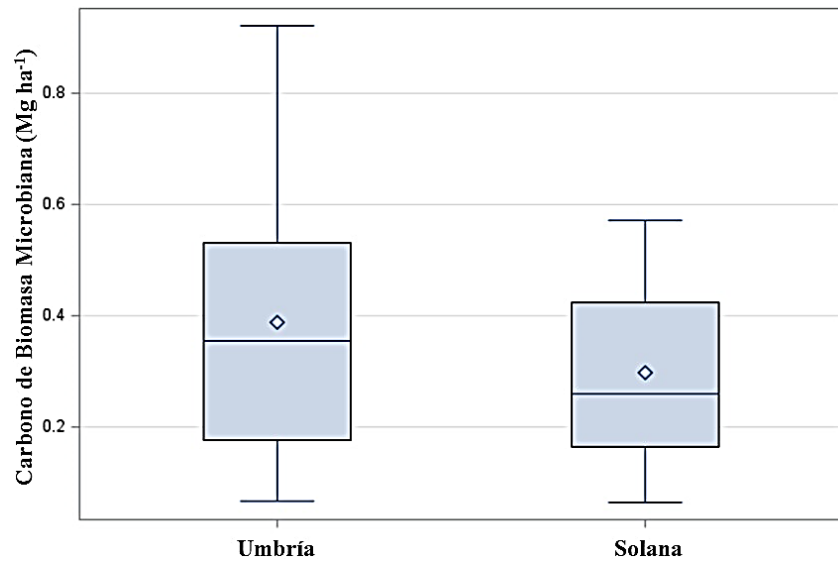


Figura 26. Contenido de carbono en biomasa microbiana de dos exposiciones de ladera

10.2.5. Carbono orgánico del sedimento

El carbono del sedimento no mostró correlación con ningún parámetro.

En el gráfico de la Figura 27 se presenta el contenido de carbono orgánico del sedimento, en el cual se aprecia que es mayor en el biotopo que se encuentra a 2678 m con 0.52%, en altitudes de 3300 y 3961 m disminuye el contenido de carbono en sedimento (0.48% y 0.37% respectivamente), esto indica que en 2419 m el carbono del sedimento es el que acumula menos con 0.26%. Estos datos se sometieron al procedimiento de análisis estadístico de varianza con el modelo lineal generalizado de SAS, el cual no mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los promedios de carbono de cada biotopo estudiado.

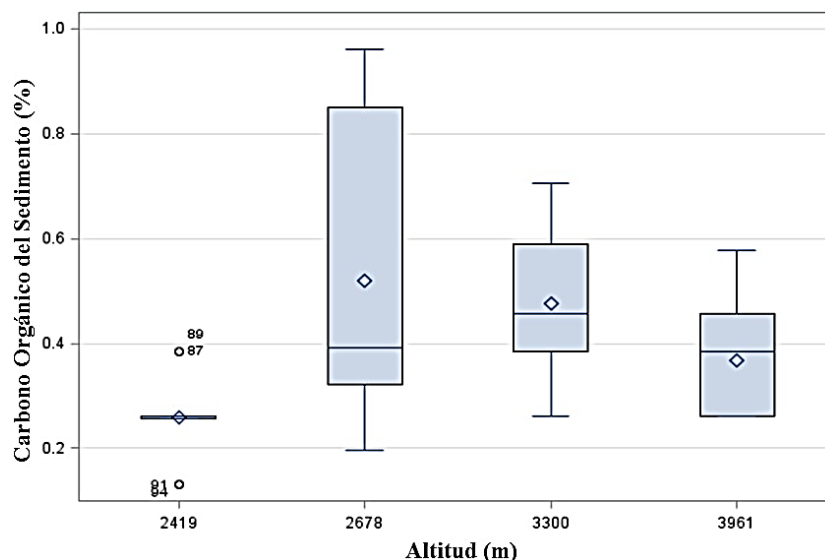


Figura 27. Contenido de carbono orgánico del sedimento en un gradiente altitudinal

10.3. Parámetros edáficos

10.3.1. Densidad aparente

La densidad aparente del suelo se muestra en el gráfico de la Figura 28 donde se aprecia que es mayor en el biotopo de 3961 m con 1.5 g cm^{-3} , el segundo biotopo con densidad más alta se encuentra a 2419 m con 1.27 g cm^{-3} , mientras que los biotopos en los que se encontró la densidad aparente más baja se ubicaron a una altitud de 2678 m y 3300 m con 0.84 g cm^{-3} y 0.78 g cm^{-3} respectivamente. Estos datos se sometieron al procedimiento de análisis estadístico de varianza con el modelo lineal generalizado de SAS mostrando diferencias altamente significativas ($p < 0.01$).

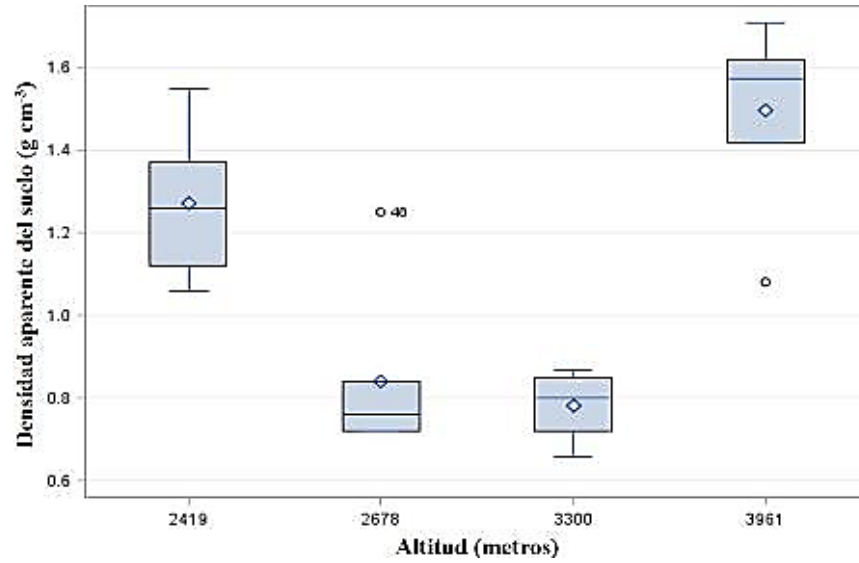


Figura 28. Densidad aparente del suelo en el gradiente altitudinal

10.3.2. Conductividad eléctrica

El gráfico de la Figura 29 muestra que la conductividad eléctrica es mayor en el biotopo de 2419 m con 0.19 dS m^{-1} , en las subsecuentes altitudes los valores de este parámetro disminuyeron conforme al gradiente altitudinal. Estos datos fueron sometidos al procedimiento de análisis estadístico de varianza con el modelo lineal generalizado de SAS, mostró diferencias significativas ($p < 0.05$).

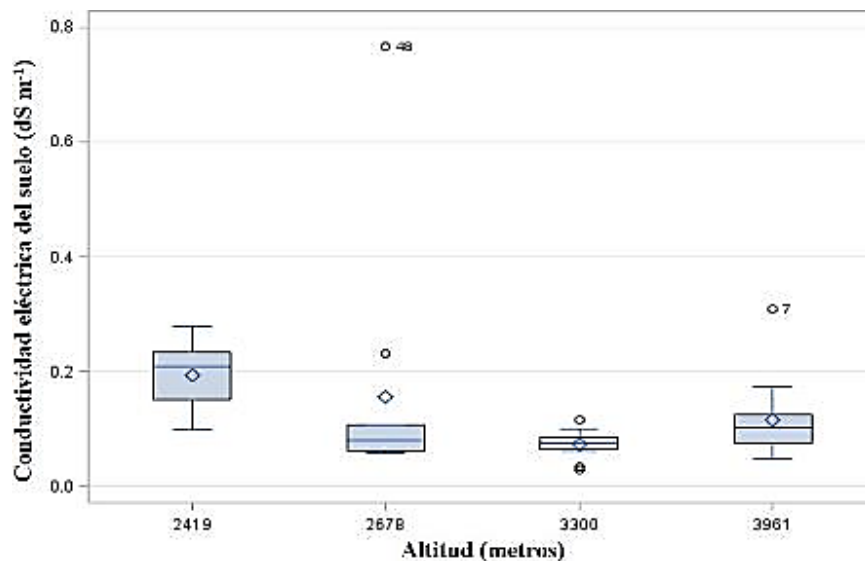


Figura 29. Conductividad eléctrica del suelo en el gradiente altitudinal

10.3.3. pH activo

En la gráfica de la Figura 30 muestra que el pH activo tiende a ser neutro en el biotopo de 2678 m con 6.87, a diferencia de 3961 m con 5.62, donde es más ácido. En las altitudes restantes 2419 m y 3300 m corresponden 6.73 y 6.04. Estos datos se sometieron al procedimiento de análisis estadístico de varianza con el modelo lineal generalizado de SAS, mostró diferencias significativas ($p < 0.05$).

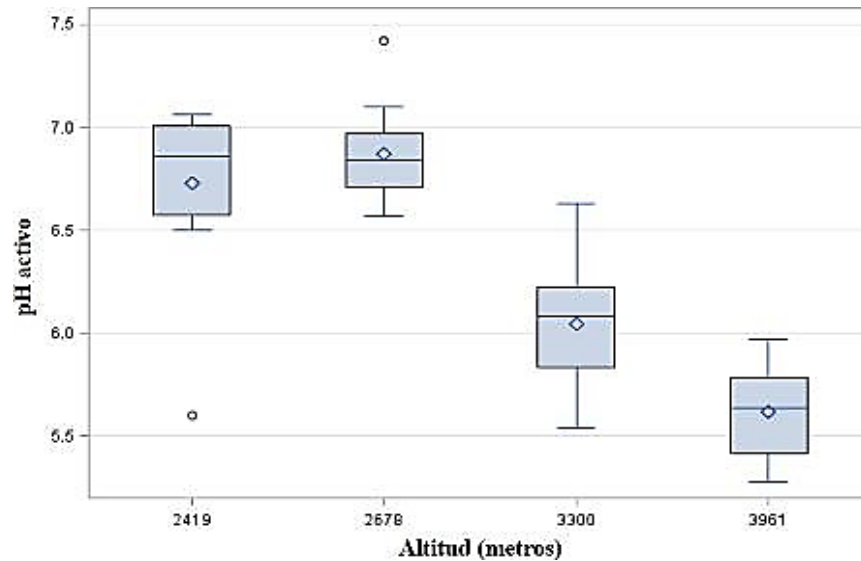


Figura 30. pH activo en el gradiente altitudinal

10.4. Correlaciones canónicas

El análisis de correlaciones canónicas se utilizó porque permite identificar asociaciones entre dos conjuntos de variables. En el caso de los ecosistemas, al ser sistemas abiertos (presentan cambios de materia y energía) con relaciones multidireccionales por lo que el análisis de correlación simple no es suficiente para explicar las interacciones entre sus componentes.

Para esta prueba estadística de correlaciones canónicas se utilizaron los valores estandarizados con la finalidad de evitar conflictos con los órdenes de magnitud de cada variable medida.

Los conjuntos de variables son los siguientes: uno formado por variables independientes (conjunto 1), como fueron la altitud, pendiente, exposición, temperatura ambiental, temperatura del suelo, exposición de ladera, amplitud respecto al arroyo, especies vegetales, altura de los árboles, diámetro a la altura del pecho, densidad básica de la madera, densidad aparente del suelo, conductividad eléctrica del suelo y pH activo;

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

mientras que las variables dependientes (conjunto 2) contempla los compartimentos de carbono estudiados: carbono de biomasa vegetal, carbono orgánico del suelo, carbono de biomasa microbiana, carbono de mantillo y carbono orgánico del sedimento.

Las variables dependientes robustas encontradas con el análisis de correlaciones canónicas fueron: el carbono de biomasa vegetal, carbono orgánico del suelo y carbono de biomasa microbiana, mientras que entre las variables independientes estuvieron la altitud, la pendiente y la exposición de ladera, la cual se muestra en el Cuadro 6.

Cuadro 6. Varianza estandarizada para el conjunto 1

Variable	___ Variables canónicas propias ___		r-cuadrada canónica
	Proporción	Proporción acumulada	
Altitud	0.10	0.10	1.00
Pendiente	0.58	0.68	1.00
Exposición de ladera	0.32	1.00	1.00

En el Cuadro 7 se presentan los coeficientes canónicos estandarizados (muestra en qué proporción explica la varianza de los datos) para el conjunto de variables dependientes. En este las variables más robustas fueron el carbono de biomasa vegetal, carbono orgánico del suelo y la biomasa microbiana.

Cuadro 7. Varianza estandarizada para el conjunto 2

Variable	___ Variables canónicas propias ___		r-cuadrada canónica
	Proporción	Proporción acumulada	
Carbono de biomasa vegetal	0.07	0.07	1.00
Carbono orgánico del suelo	0.76	0.83	1.00
Carbono de biomasa microbiana	0.17	1.00	1.00

En ambos cuadros presentados anteriormente en la columna proporción se presenta el valor que cada variable aporta a explicar la varianza de los datos.

11. ANÁLISIS

11.1. Especies vegetales y densidad básica de la madera

La vegetación inmediatamente adyacente a los arroyos o a lo largo de los bordes de los lagos y charcos se caracteriza por especies vegetales y formas de vida que difieren de aquellas de los bosques circundantes y se denomina riparia. La composición de los árboles riparios depende de la elevación, y típicamente consta de árboles deciduos de los géneros *Populus*, *Quercus*, *Salix* y *Alnus*, por ejemplo, ahuehuetes, encinos y mezquites (Granados *et al.*, 2006).

Lo anteriormente mencionado coincide con lo reportado en este estudio, ya que en los biotopos adyacentes a zonas ribereñas se encontraron especies de los géneros *Salix*, *Alnus*, *Buddleja*, *Pinus* y *Sambucus* y en biotopos de zonas bajas se encontraron especies de aprovechamiento frutícola como *Prunus pérsica*, *Prunus salicifolia* y *Crataegus mexicana*.

Más allá de ser diversos y únicos, los bosques riparios tienen otro rasgo que los hace importantes, con frecuencia son excepcionalmente fértiles y productivos. Las áreas riparias que yacen en las planicies de inundación, por lo general demuestran ser ricas en nutrientes, debido a que siempre que una corriente de agua escapa de sus bancos, deja un depósito de sedimentos tras de sí (Person, 1936; Barton *et al.*, 1985).

El agua que fluye a través de una zona riparia también facilita el reciclamiento de los nutrientes y con ello, el desarrollo de las plantas mediante el movimiento del oxígeno a través del suelo y la remoción del bióxido de carbono, así como de los productos metabólicos residuales; esto contrasta agudamente con las condiciones anaeróbicas que con frecuencia prevalecen en las tierras húmedas con agua estancada (Granados *et al.*, 2006).

Entre las especies leñosas, la densidad básica de la madera es un parámetro importante que se emplea para estimar los contenidos de varios elementos biogeoquímicos que se encuentran en las plantas (Chave, 2002; Navar, 2009a, 2009b). Las variaciones en los valores de densidad, se atribuyen principalmente a la naturaleza de las especies de procedencia. Así lo han reportado diversos autores (Chave, 2002; Daniel *et al.*, 1982; Hocker, 1984; Parolin, 2002; Zobel y Talbert, 1988; Zobel y Van Buijtenen, 1989; Van Buijtenen, 1963) mencionan que la densidad de la madera varía dentro de la planta, durante la vida de ésta y entre individuos de una misma especie.

Parolin (2002) menciona que algunos factores del sitio, específicamente la cantidad de humedad presente en forma de precipitación o de cantidad de agua del suelo, parece explicar en parte, la variación tan amplia de densidad de madera que presentan los individuos de una misma especie.

La densidad básica varía a lo largo del fuste y de la corteza hacia el centro de este. Esto sucede porque la parte distal de los árboles está compuesta por madera relativamente nueva del año presente o anterior, mientras que en la parte basal del fuste la proporción de madera

nueva es relativamente baja y la madera presente contiene un rango de edades anuales desde el nacimiento del árbol hasta el presente (Fearnside, 1997; Parolin, 2002; Navar *et al.*, 2005).

11.2. Compartimentos de carbono

11.2.1. Carbono de biomasa vegetal

Los sistemas vegetales tienen la capacidad de capturar el carbono atmosférico y convertirlo en moléculas orgánicas mediante la fotosíntesis (Sedjo, 1990; Perry, 1994); por esto, el carbono de biomasa vegetal puede ser una variable dependiente e independiente en el ecosistema, su establecimiento y desarrollo en un área determinada depende de los factores ambientales, tales como el suelo, clima, organismos, relieve y tiempo (Fassbender y Grimm, 1981) pero, al mismo tiempo que los vegetales capturan carbono de ese reservorio, también lo liberan por los procesos naturales de respiración, declinación y muerte (Watson y Casper, 1984).

En una investigación desarrollada por Sánchez y López (2003) sobre los factores que influyen en la distribución de la vegetación de la Sierra Nevada, ellos mencionan que la distribución de las comunidades vegetales está influida principalmente por el gradiente altitudinal (precipitación y temperatura). Resultados similares se encontraron en este estudio; estas se pueden apreciar en las correlaciones simples con la altitud, temperatura ambiental, temperatura del suelo y la exposición de ladera.

Los pastos naturales de alta montaña cubren grandes extensiones de terreno y no se han realizado tantos estudios como a los elementos del bosque. Sin embargo, los pastizales son un gran potencial no explotado para atenuar el cambio climático, mediante la acumulación de CO₂, que si es bien manejado podrían ser más importantes que los bosques en la generación de “créditos de carbono” (Petteri, 2002; Albrecht y Kandji, 2003).

Estudios en Australia mostraron que los contenidos de carbono fueron mayores en hojas verdes que en ramas leñosas. Otro de los estudios que corroboran la capacidad de almacenamiento de carbono por los pastizales es la investigación de Fisher y colaboradores (1994), quienes reportaron que las gramíneas tienen un gran potencial para fijar carbono, tal es el caso del pasto Cuba CT-115, ya que al utilizar la ruta fotosintética C₄, tiene mayor capacidad de integrar el CO₂ en la materia orgánica de las plantas. Así mismo, los resultados obtenidos también concuerdan con los de Figueroa y colaboradores (2005), que encontraron en el estudio de concentración de carbono en diferentes tipos de vegetación de la Sierra Norte de Oaxaca, que las hierbas de las praderas almacenan el 34.6% de carbono, resultando de gran importancia para mitigar el calentamiento global.

Los resultados antes mencionados concuerdan con lo presentado en esta investigación, en esta se aprecia que los biotopos localizados en donde los pastos son abundantes, el carbono

almacenado es de mayor cantidad por unidad de área que en zonas dominadas por vegetación de tejidos leñosos.

La captura de carbono en los bosques puede ayudar a moderar el continuo incremento en la concentración atmosférica de CO₂ (Brown, 1996) por ello se busca conocer la capacidad de los ecosistemas forestales para almacenar carbono en forma de biomasa aérea (Acosta *et al.*, 2002). Es por ello que en este estudio los sitios con altitudes de 3300 m donde se encuentra *Pinus hartwegii* corresponden al segundo biotopo con el segundo mayor almacén de carbono en el compartimento de la vegetación. Al respecto Rojas (2004) reportó, en bosques del Parque Nacional la Malinche un promedio de 101 Mg ha⁻¹ de carbono mediante ecuaciones alométricas en *P. hartwegii*, cantidad mayor a la reportada en este trabajo con la diferencia de que las estimaciones de carbono en los *P. hartwegii* estudiados en este trabajo corresponden a los que son adyacentes a arroyos de los sistemas ribereños. El alto contenido de carbono en estas áreas puede atribuirse a las condiciones climáticas y altitudinales, así como la influencia de la cercanía del afluente que proporciona un porcentaje de humedad adecuado, haciendo que las condiciones del suelo se mantengan favorables en cuanto a estructura y disponibilidad de nutrimentos para el soporte de una mayor productividad primaria de la vegetación, proporcionando a la zona ribereña de este biotopo una gran densidad arbórea, en comparación con los contenidos de carbono en los sitios de menores altitudes.

En los sitios cuyas altitudes con uso de suelo de agricultura de temporal (2419 m y 2678 m) se encontraron árboles de diversas especies principalmente frutales, los cuales destacaron por ser los que menos biomasa acumularon, por lo tanto su almacén de carbono fue menor que en los demás sitios estudiados (<1 Mg ha⁻¹), esto se explica por el tipo de especies arbóreas ya que al compararse (en términos de sus dimensiones) un árbol de *Alnus acuminata* con un *Pinus ayacahuite*, el pino cuenta con un diámetro normal y altitud mayor que los que presenta *Alnus*, es decir, con mayores dimensiones del fuste otorgándole la capacidad de retener más carbono. Muhammad y colaboradores (2007) reportaron en su investigación que en los bosques riparios de Colombia se encontraron 158 Mg ha⁻¹ de carbono en la biomasa aérea. Dado lo anterior, el carbono de la vegetación arbórea en las altitudes mencionadas es menor.

En pendientes ligeramente inclinadas (3.5%) el carbono vegetal se encuentra en mayor proporción, representada principalmente por vegetación leñosa, este fenómeno ocurre porque son biotopos donde se acumulan suelo y nutrientes que son transportados por el viento o por efecto de ladera desde las zonas altas permitiendo condiciones que favorecen el establecimiento de muchas especies vegetales leñosas.

En sitios con pendientes inclinadas (5.5%) el contenido de carbono en vegetación es menor, lo que puede explicarse por qué los biotopos de zonas bajas que presentaron pendientes semejantes a estos valores, se encontraban entre caminos para peatones y para vehículos automotores y zonas agrícolas, lo cual limita los espacios para la zona arbolada y, por lo tanto su biomasa y el contenido de carbono. Por otro lado, en pendientes clasificadas como fuertemente inclinadas (10%) el contenido de carbono acumulado fue menor que en los

sitios de las pendientes de 3.5% pero mayor que los sitios de pendientes cercanas a 5.5% por el dominio de *Pinus hartwegii* que es la zona forestal donde el bosque presenta árboles con diámetros mayores a 100 cm y alturas de hasta 31 m por lo que presentan una gran cantidad de biomasa y de carbono acumulado, a diferencia de las de 3.5% donde hay muchas especies de vegetales pero con diámetros y alturas menores.

11.2.2. Carbono de mantillo

De las correlaciones encontradas en el carbono en mantillo con la temperatura y la altitud, concuerda con lo que establecen Jonathan y Bolstad (2009) acerca de que los principales factores ambientales que determinan la respiración y descomposición de los componentes orgánicos son la humedad, temperatura, propiedades de los residuos orgánicos presentes en el suelo y las condiciones edáficas particulares.

En biotopos ubicados en zonas bajas (2419 m) el carbono en mantillo se encuentra cercano a las 9 Mg ha⁻¹, con el incremento en altitud, el carbono acumulado en este compartimento disminuye hasta casi 3 Mg ha⁻¹, esto se atribuye principalmente a los tipos de vegetación arbórea dominante con especies caducifolias a altitudes menores. En sitios entre (2419 y 2678 m) con agricultura de temporal pero con dominancia de huertos de árboles frutales, el carbono en mantillo se mantuvo alto, mayor a 5 Mg ha⁻¹ por la misma razón de presentar árboles caducifolios. En los biotopos con uso de suelo de vegetación secundaria arbórea con bosque de pino y pradera de alta montaña (3300 y 3961 m) el carbono en este compartimento fue menor a 5 Mg ha⁻¹. Cruz y Etchevers (2011) reportaron entre 12 y 357 Mg ha⁻¹ para estos bosques templados del PN-IP aunque su estudio no consideró sistemas ribereños que suelen perder capas de mantillo con el flujo del agua en los arroyos. Arnaldos y colaboradores (2004) y Aguilar (2011), mencionan que la existencia de mantillo dependen de las tasas de producción de cada tipo de comunidad vegetal, del índice de mineralización o descomposición y del tiempo en que la capa de mantillo tarda en descomponerse, además de que su velocidad de descomposición varía con el clima y el sustrato.

En regiones extratropicales la producción de mantillo es menor y en las cercanías a los polos llega a ser muy baja, como lo demuestran los datos de Hurd (1971) para Juneau, Alaska, quien encontró para esa latitud una producción de 2.85 Mg ha⁻¹ por año. Esto contrasta con los resultados encontrados en este estudio, debido a que, al ser una zona ribereña, la producción primaria no se ve afectada por ningún agente externo y es evidente que la acumulación de mantillo se eleva y por lo tanto el contenido de carbono que almacena.

Una comparación entre diferentes ecosistemas puede dar una idea de cómo se comportan el carbono en los ecosistemas ribereños. En un estudio de Álvarez y colaboradores (2013) sobre los almacenes de carbono en bosques montanos de niebla, encontraron que la biomasa de mantillo se mantuvo entre 4.6 a 6.13 Mg ha⁻¹, y en un bosque secundario

húmedo premontano (zona tropical) se reportó un promedio mensual de 4.29 Mg ha⁻¹ (Fournier y Camacho, 1973). Estos resultados muestran el efecto positivo de adecuados y suficientes niveles de humedad en el suelo lo cual sucede también en los sistemas de ribera estudiados que suelen propiciar el mayor almacenamiento de carbono.

Las pruebas estadísticas de comparaciones de medias, posterior al análisis de varianzas, entre carbono de mantillo con la amplitud y la exposición de ladera no mostraron diferencias significativas, aunque los datos muestran que se acumuló más carbono (0.3 Mg ha⁻¹) en una amplitud de 5 metros así como en la exposición de ladera solana.

Aunque no hubo diferencia estadística significativa en el contenido de carbono en mantillo, los contenidos de carbono en la ladera solana fueron ligeramente superiores a los de ladera umbría, la no significancia puede atribuirse al atenuamiento del efecto de radiación en las zonas de valle donde está el río respecto a las laderas, provocando que no se lleven a cabo de manera adecuada los procesos de reciclamiento de materia orgánica, pues la descomposición de los detritos orgánicos son el resultado de numerosas y complejas interacciones entre las características y los organismos del suelo (Swift *et al.*, 1979), el clima (principalmente temperatura y humedad) (Seastedt *et al.*, 1983; Anderson, 1991) y las características físicas y químicas del material vegetal (Meentemeyer 1978; Melillo *et al.*, 1982).

11.2.3. Carbono orgánico del suelo

Respecto de los contenidos de carbono orgánico del suelo, los datos presentados concuerdan con lo reportado por Ochoa y colaboradores (1981) quienes encontraron una correlación positiva y altamente significativa entre la altitud de muestreo y el contenido de carbono en suelos venezolanos ($r^2= 0.768$). Ese incremento en la materia orgánica con la altitud fue asociado a una disminución de la temperatura, fundamentalmente para las regiones altas superiores a 3,000 metros de altura, mientras que para los suelos ubicados entre 1,500-2,000 metros de altitud los factores determinantes se relacionan con la disminución gradual de la temperatura y el aumento de la precipitación.

Otro parámetro que presentó una correlación negativa y significativa fue el pH activo, este indica que en biotopos con suelos cuyo pH tiende a ser ácido el contenido de carbono orgánico del suelo va a ser más elevado. Esto se debe a que la materia orgánica de la que procede el carbono orgánico del suelo contiene diversos grupos funcionales que aportan grados de acidez a las bases de cambio y al contenido de nitrógeno presente en los residuos orgánicos aportados al suelo (Aguilera, 2000).

A una altitud de 3300 m se encontró el biotopo con suelos que almacenan una mayor cantidad de carbono, lo que debe atribuirse principalmente a la pendiente fuertemente inclinada, esto evita que la materia orgánica se deposite en la pendiente alta y por efecto de gravedad se deposita en la pendiente baja y la punta, donde la actividad microbiana no se

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

encuentra limitada por ningún parámetro físico o químico, por lo tanto, la materia orgánica se incorpora al suelo por procesos de mineralización y se acumula en el suelo.

Muhammad y colaboradores (2007) reportaron que los bosques ribereños y pastizales mejorados en Colombia fueron los que presentaron un mayor contenido de carbono en suelos, reportando valores entre 52.3 y 81.3 Mg ha⁻¹ respectivamente en comparación a otros tipos de vegetación con otros usos de suelo estudiados en Costa Rica y Nicaragua, lo que concuerda con los resultados obtenidos en este estudio para la pradera de alta montaña ubicada a 3961 m, dado que el carbono orgánico del suelo es el principal reservorio de carbono en los sistemas ribereños.

En biotopos de menor altitud (2419 m y 2678 m) y con uso de suelos de agricultura de temporal el carbono almacenado en el suelo no supera los 45 Mg ha⁻¹, este comportamiento se presenta por las prácticas agrícolas que degradan el suelo, al respecto Sampson y Sacholes (2000) mencionan que las prácticas agrícolas son las que tiene una gran influencia en el almacenaje de carbono en el suelo o su liberación a la atmósfera como CO₂. Campbell y Souster (1982) atribuyen la pérdida de carbono orgánico del suelo a la agricultura tradicional, esta ha causado una importante disminución de la materia orgánica y de la calidad del suelo; en general, debido a que muchos sistemas agrícolas pierden al carbono a través de la oxidación y erosión, cuyas tazas son mayores que la fijación y estabilización.

Desde los ámbitos científico, administrativo y legal se han realizado múltiples intentos para acotar espacialmente el término de ribera. La complejidad inherente a la naturaleza de estas zonas de ribera se añade su peculiaridad de interface o ecotono entre los ecosistemas terrestres y acuáticos, provocando que sea complejo delimitar con precisión este espacio (González y García, 1995). El análisis estadístico del carbono almacenado en dos diferentes amplitudes no mostró diferencias significativas, esto se debe a que la cercanía con el afluente contribuye a homogenizar las condiciones físicas, químicas y biológicas, por lo tanto el carbono del suelo no tuvo ningún cambio. Resultados similares ha reportado Escalante y González (2013) reportando que el carbono orgánico del suelo no presentó variación en cuanto a su contenido en amplitudes de 1 y 5 m.

El análisis estadístico del carbono orgánico del suelo en función de la exposición de ladera no presentó diferencias significativas, pero es más de 13 Mg ha⁻¹ más alto el contenido de carbono en umbría, esto se debe a que la exposición de ladera y las condiciones microclimáticas, afectan las propiedades físicas y químicas del suelo, tales como el contenido de materia orgánica, el pH y la humedad (Burke, 2003), por lo que las laderas en conjunto con las condiciones físicas, químicas y biológicas homogéneas producto de la cercanía al río, propician condiciones apropiadas para un abundante biomasa microbiana, por lo tanto, mayor mineralización y mayor carbono en el suelo.

11.2.4. Carbono de biomasa microbiana

Sánchez y colaboradores (2005) mencionan que con la altitud se manifiestan cambios en las características del suelo como: pH, humedad, textura, contenido de macro y microelementos, temperatura y tipo de vegetación, lo cual influye en la biomasa microbiana y por ende, en la actividad microbiológica del suelo. Esto explica la correlación positiva y significativa con la altitud, señalando que en mayores altitudes el carbono de biomasa microbiana será menor. También se observó una correlación negativa y significativa con la temperatura del suelo, indicando que a una menor temperatura del suelo se encontrarán elevados contenidos de carbono en biomasa microbiana, esto se debe fundamentalmente por que las actividades microbianas son gobernadas por las leyes de la termodinámica, lo que indica que los cambios en la temperatura del suelo tienen una marcada influencia sobre la actividad microbiana, al respecto Lynch y Hobie (1988) afirman que un aumento en la temperatura tiene un efecto estimulador si la humedad no es limitante.

La biomasa microbiana del suelo es la fuerza de conducción de la mayoría de los ecosistemas terrestres ya que este componente del suelo controla la tasa de reciclamiento y mineralización de los substratos orgánicos (Parkinson y Coleman, 1991; Killham, 1994; Van Elsas y Smalla, 1997).

A una altitud de 3300 m y 3961 m los elevados contenidos de carbono en biomasa microbiana se deben a que en estas altitudes se encuentran grandes cantidades de carbono orgánico en el suelo que le sirven como alimento a la biomasa microbiana. Esto lo menciona Aguilera (2000); Borie y colaboradores (1999) en diversos estudios que realizaron; mencionan que el carbono orgánico es esencial para la actividad biológica del suelo, ya que este aporta recursos energéticos a los organismos en forma de carbono lábil. En altitudes menores (2678 m y 2419 m) el carbono orgánico del suelo es menor y por lo tanto no es abundante la biomasa microbiana.

Los microorganismos y sus actividades no se encuentran uniformes a lo largo de todo el perfil del suelo, estos se concentran únicamente en ciertos nichos o “manchas hospederas” tales como la rizosfera, tracto digestivo de algunos animales, cerca de substratos orgánicos e inorgánicos disponibles, y los más pequeños en los poros del suelo llenos de agua donde sus depredadores se ven excluidos (England *et al.*, 1993; Hassink, 1994).

En los biotopos ubicados a menor altitud (2419 m y 2678 m) se encontró menor carbono de biomasa microbiana ($<0.5 \text{ Mg ha}^{-1}$), esto se atribuye a que estos sitios están sujetos a climas de bosques templados los cuales se calientan en verano y afectan el desarrollo de una abundante biomasa microbiana por el cambio de temperatura y humedad estacional. Los resultados de esta investigación concuerdan con lo mencionado por Li y Chen (2004); Li y colaboradores (2008), estos investigadores mencionan que el valor de la respiración *in situ* cambia constantemente al estar influenciado por la temperatura, humedad ambiental y el contenido de agua en el suelo. Los resultados de esta investigación también concuerdan con lo mencionado por Davidson y colaboradores (1998); Li y colaboradores (2008) quienes afirman que en los ecosistemas terrestres, el clima, la temperatura, la humedad edáfica, el

tipo de vegetación, la cubierta vegetal y el uso de suelos son factores que influyen en el flujo del CO₂ en el suelo.

Los resultados del análisis estadístico entre carbono de biomasa microbiana y amplitud no mostraron diferencias significativas, aunque la biomasa microbiana es ligeramente mayor a 1 m de amplitud (0.005 Mg ha⁻¹) que a 5 m, esto se debe principalmente a factores ambientales; según Jenkinson (1992), los factores involucrados en la actividad microbiana, tales como temperatura, pH, humedad, disponibilidad de oxígeno, nutrientes inorgánicos y accesibilidad al sustrato, influyen en la descomposición de la materia orgánica. Asociado a esto las características biológicas del biotopo como la cercanía al río, proporciona condiciones edáficas adecuadas que aumentan la productividad de la vegetación (Nuñez, 2000; Gallardo *et al.*, 2009; Ortiz, 2010), al respecto en una investigación realizada por Ramos y Zúñiga (2008) mencionan que la actividad microbiana se beneficia con un incremento de la humedad por lo que el flujo de carbono en el suelo hasta la biomasa microbiana es homogéneo (hasta 5 metros).

Los resultados de las comparaciones de promedios para exposición de ladera y biomasa microbiana no mostraron diferencias significativas, aunque es ligeramente mayor (0.09 Mg ha⁻¹) en la ladera umbría que en la solana, este comportamiento sucede porque las variaciones en exposición y ubicación toposecencial influyen sobre la distribución de la energía solar, los contenidos de agua y de nutrientes de los suelos y, en consecuencia, las propiedades de la flora, vegetación y fauna que el suelo soporta (Buol *et al.*, 1973), en cambio en la ladera solana, la principal limitante es la humedad, pues esta ladera al estar más expuesta a la radiación solar se pierde la humedad y la biomasa microbiana no prolifera como en la umbría, por lo que su contenido es menor, y por lo tanto el carbono que se almacena en ella.

11.2.5. Carbono orgánico del sedimento

Los bosques de ribera juegan un papel particularmente importante, retienen parte del nitrógeno y fósforo transportados por la escorrentía, desde los cultivos hasta los cursos de agua. La creación de corredores vegetales a lo largo de los ríos es uno de los medios que permite restaurar la calidad de las aguas superficiales. Los ríos que atraviesan los bosques están rodeados por una vegetación riparia, que controla la temperatura y la luminosidad del agua, aumenta la estabilidad de las orillas y proporcionan cantidades importantes de detritos vegetales (madera y hojas) los cuales reducen la velocidad de corriente, frenan las crecidas y crean zonas de calma favorables a las instalaciones de muchas especies animales (Granados *et al.*, 2006). La materia orgánica que pasa del medio terrestre al acuático es explotada por una fauna acuática abundante y rica en especies (Anderson *et al.*, 1978).

En altitudes de 2678 m donde el uso de suelo es agricultura de temporal se presentó la mayor acumulación de carbono, esto se debe principalmente a la agricultura, pues el biotopo se encuentra cercano a una zona de producción agrícola y con una pendiente

inclinada (5.5%) lo que favorece procesos de erosión hídrica y eólica, afectando de manera directa al río con el transporte de suelo al curso de agua. Un comportamiento similar lo reporta Bienes y colaboradores (2010), donde mencionan que uno de los problemas ocasionados por la erosión hídrica son las pérdidas progresivas de suelo, nutrientes y agua. Esta emisión de nutrientes constituye un foco de contaminación difusa. La capacidad de los terrenos agrícolas y forestales como origen de la contaminación difusa dependerá también de otros factores tales como: topografía y climatología de la zona, características edáficas, uso y manejo del suelo.

En los dos biotopos de mayor altitud el uso de suelo no es un factor que contribuya al aumento o disminución del carbono orgánico del sedimento, en 3300 m actúa la pendiente fuertemente inclinada (10%) y los aportes de materia orgánica del bosque de *Pinus hartwegii* se depositan en la pendiente baja y punta de pendiente, mientras que en los 3961 m es por el aporte de materia orgánica alóctona por parte de las gramíneas amacolladas que se encuentran en las zonas altas.

En biotopos de 2419 m la acumulación de carbono en el sedimento es mucho menor que en las altitudes mencionadas, esto se debe a que en este se encuentran descargas de aguas residuales que cuando tiene un flujo de agua abundante no permite que los sedimentos se acumulen y por lo tanto no se almacena carbono. Esto contrasta con lo reportado por Garfúr y colaboradores (2003) quienes mencionan que a medida que se eleva la altitud el carbono en el sedimento disminuye hasta 7.36 Mg ha^{-1} esto porque en zonas montañosas, la pérdida de materia orgánica puede llegar a ser considerable, con tasas de enriquecimiento de los sedimentos por encima de la unidad.

11.3. Parámetros edáficos

11.3.1. Densidad aparente

La densidad aparente de los suelos ribereños que se estudiaron tuvo valores mayores a 1.32 g cm^{-3} en cascada VW a 3961 m y en el sitio de San Nicolás de los Ranchos a 2419 m. En el primer caso los suelos están en una zona ubicada en el fondo de un pequeño valle y son suelos que acumulan exceso de agua debido a la alta densidad de raíces de las gramíneas y por su textura franca limosa y en San Nicolás de los Ranchos, los suelos tienen textura arenosa franca pero de arena fina que proviene de sedimentos acarreados por el arroyo y por la contribución de la presencia de pastos y herbáceas. De acuerdo con la NOM-021-SEMARNAT, 2000 (DOF, 2001) estos suelos corresponden a suelos minerales ricos en material grueso (arena y limo). Valores más concordantes con la literatura edafológica, son los de la densidad aparente encontrados en suelos de los sitios Buenavista 3300 m y Xalitzintla 2678 m con densidades aparentes menores a 1 g cm^{-3} que corresponden a suelos con alto contenido de MOS y al origen volcánico de los minerales del suelo. El primero con suelos típicos de bosque templado más conservado y el segundo con suelos de zona de

bosque fragmentado con inclusión de parcelas de cultivos adyacentes a los suelos estudiados.

Los resultados de densidad aparente del suelo presentados en este trabajo no concuerdan con lo reportado por Thompson y Troeh (1988) que mencionan que la densidad aparente de los horizontes A de suelos orgánicos y volcánicos generalmente es menor a 1.0 g cm^{-3} , esto porque son suelos típicos de un ambiente ribereños sujetos a otros procesos extras a los suelos no ribereños como son el recambio de materiales que se pierden por erosión y del que llega por escurrimientos superficiales de agua hacia el arroyo que genera también la acumulación de materiales autóctonos y alóctonos que hacen un suelo más dinámico además de los procesos de los órganos subterráneos de las plantas que causan compactación del suelo debido a su expansión radial (Martino y Marelli 2001).

En biotopos donde los valores de densidad aparente del suelo son mayores a 1 g cm^{-3} se debe a que en estos sitios se encontraba una abundante biomasa vegetal, tal es el caso del sitio que se encuentra a 3961 m donde los pastos son la vegetación dominante y las raíces fibrosas de este tipo de vegetación son las responsables de los niveles elevados de; densidad aparente del suelo. De igual manera sucede en 2419 m de altitud, donde la vegetación está compuesta por un estrato herbáceo y arbóreo que contribuyen a elevar los valores de densidad aparente.

11.3.2. Conductividad eléctrica

De acuerdo a los valores de referencia de la NOM-021-SEMARNAT-2000 (DOF, 2001), los suelos de estudio tienen efectos despreciables de salinidad ($<1 \text{ dS m}^{-1}$), sin embargo las medias con mayor valor se encuentran entre 2419 m y 2678 m de altitud, donde el uso de suelo es agricultura de temporal, mientras que en 3961 m y 3300 m se encuentran los valores más bajos; sitios con pradera de alta montaña y vegetación secundaria arbórea con bosque de pino.

Carrasco y colaboradores (2007) afirman que la conductividad eléctrica es un estimador de la concentración total de sales, propiedad que en estos suelos no fue significativa. No obstante, se pudo apreciar que la conductividad eléctrica se incrementó conforme se descendió en el gradiente altitudinal, comportamiento atribuido a las prácticas agrícolas; las cuales, Ceccon (2003) refiere que han sido señaladas como la mayor fuente de contaminación, principalmente aquellas que han sido manejadas con agua de riego (Almorox *et al.*, 2010). Aunque en biotopos de menor altitud interviene un factor más, la contaminación por descargas de aguas residuales, éstas contienen aceites, materia orgánica y detergentes que portan sales, contribuyendo a la contaminación de agua y suelo.

11.3.3. pH activo

La NOM-021-SEMARNAT, 2000 (DOF, 2001) clasifica a los suelos de 3300 m y 3961 m como moderadamente ácidos; a diferencia de 2419 m y 2678 m, donde se clasifican como neutros.

Los suelos de zonas altas (3300 m y 3961 m) presentan esa tendencia de pH ácido por la composición del suelo y por las reacciones de intercambio de iones y de hidrólisis que presentan los componentes inorgánicos y orgánicos existentes (Thomas y Hargrove, 1984). Los componentes inorgánicos que deben ser considerados aquí son: los minerales de arcilla cristalinos, los óxidos e hidróxidos, el alofán y otros compuestos amorfos, además de los ácidos solubles en el suelo (Fassbender, 1975). Otro factor que interviene para elevar los valores de pH en estos suelos es la acumulación de carbono orgánico del suelo. Al respecto Aguilera (2000) menciona que la materia orgánica afecta el pH del suelo debido a los diversos grados de acidez, a las bases de cambio y al contenido de nitrógeno presente en los residuos orgánicos aportados al suelo.

11.4. Correlaciones canónicas

Las zonas ribereñas constituyen uno de los ecosistemas más diversos, dinámicos y complejos sobre la tierra (Burbrink *et al.*, 1998; Griel y Manneville, 1998). Su composición biótica, geomorfológica, hidrológica, de microclima y química son casi siempre muy diferentes de las zonas altas, media y baja (Gregory *et al.*, 1991; Fetherston *et al.*, 1995; Naiman y Decamps, 1997).

Por parte de las variables independientes se encuentran aquellos parámetros que describen las características físicas del biotopo, en este caso fueron la altitud, la pendiente y la exposición de ladera, estas condicionan temperatura, humedad y nutrientes que benefician a los almacenes de carbono.

En un estudio realizado por Dauber y colaboradores (2000) mencionan que las variaciones en la biomasa vegetal pueden ser explicadas por diferencias climáticas de sitio y composición florística del bosque. En este estudio se encontraron resultados similares pues las variaciones del carbono en la biomasa vegetal se ven afectados fuertemente por algunas características del biotopo entre las que destacan altitud, pendiente y exposición, sin embargo no son las únicas que intervienen. Al respecto Schulze y colaboradores (2000) afirma que la capacidad de fijación de carbono a través de procesos bióticos por los ecosistemas forestales aun es desconocida, ya que no se cuentan con procedimientos definidos para su estimación, se sabe que esta capacidad varía en función de la composición florística, la edad y la densidad de la población de cada estrato por comunidad vegetal.

El conjunto de variables dependientes (que son exclusivamente de carbono) muestra parte de lo que es el ciclo del carbono por la vía fotosintética, esta se inicia con la captación de

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

carbono por los tejidos vegetales y por ende, a la biomasa vegetal. Cuando las plantas cumplen su ciclo de vida mueren y los restos ricos en carbono se integran al suelo por medio de procesos de mineralización promovidos por la actividad microbiana.

La variación del contenido de materia orgánica en los suelos ha sido evaluada en diversas investigaciones, y su mayor o menor proporción ha sido atribuida a diferentes factores: clima, vegetación, material parental, relieve y tiempo (Stevenson, 1982). Este almacén se encuentra estrechamente relacionado con la biomasa microbiana pues mientras más elevado sea el valor de carbono orgánico del suelo mayor es la actividad microbiológica del suelo. Resultados similares presento Sánchez y colaboradores (2005), donde encontró una correlación positiva y significativa entre la respiración basal y el carbono orgánico en suelos venezolanos ($r = 0.77$).

12. CONCLUSIONES

12.1. En base en los compartimentos y biotopos

El compartimento que tuvo la mayor cantidad de carbono es el suelo con 58.96 Mg ha^{-1} , el menor en la biomasa microbiana con 0.34 Mg ha^{-1} .

Los biotopos que presentaron un mayor almacenamiento de carbono son cascada volkswagen y buenavista (biotopos que se encuentran a más de 3000 m de altitud) mientras que los biotopos que se encuentran a altitudes inferiores almacenan menos carbono.

12.2. En base en la exposición de ladera

Las laderas que acumularon más carbono son las umbrías de suelo y biomasa microbiana, mientras que la de mantillo la mayor fue la de las solanas.

12.3. En base en las amplitudes

En todos los compartimentos las amplitudes de 5 metros acumularon más carbono que a 1 m de amplitud, sin embargo en carbono de biomasa microbiana la diferencia entre ambas amplitudes es de apenas 0.005 Mg ha^{-1} .

12.4. Parámetros edáficos

La densidad aparente de los suelos de alta montaña corresponde a las que contienen elevadas cantidades de minerales arcillosos ($<1.32 \text{ g cm}^{-3}$) y en altitudes de 2419 a suelos francos (1.20 y 1.32 g cm^{-3}). En las altitudes restantes (2678 y 3300 m) corresponde a suelos minerales y volcánicos ($< 1.0 \text{ g cm}^{-3}$).

La conductividad eléctrica del suelo mostró efectos despreciables de salinidad, sin embargo en las zonas bajas tiende a aumentar aunque de manera despreciable.

El pH en las zonas de alta montaña es moderadamente ácido (3300 y 3961 m), mientras que en las zonas bajas (2419 m y 2678 m) es neutro.

12.5. Correlaciones canónicas

Las variables independientes más robustas son la altitud, pendiente y exposición de ladera, entre ellas destaca la pendiente, con un 58% de la varianza explicada.

Las variables dependientes son el carbono de biomasa vegetal, el del suelo y el que se encuentra almacenado en la biomasa microbiana, de estos el que aportó un 76% a la explicación de la varianza de los datos fue el carbono orgánico del suelo.

13. REFERENCIAS

- Acosta, M., Vargas, J., Velásquez, A. y Etchever, J. (2002). Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México. *Agrociencias*, 36(6), 725-736.
- Aceñolaza, P., Zamboni, L. P. y Gallardo, J. F. (2007). Estimación de carbono en tres bosques de la llanura aluvial del bajo Paraná (R. Argentina). En: Gallardo, J. F. (Ed.). *La captura de carbono en ecosistemas terrestres iberoamericanos* (pp. 39-53). España: Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental.
- Aerts, R. (1997). Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*, 79(3), 439-449.
- Aguilera, S. M. (2000). *Importancia de la protección de la materia orgánica en suelos*. Chile: Simposio Proyecto Ley Protección de Suelo, boletín No. 14, 77-85 p.
- Aguilar, S., Abundiz, L. y Barajas, J. (2001). Comparación de la gravedad específica y características anatómicas de la madera de dos comunidades vegetales en México. *Anales del Instituto de Biología*, UNAM, 71(2), 171-185.
- Aguilar, H. (2011). *Biomasa sobre el suelo y carbono orgánico en el suelo en cuatro estadios de sucesión de bosques tropicales en la península de osa, Costa Rica*. Tesis de licenciatura. Instituto Tecnológico de Costa Rica, 7 p.
- Ahumada, R., Rudolph, A. y Silva, N. (1996). Contenido de carbono total, carbono orgánico, carbono inorgánico, nitrógeno orgánico y fósforo total, en los sedimentos de los fiordos de campos de hielo sur. *Ciencia y Tecnología del Mar*, 19, 123-132.
- Alpizar, W. (1997). *Proceso metodológico para la cuantificación de carbono de la biomasa en pie de bosque natural y sus estimaciones de no emisiones y fijación*. Costa Rica: Oficina Costarricense de Implementación Conjunta, sin numeración de páginas.
- Alden, H. A. (1995). *Hardwood of North America*. United States of America: Department of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory, 136 p.
- Albrecht, A. and Kandji, S. (2003). Carbon sequestration in tropical agro-forestry systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 99(1-3), 15-27.
- Almorox, J., Lopez, F., Rafaelli, S. (2010). *La degradación de los suelos por erosión hídrica, métodos de estimación*. España: Universidad de Murcia. 39 p.
- Álvarez, G., García, N. E., Krasilnikov, P. y García, F. (2013). Almacenes de carbono en bosques montanos de niebla de la sierra norte de Oaxaca, México. *Agrociencia*, 47, 171-180.

Anderson, N. H., Sedell, J. R., Roberts, L. M. and Triska, F. J. (1978). The role of aquatic invertebrates in processing of wood debris in coniferous forest streams. *The American Midland Naturalist*, 100(1), 64-82.

Anderson, J. M. (1991). The effects of climate change on decomposition processes in grasslands and coniferous forests. *Ecological Applications*, 1, 326-247.

Araujo, T. M., Higuchi, N. and de Carvalho, J. A. (1999). Comparison of formula for biomass content determination in tropical rain forest site in the state of Par, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 117, 43-52.

Arnaldos, J., Navalon, X., Pastor, E., Planas, E. y Zarate, L. (2004). *Manual e ingeniería básica para la prevención y extinción de incendios forestales*. España: Mundi-Prensa. 414 p.

Arredondo, S. F. y Navar, C. J. (2009). Estimación de factores de expansión de carbono en comunidades forestales templadas del norte de Durango. México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 15(2), 155-163.

Barton, D. R., Taylor, W. D. and Biette, R. M. (1985). Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in southern Ontario streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 5, 364-378.

Barrera, M., Frangi, J. L., Ferrando, J. J. y Goya, J. F. (2004). Descomposición del mantillo y liberación foliar neta de nutrientes de *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Serm. et Bizzarri en El Bolsón, Río Negro. *Ecología austral*, 14(2), 99-112.

Berner, R. (1980). *Early diagenesis: A theoretical approach*. New York: Princeton University Press, 421 p.

Berendse, F., Berg, B. and Bosatta, E. (1987). The effect of lignin and nitrogen on the decomposition of litter in nutrient-poor ecosystems: a theoretical approach. *Canadian Journal of Botany*, 65(6), 1116-1120.

Bienes, R., Ruiz, M. y Marques, M. J. (2010). Pérdida de suelo, fósforo y materia orgánica por erosión hídrica en parcelas revegetadas con matorral autóctono bajo clima semiárido. *Revista de Ciências Agrarias*, 33(1), 58-69.

Borie, G., Aguilera, S. M. y Peirano, P. (1999). Actividad biológica en suelos. *Frontera Agrícola*, 5(1-2), 29-32.

Bren, L. J. (1993). Riparian Zone, Streams, Floodplain Issues: A Review. *Journal of Hydrology*, 150, 277-299.

Brown, S., Sathaye, J., Cannell, M. and Kauppi, P. E. (1996). Mitigation of carbon emission to the atmosphere by forest management. *Commonwealth Forestry Review*, 75(1), 80-91.

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

Brown, S. (1996). Mitigation potential of carbon dioxide emissions by management of forest in Asia. *Ambio*, 25, 273-278.

Brown, S. (1997). *Estimating biomass and biomass change of tropical forest*. Italia: Food and Agricultural Organization, 55 p.

Buol, S., Hole, F. D. and McCracken, R. J. (1973). *Soil genesis and classification*. United States of America: The Iowa State University Press, 360 p.

Burbink, F. T., Phillips, C. A. and Heske, E. J. (1998). A riparian zone in southern Illinois as a potential dispersal corridor for reptiles and amphibians. *Biological Conservation*, 86, 107-115.

Burke, A. (2003). How special are Etendeka mesas? Flora and elevation gradients in an arid landscape in north-west Namibia. *Journal of Arid Environments*, 55(4), 747-764.

Campbell, C. A. and Souster, W. (1982). Loss of organic matter and potentially mineralizable nitrogen from Saskatchewan soils due to cropping. *Canadian Journal of Soil Science*, 62(4), 651-656.

Calderón, G. y Rzedowski, J. (2001). *Flora Fanerogámica del Valle de México*. México: Instituto de Ecología A.C., 44, 56, 975 p.

Carmona, M. R., Aguilera, M., Pérez, C. A. y Serey, I. (2006). Actividad respiratoria en el horizonte orgánico de suelos de ecosistemas forestales del centro y sur de Chile. *Gayana Botánica*, 63(1), 1-12.

Carrasco, G., Ramírez, P. y Vogel, H. (2007). Efecto de la conductividad eléctrica de la solución nutritiva sobre el rendimiento y contenido de aceite esencial en albahaca cultivada en NFT. *IDESIA*, 25(2), 59-62.

Ceccon, E. (2003). Los bosques ribereños y la restauración y la conservación de las cuencas hidrográficas. *Ciencias*, 72, 46-53.

Choundhury, D. (1988). Herbivore induced changes in leaf-litter resource quality: a neglected aspect of herbivory in ecosystem nutrient dynamics. *Oikos*, 51(3), 389-393.

Chavé, J. (2002). *Medición de densidad de madera en arboles tropicales*. Francia: Université Paul Sabatier, 7 p.

Ciesla, W. M. (1996). *Cambio climático, bosques y ordenación forestal: una visión de conjunto*. Italia: Food and Agricultural Organization, 147 p.

Coley, P. D., Bryant, J. P. and Chapin, F. S. (1985). Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science*, 230(4728), 895-899.

Collinge, S. K. and Ray, C. (2006). *Disease Ecology: Community Structure and Pathogen Dynamics*. New York: Oxford University Press, 227 p.

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2013). *Programa de manejo del Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl*. México: Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales, 19, 23, 25 y 36 p.

Cortés, A. L., Vega, K. L. (2013). *Variaciones de carbono, nitrógeno y fósforo en sitios con distinto uso de suelo en dos sistemas ribereños del río Amecameca*. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. México, 57 p.

Cruz, G. y Etchevers, J. (2011). Contenidos de carbono orgánico de suelos someros en pinares y abetales de áreas protegidas de México. *Agrociencia*, 45(8), 849-826.

Cowie, G. and Hedges, J. (1992). Sources and reactivities of amino acids in the coastal marine environment. *Limnology and Oceanography*, 37, 703-724.

Daniel, T. W., Helms, J. A., Baker, F. S. (1982). *Principios de silvicultura*. México: McGrawHill, 492 p.

Davidson, E. A., Belk, E. and Boone, R. D. (1998). Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biology*, 4, 217-227.

Dauber, E., Terán, J. y Guzmán, R. (2000). Estimación de biomasa y carbono en bosques naturales de Bolivia. *Revista Forestal Iberoamericana*, 1(1), 1-10.

Del Valle-Arango, J. I. (2003). Cantidad, calidad y nutrientes relacionados por la hojarasca fina en bosques pantanosos del Pacífico Sur colombiano. *Interciencia*, 28(8), 443-449.

Dixon, K., Schroeder, P. and Winnjum, J. K. (1991). *Assessment of promising forest management practices and technologies for enhancing the conservation and sequestration of atmospheric carbon and their costs at the site level*. USA: United States Environmental Protection Agency, 100 p.

Diario Oficial de la Federación (DOF). (2001). *Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis*. México: Diario Oficial de la Federación del 7 de diciembre del 2001.

Eamus, D., Burrows, W. and McGuinness, K. (2000). *Review of allometric relationships for estimating Woody biomass for Queensland, the northern territory and Western Australia*. Australia: National Carbon Accounting System, 56 p.

England, L., Lee, H., Trevors, J. (1993). Bacterial survival in soil effect of clays and protozoa. *Soil Biology and Biochemistry*, 25(5), 525-531.

Escalante, K. A. y González, D. (2013). *Estimación de líneas base del contenido de carbono orgánico del sistema suelo-planta en un ambiente ribereño del río Amecameca*. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México, 80 p.

Fassbender, H. W. (1975). *Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina*. Costa Rica: IICA. 162 p.

Fassbender, H. W. y Grimm, U. (1981). Ciclos bioquímicos en un ecosistema forestal de los Andes Occidentales de Venezuela. II. Producción y descomposición de los residuos vegetales. *Turrialba*, 31(1), 39-48.

Facelli, J. M. and Pickett, S. T. A. (1991). Plant litter: Its dynamics and effects on plant community structure. *Botanical Review*, 57(1), 1-32.

Facelli, J. M. and Facelli, E. (1993). Interactions after death: plant litter controls priority effects in a successional plant community. *Oecology*, 95(2), 277-282.

Facelli, J. M., Williams, R., Fricker, S. and Ladd, B. (1999). Establishment and growth of seedlings of *Eucalyptus obliqua*: Interactive effects of litter, water, and pathogens. *Austral Ecology*, 24, 484-494.

Fenny, P. (1970). Seasonal changes in oak leaf tannins and nutrients as a cause of spring feeding by winter moth caterpillars. *Ecology*, 51(4), 565-581.

Fearnside, P. M (1977). Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 90(1), 58-89.

Fetherston, K. L., Naiman, R. J. and Bilby, R. E. (1995). Large Woody debris, physical process, and riparian forest development in montane river networks of the Pacific Northwest. *Biogeomorphology, Terrestrial and Freshwater Systems*, 13, 133-144.

Federación Española de Municipios y Provincias. (2012). *Los sumideros de carbono a nivel local*. España: Red española de ciudades y provincias, 19 p.

Fisher, M., Rao, I., Ayarza, C., Lascano, C., Sanz, J., Thomas, R. and Vera, R. (1994). Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature*, 31, 236-238.

Figuroa, N., Etchevers, B., Velásquez, M. y Acosta, M. (2005). Concentración de carbono en diferentes tipos de vegetación de la sierra norte de Oaxaca. *Terra Latinoamérica*, 23, 57-64.

Fournier, L. A. y Camacho, L. (1973). Producción y descomposición del mantillo en un bosque secundario húmedo de premontano. *Revista de Biología Tropical*, 21(1), 59-67.

Food and Agriculture Organization. (2000). *Land use systems in the humid tropics and the emission and sequestration of CO₂*. Italy: Food and Agriculture Organization, 98 p.

Food and Agriculture Organization. (2001). *Soil Carbon sequestration for improved land management*. World soil report 96. Italy: Food and Agriculture Organization, 58 p.

Food and Agriculture Organization. (2002). *Carbon capture in soils for land management*. World soil report 96. Italy: Food and Agriculture Organization, 59 p.

Fraume, N. (2006). *Manual abecedario ecológico: la más completa guía de términos ambientales*. Colombia: Fundación Hogares Juveniles Campesinos, 45 p.

García, M. y Maza, J. A. (1998). Cap. 7 Origen y propiedades de los sedimentos. En: Flores, M. G. y Álvarez, J. A. M. (Ed.). *Manual de Ingeniería de Ríos* (pp. 1-109). México: Instituto de Ingeniería, UNAM.

Garfur, A., Jensen, J. R. Borggaard, O. K. and Petersen, L. (2003). Runoff and losses of soil and nutrients from small watersheds under shifting cultivation (Jhum) in the Chittagong Hill Tracts of Bangladesh. *Journal of Hydrology*, 279, 239-309.

Gallardo, J. F. y Merino, A. (2007). El ciclo del carbono y la dinámica de los sistemas forestales. En: Bravo, F. (Ed.). *El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático* (pp. 43-64). Barcelona, España: Fundación Gas Natural.

Gallardo, A., Covelo, F., Morillas, L. y Delgado, M. (2009). Ciclo de nutrientes y procesos edáficos terrestres: especificidades del caso mediterráneo y sus implicaciones para las relaciones suelo-planta. *Ecosistemas*, 18(2), 4-19.

Goel, A., Mcconnell, L. L. and Torrents, A. (2005). Wet deposition of current use pesticides at a rural location on the Delmarva Peninsula: Impact of rainfall patterns and agricultural activity. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 53(20), 7915-7924.

González, M. y Garcia, D. (1995). *Restauración de Ríos y Riberas*. España: Universidad Politécnica de Madrid. 28 y 34 p.

González, J. L., Marín, A., Álvarez, C., Díaz, J. M., González N. y Pardo, A. (2005). Cap. 4 Castilla y León y los Sumideros de Carbono. En: Consejo Económico y Social de Castilla y León (Ed.). *Aplicación del Protocolo de Kioto para Castilla y León* (pp. 267-284). España: Consejo Económico y Social.

González, S. M. (2008). *Estimación de la biomasa aérea y la captura de carbono en regeneración natural de Pinus maximinoi H. E. Moree, Pinus ocarpa var. ochoterenai Mtz., y Quercus sp. En el norte del estado de Chiapas, México*. Tesis de Maestría. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, 22-23 p.

Granados, D., Hernández, M. A. y López, G. F. (2006). Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 12(1), 55-69.

Gregory, S. V., Swanson, F. J., Mckee, F. J. and Cummins, K. W. (1991). An ecosystems perspective of riparian zones. *BioScience*, 41, 540-550.

Griel, J. and Manneville, O. (1998). Present species richness of plant communities in alpine stream corridors in relation to historical river management. *Biological Conservation*, 85, 21-33.

Gutiérrez, J. R. y Squeo, F. A. (2004). Importancia de los arbustos en los ecosistemas semiáridos de Chile. *Ecosistemas*, 13(1), 36-45.

Hassink, J. (1994). Effect of soil texture on the size of the microbial biomass and on the amount of C and N mineralized per unit of microbial biomass in Dutch grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 26(11), 1573-1581.

Hansen, R. A. and Coleman, D. C. (1998). Litter complexity and composition are determinants of the diversity and species composition of oribatid mites (Acari: Oribatida) in litterbags. *Applied Soil Ecology*, 19(1-3), 17-23.

Hiscock, K. and Tyker-Walters, H. (2003). Assessing the sensitivity of seabed biotopes to human activities and natural events. In: *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-Programme* (pp. 2-15). Plymouth, United Kingdom: Marine Biological Association of the United Kingdom.

Hocker Jr, H. W. (1984). *Introducción a la biología forestal*. México: AGT Editor, 446 p.

Hurd, R. M. (1971). Annual tree litter production by successional forest stands, Juneau, Alaska. *Ecology*, 52, 881-884.

Insam, H. (1990). Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime? *Soil Biology and Biochemistry*, 22(4), 525-532.

Intergovernmental Panel on Climate Change. (1996). *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Workbook. Vol. 2*. London: Intergovernmental Panel on Climate Change, Organization for Economic Co-operation and Development and International Energy Agency, module (1, 4, 5).

Intergovernmental Panel on Climate Change. (2006). *IPCC Glossary for Climate Change*. Recuperado el 19 de abril de 2017, de <https://www.greenfacts.org/es/glosario/abc/biomasa.htm>.

International Union of Soil Sciences. (2007). *World Soil Resource Reference Base*. Italy: Food and Agriculture Organization, 70, 74, 79, 83 y 91 p.

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2013). *Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación escala 1:250,000, serie V (capa unión), escala: 1:250000*. 2ª edición. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes. Recuperado el 25 de noviembre de 2016, de http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250s5ucw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2014). *Perfiles de suelos de los Estados Unidos Mexicanos, escala 1:1,000,000*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Recuperado el 6 de junio de 2017, de <http://www.beta.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825267636>.

Jackson, M. L. (1964). *Análisis químico de suelos* (traducción de J. Beltrán). España: Omega, 56 y 662 p.

Jenkinson, D. (1992). La materia orgánica del suelo: Evolución. En: Wild, A. (Ed.). *Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas*. España: Mundi-Prensa.

Jordan, C. F. and Uhl, C. (1978). Biomass of a “tierra firme” forest of the Amazon Basin. *Ecologia Plantarum*, 13(4), 387-400.

Jorgensen, B., Bang, M. and Blackburn, T. (1990). Anaerobic mineralization in marine sediments from the Baltic Sea-North Sea transition. *Marine Ecology Progress Series*, 59, 39-54.

Jonathan, G. M. and Bolstad, V. (2009). Variation of soil respiration at the tree spatial scales: components within measurements, intra-site variation and patterns on the landscape. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(3), 530-543.

Kennish, M. J. (1986). *Ecology of estuaries: physical and chemical aspect, vol. 1*. USA: CRC. Press, INC, 254 p.

Keller, D. R. and Golley, F. B. (2000). *The philosophy of ecology: from science to synthesis*. Georgia, USA: University of Georgia Press, 114 p.

Killham, K. (1994). *Soil Ecology*. United Kingdom: Cambridge University Press. 54 p.

Kimble, J. M., Lal, R. and Follett, R. F. (2002). *Agricultural practices and policies for carbon sequestration in soil*. EUA: Lewis Publisher, 512 p.

Klinge, H. and Herrera, R. (1983). Phytomass structure of natural plant communities on spodosols in southern Venezuela: The tall Amazon Caatinga forest. *Vegetatio*, 53, 65-64.

León, H. (2007). *Estimación del contenido de C en suelos de bosques templados y su relación con la calidad del suelo*. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México, 127 p.

Li, X. and Chen, Z. Z. (2004). Soil microbial biomass C and N along a climatic in the Mongolian steppe. *Biology and Fertility of Soils*. 39, 344-351.

Li, Y. L., Otieno, D., Owen, K., Zhang, Y., Tenhunen, J., Rao, X. Q. and Lin, Y. B. (2008). Temporal variability in soil CO₂ emission in an orchard forest ecosystem. *Pedosphere*, 18, 273-283.

Lovelock, J. E. (1988). *The ages of Gaia*. New York: W.W. Norton and Co, 132 p.

Locatelli, B. y Leonard, S. (2001). Un método para medir el carbono almacenado en los bosques de Malleco (Chile). *Bois et forêt des tropiques*, 1(267), 69-81.

Loguercio, G.A. y Defossé, G. (2001). *Ecuaciones de biomasa aérea, factores de expansión y de reducción de la Lengua Nothofagus pumilio (Poepp. Et Endl.) Krasser, en el sol del chubut, Argentina*. Chile: Simposio internacional medición y monitoreo de la captura de carbono en ecosistemas forestales, 11 y 16 p.

Lynch, J. M. y Hobbie, J. E. (1988). *Microorganisms in action: concepts and applications in Microbial ecology*. Gran Bretaña: Blackwell Scientific Publications, 140 p.

Martino, L. y Marelli, H. J. (2001). Manejo de restricciones físicas del suelo en sistemas de siembra directa. En: Díaz Rosello, R. (Ed.). *Siembra directa en el cono sur* (pp. 225-273). Uruguay: PROCISUR.

Martínez, J. y Fernández, A. (2004). *Cambio climático: una visión desde México*. México: Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales e Instituto Nacional de Ecología, 77-80 p.

Meentemeyer, V. (1978). Macroclimate and lignin control over litter decomposition rates. *Ecology*, 59, 465-472.

Melillo, J. M., Aber, J. D. and Muratore, J. F. (1982). Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*, 63, 571-584.

Moosegar A. and Warrick A.W. (1986). *Hydraulic conductivity of saturated soil: field method*. USA: American Society of Agronomy-Soil Science Society of America, 667 p.

Moran, M. A. and Hodson, R. E. (1990). Bacterial production on humic and nonhumic components of dissolved organic carbon. *Limnology and Oceanography*, 35, 1744-1756.

Muhammad, I., Chacón, M., Cuartas, C., Naranjo, J., Ponce, G., Vega, P., Casasola, F. y Rojas, J. (2007). Almacenamiento de carbono en el suelo y la biomasa arbórea en sistemas de usos de la tierra en paisajes ganaderos de Colombia, Costa Rica y Nicaragua. *Agroforestería en las Américas*, (45), 27-36.

Naiman, R. J., Decamps, H. and Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*, 3(2), 209-212.

Naiman, R. J. and Decamps, H. (1997). The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, 621-658.

Navar, J., González, N. y Graciano, J. (2005). Carbon sequestration by forest plantation of Durango, México. *Madera y Bosques*, 11(2), 15-34.

Navar, J. (2009a). Allometric equations for tree species and carbon stocks for forest of northwestern México. *Forest Ecology and Management*, 257, 427-434.

Navar, J. (2009b). Biomass component equations for Latin American species and groups of species. *Annals of Forest Science*, 66, 208-216.

Neil, C., Deegan, L. A., Thomas, S. M. and Cerri, C. C. (2001). Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. *Ecological Applications*, 11(6), 1817-1828.

Núñez, J. (2000). *Fundamentos de edafología* (2ª edición). Costa Rica: Editorial de la Universidad Estatal a Distancia. 185 p.

Ochoa, G. R., Malagón, C. D. y Pereyra, J. (1981). *El contenido de materia orgánica, nitrógeno total y factores que los afectan en algunos suelos de Venezuela*. Venezuela: Centro Interamericano de Desarrollo e Investigación Ambiental y Territorial, 9 p.

Olenin, S. and Ducrotoy, J. P. (2006). The concept of biotope in marine ecology and coastal management. *Marine Pollution Bulletin*, 53, 20-29.

Ortiz, S. C. A. (2010). *Edafología* (8ª edición). México: Universidad Autónoma de Chapingo, departamento de suelos. 35 p.

Parkinson, D. and Coleman, D. (1991). Microbial communities, activity and biomass. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 34, 3-33.

Parresol, B. R. (1999). Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. *Forest Science*, 45(4), 573-593.

Parolin, P. (2002). Radial gradients in Wood specific gravity in trees of central Amazonian floodplains. *IAWA Journal*, 23(4), 449-457.

Person, H. S. (1936). *Las pequeñas fuentes fluviales, estudio de las cabeceras fluviales y otros pequeños cuerpos de agua, su utilidad y sus relaciones con el suelo*. Washington: E.U. Oficina de Imprenta del Gobierno, 17-23 p.

Perry, D. A. (1994). *Forest ecosystems*. United States of America: John Hopkins University Press. 38 p.

Petteri, S. (2002). Secuestro de carbono a través de plantaciones de eucalipto en el trópico húmedo. *Foresta Veracruzana*, 4(2), 51-58.

Pérez, C. A., Goya, J. F., Bianchini, F., Frangi, J. L. y Fernández, R. (2006). Productividad aérea y ciclo de nutrientes en plantaciones de *Pinus taeda* L. en el norte de la provincia de misiones, Argentina. *Interciencia*, 31(11), 794-801.

Pérez Harguindeguy, N., Blundo, C., Gurvich, D., Díaz, S. and Cuevas, E. (2008). More than the sum of its parts? Assessing litter heterogeneity effects on the decomposition of litter mixtures through leaf chemistry. *Plant and Soil*, 303(1), 151-159.

Powlson, D. S., Brookes, P. C. and Christensen, B. T. (1987). Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biology and Biochemistry*, 19(2), 159-164.

Ramade, F. (1978). *Éléments d'écologie Appliquée Action de l'homme sur la Biosphère*. Paris: Ediscience, 34 p.

Ramos, E. y Zúñiga, D. (2008). Efecto de la humedad, temperatura y pH del suelo en la actividad microbiana a nivel de laboratorio. *Ecología Aplicada*, 7 (1,2), 123-130.

Rhoades, D. F. and Cates, R. G. (1976). Towards a general theory of plant antiherbivores chemistry. *Recent Advances in Phytochemistry*, 10, 168-213.

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

Richards, L. A. (1990). *Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos*. México: Limusa, 35 p.

Rosell, R. A. (1999). *Materia orgánica, fertilidad de suelos y productividad de cultivos*. Pucón, Chile: XIV Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo, 23 p.

Rojas, F. (2004). *Contenido y captura potencial de carbono en el bosque de Pinus hartwegii del Parque nacional la malinche: Tlaxcala-Puebla*. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México, 60 p.

Rojas, F. y Villers, L. (2008). Estimación de la biomasa forestal del Parque Nacional Malinche: Tlaxcala-Puebla. *Ciencias Forestales de México*, 33(104), 59-86.

Saldarriaga, J. G., West, D. C., Tharp, M. L. and Uhl, C. (1988). Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology*, 76, 938-958.

Sampson, R. N. and Sachols, R. J. (2000). Additional human-induced activities. In Watson R. T. et al. (Ed.). *Land use, land use change, and forestry: A special report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 181-281). New York: Cambridge University Press.

Sánchez González, A. y López Mata, L. (2003). Clasificación y ordenación de la vegetación del norte de la Sierra Nevada, a lo largo de un gradiente altitudinal. *Anales del Instituto de Biología Serie Botánica*, 74(1), 47-71.

Sánchez, B., Ruiz, M. y Ríos, M. M. (2005). Materia orgánica y actividad biológica del suelo en relación con la altitud en la cuenca del río Maracay, Estado Aragua. *Agronomía Tropical*, 55(4), 507-534.

Sandoval, J. C. (2016). *Caracterización y clasificación de suelos de sistemas ribereños del Parque Nacional Izta-Popo*. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. Universidad Nacional Autónoma de México. México, 86 p.

Schlesinger, W. H. (1997). *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. USA: Academic Press, 98 y 588 p.

Schulze, E. D., Wirt, Ch. and Heimann, M. (2000). Managing forest after Kyoto. *Science*, 289(5487), 2058-2059.

Schlegel, B., Gayoso, J. y Guerra, J. (2000). *Medición de la capacidad de captura de carbono en bosques de Chile y promoción en el mercado mundial: Manual de procedimientos: Muestras de biomasa forestal*. Chile: Universidad Austral de Chile, 24 p.

Seastedt, T. R., Crossley, D. A., Meentemeyer, V. and Waide, J. B. (1983). A two-years study of leaf litter decomposition as related to microclimatic factors and microarthropod abundance in the southern Appalachians. *Holarctic Ecology*, 6(1), 11-16.

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

Sedjo, A. R. (1990). The global carbón cycle. Are forest the missing sink? *Journal Forest*, 88, 33-34.

Segura, M. (1997). *Almacenamiento y fijación de carbono en Quercus costarricenses, en un bosque de altura en la cordillera de Talamanca*. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional de Costa Rica, 126 p.

Sethuram S., Suzanne, B., Steven, E. K., David, T. and Derek, W. (2007). *Ecosystem services from riparian areas: a brief summary of the literature*. USA: Scientific Advisory Committee, 2-7 p.

Shan-Min, S., Brookes, P. C. and Jenkinson, D. C. (1987). Soil respiration and the measurement of microbial biomass C by the fumigation technique in fresh and in air-dried soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 19, 153-158.

Silver, C. S. and DeFries, R. S. (1990). *One earth, one future*. Washington, D. C.: National Academy Press, 42 p.

Sierra, C. y Rojas, C. (1999). La materia orgánica y su efecto en las características físico-químicas y biológicas del suelo. *Serie Remehue*, 71, 5-22.

Smith, D. 1954. *Maximum moisture content method for determining specific gravity of small wood samples*. USA: United States Department of Agriculture, 5 p.

Smith, T. M. y Smith, R. L. (2007). *Ecología*. (6ª ed.). España: Pearson Educación, 504 p.

Snowdown, P., Raison, J., Keith, H., Montagu, K., Bi, K., Ritson, P., Grierson, P., Adams, M., Burrows, W. and Eamus, D. (2001). *National carbon accounting system: protocol for sampling tree and stand biomass, technical report No. 31*. Australia: Australian Greenhouse Office, 144 p.

Somarriba, E., Cerda, R., Orozco, L., Cifuentes, M., Davila, H., Espin, T., Mavisoya, H., Ávila, G., Alvarado, E., Poveda, V., Astorga, C., Say, E. and Deheuvels, O. (2013). Carbon stocks and cocoa yields in agroforestry systems of Central America. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 173, 46-57.

Stumm, W. and Morgan, J. (1981). *Aquatic chemistry: An introduction emphasizing chemical equilibria in natural water*. New York: John Wiley & Sons, 780 p.

Stevenson, F. J. (1982). *Humus chemistry: genesis, composition, reaction*. New York: John Wiley and Sons, 334 p.

Swift, M. J., Heal O. W. and Anderson J. M. (1979). *Decomposition in terrestrial ecosystems*. California: University of California Press. 45 p.

Swift, R. S. (2001). Sequestration of carbon by soil. *Soil Science*, 166, 858-871.

Thomas, G. W. y Hargrove, W. L. (1984). The chemistry of soil acidity. In: Adams, F. (Ed.). *Soil acidity and liming* (pp. 3-56). United States of America: Asa Inc.

Thompson, L. y Troeh, F. (1988). *Los suelos y su fertilidad* (4ª edición). Estados Unidos de América. 80 p.

Torres, R. J. M. y Guevara, S. (2002). El potencial de México para la producción de servicios ambientales: captura de carbono y desempeño hidráulico. *Gaceta ecológica*, (6), 40-45.

United States Department of Agriculture. (1999). *Soil quality test kit guide*. USA: United States Department of Agriculture, 48 p.

Vázquez, O. G., Zamora, E. M., García, E. y Ramírez, J. A. (2015). Densidad básica de la madera de dos pinos y su relación con propiedades edáficas. *Madera y bosques*, 21(1), 129-138.

Van Buijtenen, J. P. (1963). *Inheritance of wood properties and their relation to growth rate in Pinus taeda*. Roma: Food and Agriculture Organization and World Consultation on Forest Genetics and Tree Improvement, 13 p.

Van Elsas, J. and Smalla, K. (1997). Methods for sampling soil microbes. In: Hurst, C. J., Knudsen, G. R., McInerney, M. J., Stetzenbach, L. D. and Walter, M. V. (Eds). *Manual for environmental microbiology* (pp. 220-254). United States of America: American Society of Microbiology.

Varela, S. A., Gobbi, M. E. y Laos, F. (2006). Banco de semillas de un bosque quemado de *Nothofagus pumilio*: efecto de la aplicación de compost de biosólidos. *Ecología austral*, 16(1), 63-78.

Vivanco, L. and Austin, A. T. (2006). Intrinsic effects of species on leaf litter and root decomposition: a comparison of temperate grasses from North and South America. *Oecologia*, 150(1), 97-107.

Vivanco, L. and Austin, A. T. (2008). Tree species identity alters forest litter decomposition through long-term plant and soil interactions in Patagonia, Argentina. *Journal of Ecology*, 96(4), 727-736.

Voronov, A. G., Drozdov, N. N., Kririvoluckij, D. A., Myalo, E. G. (2002). *Biogeography with Fundamentals of Ecology*. Russia: Moscow State University Press, 392 p.

Walkley, A.; Black, I.A. (1934). An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid method. *Soil Science*. 37: 29-37.

Watson, M. A. y Casper, B. B. (1984). Morphogenetic constraints on patterns of carbon distribution in plants. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15, 233-258.

Zobel, B. J. y Talbert, J. T. (1988). *Técnicas de mejoramiento genético de árboles forestales*. México: Limusa, 545 p.

Zobel, B. J. y Van Buijtenen, J. P. (1989). *Wood variation, its causes and control*. Berlín: Springer-Verlag, 363 p.

14. ANEXOS

14.1. pH activo (1:2.5)

El método potenciométrico o electrométrico para medir el pH real es el más utilizado en los laboratorios. Mide el potencial de un electrodo sensible a los iones H^+ (electrodo de vidrio) presentes en una solución problema, usando como referencia un electrodo cuya solución problema no se modifica cuando cambia la concentración de los iones a medir, siendo generalmente un electrodo de calomelano o de $Ag/AgCl$. El electrodo de vidrio a través de sus paredes, desarrolla un potencial eléctrico. En la práctica se utilizan soluciones tampones de pH conocido para calibrar el instrumento y luego comparar, ya sea el potencial eléctrico o el pH de la solución directa a evaluar.

Material

- Muestra de suelo seco y cernido a través de un tamiz de malla N°. 10
- Balanza granataria
- Probeta de 25 mL
- Vasos de precipitado de 50 mL
- Vasos de precipitado de 100 mL
- Potenciómetro
- Piceta para el lavado del electrodo.

Reactivos

- Agua destilada
- Solución buffer pH 4
- Solución buffer pH 7.0
- Solución pH 10

Procedimiento

- Pesar 10 g de suelo
- Colocar en el vaso de 50 mL
- Agregar 25 mL de agua destilada
- Agitar y dejar reposar 30 minutos
- Ajustar el potenciómetro con las soluciones buffer de referencia
- Lavar el electrodo e introducirlo en la solución problema
- Esperar que la lectura del potenciómetro se establezca
- Registrar la lectura

Jackson, M. L. (1964). *Análisis químico de suelos* (traducción de J. Beltrán). España: Omega.

14.2. Conductividad eléctrica del suelo (Relación 1:5)

La conductividad eléctrica es una medida de la capacidad de un material para transportar la corriente eléctrica. Una solución acuosa que contiene iones tiene esa habilidad. La conductividad de una solución electrolítica depende de la concentración total de iones presentes en agua, de la movilidad de cada uno de los iones disueltos, su valencia y de la temperatura a la que se hace la determinación.

Reactivos:

- Agua destilada

Procedimiento

- Se colocan 10 g de suelo en un vaso de precipitado de polipropileno de 100 mL.
- Se añaden 50 mL de agua (si se utiliza la muestra en la que se determinó el pH, adicionar 30 mL)
- Se agita la suspensión y se deja reposar por 24 h.
- Se mide la conductividad eléctrica del sobrenadante.
- Se enjuaga la celda tres veces con agua destilada.
- Se enjuaga con la solución problema dos o tres veces.
- Se toma la temperatura de la solución problema
- Las lecturas se corrigen por factor de temperatura y se expresa de acuerdo con las instrucciones del fabricante.
- Se enjuaga con agua destilada varias veces la celda. En esta se coloca una solución de KCl 0.01 N a 25 °C y se realiza la lectura, se efectúan tres o cuatro lecturas y se obtiene el promedio para calcular la constante de la celda.

Cálculos:

Calculo de la constante de la celda:

$$K = \frac{1.4118}{C_{KCl}}$$

K = constante de la celda a 25 °C

1.4118 mmhoms cm⁻¹ = conductividad eléctrica específica de KCl 0.01 N a 25 °C

C_{KCl} = conductividad de la muestra problema mmho cm⁻¹

$$C_e = \frac{C_{prob} \times K \times Ft}{1000}$$

C_e = conductividad eléctrica, dS m⁻¹, a temperatura ambiente. Si mmho cm⁻¹ = dS m⁻¹

C_{prob} = conductividad de la muestra problema en μmhos

F_t = factor de corrección de temperatura tabulada (revisar tablas)

1000 = factor para convertir en μmhos a mho

Richards, L.A. (ed.). (1990). *Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos*. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América, México: Limusa.

14.3. Materia orgánica (suelo y sedimento)

El método desarrollado por Walkley y Black, la materia orgánica del suelo se oxida mediante el calor de reacción del dicromato de potasio en presencia de ácido sulfúrico, formando ácido crómico cuyo exceso es valorado por titulación con sulfato ferroso y el indicador negro de eriocromo T. Además, se adiciona ácido fosfórico para eliminar la interferencia de los ácidos de hierro como contribuyente al viraje de la solución durante la titulación.

Material

- Muestra de suelo seco y cernido a raves de un tamiz de malla N°. 35 o 40
- Balanza semianalítica
- Matraces Erlenmeyer de 250 mL
- Vaso de precipitado de 150 mL
- Probetas de 10 mL
- Probeta de 100 mL
- Bureta de 50 mL
- Soporte universal con pinzas

Reactivos

- Solución de dicromato de potasio 1N: pesar exactamente 49.04 g de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$), previamente secado en la estufa durante 3 horas a 105 °C; disolver en agua destilada y aforar a 1 L
- Solución de sulfato ferroso 0.5 N: pesar 139 g de sulfato ferroso hepta-hidratado ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) y disolver en 500 mL de agua destilada y aforar a 1 L
- Solución indicadora de difenilamina: pesar 0.5 g de difenilamina y disolver en 20 mL de agua destilada y 100 mL de ácido sulfúrico concentrado
- Ácido sulfúrico concentrado
- Ácido fosfórico concentrado
- Agua destilada

Procedimiento

- Pesar 0.5 g de suelo o sedimento; si el color de la muestra es muy oscuro o si la presencia de materia orgánica es muy evidente pesar solo 0.2 g
- Colocar en un Matraz Erlenmeyer
- Agregar con una probeta 5 mL de solución de dicromato de potasio
- Medir con una probeta 10 mL de ácido sulfúrico y agregarlo poco a poco al matraz con mucho cuidado, resbalándolo por las paredes; la reacción es exotérmica y el matraz se calentará (no respirar los vapores que se desprenden, son irritantes)
- Agitar 1 minuto y dejar reposar durante 30 minutos mas
- Agregar 100 mL de agua destilada
- Agregar 5 mL de ácido fosfórico con una probeta
- Agregar 3 gotas de indicador de difenilamina
- Titular con sulfato ferroso. Durante la titulación la secuencia de cambios de color al vire final es la siguiente: negro, verde muy oscuro, azul y finalmente verde esmeralda
- Realizar un blanco para verificar la normalidad del sulfato ferroso, siguiendo los pasos anteriormente descritos
- Sustituir los resultados obtenidos en la siguiente fórmula:
-

$$\text{Materia Orgánica (\%)} = \frac{5(\text{mL de } FeSO_4 \times N \times FC)}{\text{g de muestra}} \times 0.69$$

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

Donde:

5 = mL de dicromato de potasio agregados

N = Normalidad

FC = factor de corrección

0.69 = constante

El factor de corrección se obtiene de la siguiente manera:

$$FC = \frac{10}{\text{mL de FeSO}_4 \text{ gastados en el blanco}}$$

Jackson, M. L. (1964). *Análisis químico de suelos* (traducción de J. Beltrán). España: Omega, 56 y 662 p.

14.4. Densidad aparente (método del cilindro)

La densidad aparente es la relación entre el peso del suelo y el volumen que ocupa (kg m^{-3} o g cm^{-3}). Es la masa de suelo dividida entre el volumen total del mismo, dependiendo de la proporción y peso del componente sólido (minerales y materia orgánica), del volumen ocupado por dicho componente y del volumen del espacio poroso que se genera entre las partículas sólidas.

Material

- Cilindro metálico de 2.5 cm de diámetro y aproximadamente 7 cm de altura (de preferencia con uno de los bordes biselados)
- Mazo de plástico
- Pala pequeña
- Espátula o cuchillo de hoja ancha
- Destornillador o vara metálica
- Bolsas de plástico chicas (500 g y marcador indeleble)
- Balanza precisión (0.1 g)
- Horno de secado

Procedimiento

Etapa de campo

- Inserte el cilindro en el suelo con el borde biselado hacia abajo; coloque la tabla de madera sobre el cilindro y golpee con mucho cuidado con el mazo y tratando de disturbar lo menos posible al suelo; introducir poco a poco el cilindro hasta que se cubra totalmente y quede a nivel de la superficie
- Remueva el cilindro, cavando con una pala pequeña alrededor y debajo de él; levántelo con cuidado evitando las pérdidas de suelo
- Elimine el exceso de suelo de la muestra con una espátula o cuchillo de hoja ancha. La base de la muestra deberá ser plana, cortada y nivelada siguiendo los bordes del cilindro, si quedan algunos huecos rellenar con suelo adyacente
- Usando un destornillador o cuchillo de hoja ancha, empuje la muestra dentro de una bolsa de plástico, toque la muestra lo menos posible. Asegúrese que toda la muestra ha sido introducida en la bolsa, cierre y etiquete la bolsa.

Etapa de laboratorio

- Ponga a secar la muestra al sol durante varios días (5 o 6) o bien séquela en un horno a 110° durante 24 horas
- Pese la muestra del suelo
- Calcule volumen del cilindro que utilizo ($V = \pi \times H \times R^2$) H= altura del cilindro, R= radio elevado al cuadrado, $\pi = 3.1416$.
- Calcule la densidad aparente dividiendo el peso del suelo seco entre el volumen del cilindro.

United States Department of Agriculture. (1999). *Soil quality test kit guide*. USA: United States Department of Agriculture.

14.5. Carbono de biomasa microbiana

El método de fumigación e incubación se basa en que, cuando un suelo se esteriliza con cloroformo y después se re-inocula con una pequeña dosis de suelo fresco, las células microbianas destruidas actuarán como sustrato carbonado y durante su descomposición desprenderán en forma de CO₂, una porción de sus componentes carbonados que, además, resulta razonablemente constante. Midiendo el CO₂ desprendido por determinadas células microbianas añadidas al suelo, en condiciones normalizadas, utilizando un factor, se permite el cálculo de la biomasa a partir de CO₂ desprendido.

Procedimiento

- Hacer pasar suelo fresco (con la humedad que presenta en campo por una malla de 2 mm de abertura para eliminar restos orgánicos).
- Separar la muestra en dos fracciones, 1 (suelo para fumigar) y 2 (suelo natural) pesando 20 g para cada fracción y colocarla en frascos de vidrio con tapa hermética.
- A la fracción 1, se le adiciona 5 mL de cloroformo y a la 2, 5 mL de agua esterilizada, se cierran y se mantienen así por 48 h. Terminada la fumigación se abren los frascos y se colocan en baño maría a 40 °C, hasta que el cloroformo se elimine. Ambos suelos (fumigado y natural) se re-inocula con 1 g de suelo natural.
- A las dos fracciones se les agrega la cantidad necesaria de agua para llevar las muestras a capacidad de campo.
- Se introduce en cada frasco un tubo de ensayo que contenga 7 mL de KOH 0.5 N y una tira de papel filtro procurando que la longitud de esta sea ligeramente mayor que la del tubo.
- Colocar para corrección de la normalidad un blanco absoluto (frasco que contenga un tubo con solo 7 mL de KOH 0.5 N). Hacer esto por duplicado.
- Cerrar los frascos e incubar entre 35 y 37 °C por el tiempo establecido por el analista (10, 20, etc., días).
- Al término de la incubación sacar los frascos de la estufa. Sacar el tubo de ensayo y transferir todo su contenido en un matraz Erlenmeyer de 50 mL. Enjuagar el tubo con 1 mL de agua libre de CO₂.
- Colocar 2 o 3 gotas de fenolftaleína como indicador y proceder a titular con HCl 0.5 N. Incluir un blanco de titulación.
- Realizar los cálculos para determinar los mg de CO₂ producidos y de carbono en biomasa microbiana.

Cálculos

- Calcular los miliequivalentes de KOH en el blanco y en las muestras problema.

$$\text{Normalidad del ácido} \times \text{mL gastados en la titulación} = \text{meq KOH}$$

- Obtener los miliequivalentes de KOH transformados en K₂CO₃.

$$\text{meq blanco} - \text{meq muestra} = \text{meq K}_2\text{CO}_3$$

- Igualar unidades a equivalentes químicos.

$$\frac{\text{meq K}_2\text{CO}_3}{1000} = \text{eq K}_2\text{CO}_3$$

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

- A partir de esto, obtener gramos de K_2CO_3 formados.

$$(eq\ K_2CO_3) \times \left(\frac{PM\ K_2CO_3}{\#\ H\ sust} \right) = g\ de\ K_2CO_3$$

- Por estequiometria se obtienen los miligramos de CO_2 .

$$\frac{g\ de\ K_2CO_3 \times PM\ CO_2}{PM\ K_2CO_3} \times 1000 = mg\ CO_2$$

- Por ultimo obtener el peso del carbono en la biomasa microbiana (CBM).

$$\frac{mg\ CO_2\ suelo\ fumigado - mg\ CO_2\ suelo\ natural}{0.45} = mg\ CBM$$

Granados, D. (2003). *Calidad del suelo y estado nutrimental del genero Pinus en la vertiente occidental del Iztaccíhuatl y Popocatepetl*. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México.

14.6. Densidad básica de la madera

La densidad básica se define como la relación básica entre la masa y la unidad de volumen. La densidad de la madera es la expresión de la presencia relativa de los distintos elementos celulares que la componen (vasos, traqueidas, fibras, células de parénquima). Esta depende del tamaño de las células, del grosor de la pared celular y de la porción de los diferentes tipos de tejidos con respecto al volumen total del leño.

Material:

- Vaso de precipitado de 1L
- Recipiente de plástico
- Vaso de precipitado de 150 mL
- Balanza analítica
- Agua destilada

Procedimiento:

- Las piezas de madera, después de 24 horas de la extracción, se pesaron en una balanza analítica con una precisión de 0.001 g y se registró el peso inicial.
- Con el fin de obtener el peso anhidro (P_o) de cada pieza se colocaron en una estufa de secado con temperaturas de 100 a 150 °C, durante 24 horas. Se pesaron en una balanza analítica con una precisión de 0.001 g.
- Para el método de máximo contenido de humedad (Smith, 1954) las muestras de madera se colocan en un recipiente con agua durante 8 días para lograr la penetración total de agua en la muestra y obtener un peso constante en la balanza.
- Se secan del recipiente quitando el exceso de agua y luego de 24 horas se pesaron en la balanza analítica, de ese modo se obtuvo el peso saturado (P_s).
- Con las variables de peso anhidro (P_o) y (P_s) se calculó la densidad de la madera para cada muestra, utilizando la fórmula del método de máximo contenido de humedad de Smith (1954):
-

$$DM = \frac{1}{\frac{P_s - P_o}{P_o} + 1.53}$$

Donde:

Dm = Densidad de la madera (g cm^{-3})

P_s = Peso saturado (g)

P_o = Peso anhidro (g)

1,53 = Densidad de la madera solida

Smith, D. 1954. *Maximum moisture content method for determining specific gravity of small wood samples*. USA: United States Department of Agriculture.

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

14.7. Análisis estadístico

Correlación simple

	Variables	r ²	P
COS	pH activo	-0.51	0.0004
COS	Altitud	0.37	0.0145
COS	T ambiental	-0.35	0.0185
COS	T suelo	-0.34	0.0238
CBM	Altitud	0.33	0.0465
CBM	T suelo	-0.32	0.0467
CM	Altitud	-0.58	0.0005
CM	T ambiental	0.64	<.0001
CM	T suelo	0.60	0.0003
CBV	altitud	0.84	<.0001

COS = Carbono orgánico del suelo; CBM = Carbono de biomasa microbiana; CM = Carbono de mantillo; CBV = Carbono de biomasa vegetal, P = probabilidad

Análisis de varianza

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	F-valor	P<F
COS	5	18163.00170	3632.60034	1.96	N.S.
CBM	5	0.29809442	0.05961888	1.19	N.S.
CM	5	183.6785350	36.7357070	3.60	*
CBV	3	408.0552686	136.0184229	83.41	**
COSed	3	146.6226750	48.8742250	3.71	*
Densidad aparente	5	2.13832261	0.42766452	11.92	**
Conductividad eléctrica	5	0.15806829	0.3161366	2.78	*
pH activo	5	12.00982279	2.40196456	24.88	**

COS = Carbono orgánico del suelo; CBM = Carbono de biomasa microbiana; CM = Carbono de mantillo; CBV = Carbono de biomasa vegetal; COSed = Carbono de sedimento; P<0.01 = **; P<0.05 = *; N.S = no significativo

Coefficientes canónicos estandarizados para respuestas

	Respuestas 1	Respuestas 2	Respuestas 3	Respuestas 4	Respuestas 5
Altitud	59.0306	1.0043	-45.9138	0.0000	0.0000
Pendiente	-59.4423	0.0550	45.7546	0.0000	0.0000
Exposición	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Temperatura ambiental	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Temperatura del suelo	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Repetición	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Exposición de ladera	1.0646	-0.1489	0.5870	0.0000	0.0000
Amplitud	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Especies vegetales	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Altitud de los vegetales	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Diámetro a la altura del pecho	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Densidad básica de la madera	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Densidad aparente	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Conductividad eléctrica	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
pH activo	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000

Contenidos de carbono orgánico y su compartimentación en sistemas ribereños adyacentes a cuatro biotopos del Parque Nacional Izta-Popo y zonas de influencia

Coefficientes canónicos estandarizados para carbono

	Carbono 1	Carbono 2	Carbono 3	Carbono 4	Carbono 5
Carbono Vegetal	-9.5740	0.6483	-5.0018	0.0000	0.0000
Carbono orgánico del suelo	10.4298	0.1195	4.4459	0.0000	0.0000
Carbono de biomasa microbiana	-1.3786	0.3676	0.5803	0.0000	0.0000
Carbono de mantillo	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Carbono orgánico del sedimento	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000