



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA  
DE MÉXICO

---

---

FACULTAD DE CIENCIAS

Efecto del microclima en la descomposición de *Hordeum hexastichum* L. (Poaceae) a lo largo de un gradiente altitudinal en la Cuenca del Río Magdalena, Ciudad de México, México

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

P R E S E N T A:

CLAUDIA LIBERTAD RAMÍREZ GARCÍA



DIRECTORA DE TESIS:  
DRA. MARÍA GUADALUPE BARAJAS GUZMÁN

CIUDAD DE MÉXICO, 2019



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**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.

1. Datos de la alumna  
Ramírez  
García  
Claudia Libertad  
2225509698  
Universidad Nacional Autónoma de México  
Facultad de Ciencias  
Biología  
415025012
2. Datos del asesor  
Dra.  
María Guadalupe  
Barajas  
Guzmán
3. Datos de sinodal 1  
M. en C.  
Enrique  
Solís  
Villalpando
4. Datos de sinodal 2  
M. en C.  
Verónica  
Aguilar  
Zamora
5. Datos de sinodal 3  
M. en C.  
Juan Carlos  
Peña  
Becerril
6. M. en C.  
Angela  
Arango  
Galván
7. Datos del trabajo escrito  
Efecto del microclima en la descomposición de *Hordeum hexastichum* L. (Poaceae)  
a lo largo de un gradiente altitudinal en la Cuenca del Río Magdalena, Ciudad de  
México, México  
86 p  
2019

## Agradecimientos académicos

---

A la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México que me permitió desarrollarme académicamente en sus espacios, a las y los profesores que me formaron como bióloga, reforzando mi compromiso social, comprometiéndome a no abandonar los valores ni ética aprendida.

Agradezco al Laboratorio de Ecología del Suelo y al gran equipo que lo conforma; representado por el Dr. Francisco Javier Álvarez Sánchez, la Dra. Ma. Guadalupe Barajas Guzmán, la Dra. Irene Sánchez Gallen y el M. en C. Juan Carlos Peña Becerril quienes dieron un acompañamiento desde el inicio a esta tesis aportaron con comentarios e ideas para su mejoramiento.

A mi asesora quien confió en mi desde el comienzo, la Dra. Ma. Guadalupe Barajas Guzmán siempre apoyándome con comentarios y sugerencias, retroalimentándome con su amplio conocimiento en el tema esta tesis.

Agradezco a mis sinodales cuyas aportaciones enriquecieron esta tesis al M. en C. Enrique Solís Villalpando, la M. en C. Verónica Aguilar Zamora, el M. en C. Juan Carlos Peña Becerril y la M. en C. Angela Arango Galván.

A los propietarios de las parcelas en Cuenca del Río Magdalena quienes las prestaron para la realización de este trabajo.

A la Cuenca del Río Magdalena, sitio lleno de vida y que llamo mi atención, a las personas que aun te mantienen, deseo nunca mueras.

## Agradecimientos personales

---

Agradezco la tierra, montañas, bosque que me abrazo, donde crecí y viví mi infancia, donde aprender amar y respetar la vida. A mi pueblo Tepatlaxco del cual me aleje para seguir preparándome y al cual llamé hogar, por cada pueblo originario que resiste defendiendo la tierra y territorio, porque vivimos y existimos más allá de los museos.

A todas las mujeres que desde cada trinchera luchan y resisten, pero sobre todo a las más importantes de mi vida:

A ti mamá fuerte y valiente por ponerme el ejemplo de no callarme y hacerme oír, gracias por estar y apoyarme en cada meta que me propongo, si estás conmigo todo es posible. A mis abuelas ambas con historias de vida llenas de trabajo y esfuerzo; a mis tías Horte, Socorro, Fidela, Lourdes, Claudia por cuidarme y guiarme muchas veces.

Para Monse, mi cómplice de la vida mi amor hacia ti es infinito, crecer a tu lado ha sido maravilloso, por creer en nosotras hasta el fin.

A mi papá, que me enseñó a querer el campo, a sembrar y esperar la milpa, el valor del trabajo a sentirme orgullosa del lugar donde vengo, a mi abuelo Joel quien me enseñó que Dios está en la tierra; a mis tíos: Erasmo y Filiberto por apoyarme siempre que lo necesite. A Ivonne por cuidarme y quererme desde pequeña hasta ahora. Las y los amo en demasía, a ustedes mi familia quienes me dieron valores e ideales.

A mi mejor amiga Jaki por estar en cada momento, a mis amigas y amigos que nos unió la pasión por la Biología a Arelhy, Viviana, Jorge, Rosa, Monse, Sam, Samu, Alan, Paco, Darío, Lulú, César y Aldo por ayudar a sobrevivir en esta ciudad y alentar, los quiero mucho.

Al Sistema de Becas para Estudiantes Indígenas (SBEI) donde además del apoyo económico recibido, me permito conocer a personas maravillosas a las cuales admiro y quiero. A Brigi cuyo amor estamos cultivando y aprendiendo cada día de ambos, aunque venimos de tierras diferentes nos unen varios objetivos a favor de nuestras comunidades.

# Índice

---

<b>RESUMEN .....</b>	<b>6</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>8</b>
1.1 Importancia de los bosques templados .....	8
1.2 Productividad en los bosques templados .....	9
1.3 Proceso de descomposición .....	10
1.4 Regulación de la descomposición .....	14
1.4.1 Calidad de materia .....	14
1.4.2 Biota del suelo .....	18
1.4.3 Propiedades del suelo .....	19
1.4.4 Clima .....	20
Temperatura.....	22
Humedad.....	23
Microclima en un gradiente altitudinal.....	23
<b>2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS .....</b>	<b>27</b>
2.1 Objetivo general.....	27
2.1.1 Objetivos Particulares.....	27
2.2 Hipótesis .....	27
<b>3. MÉTODO.....</b>	<b>28</b>
3.1 Zona de estudio .....	28
3.2 Sistema de estudio .....	30
3.3 Caracterización de suelo .....	31
3.3.1 pH .....	31
3.3.2 Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) .....	31
3.3.3 Densidad aparente.....	31
3.3.4 Materia Organica del Suelo (MOS).....	32
3.4 Microclima.....	32
3.5 Evaluación de la Descomposición .....	32
<b>4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....</b>	<b>34</b>
4.1 Caracterización de suelo .....	34
4.2 Descomposición.....	34
<b>5. RESULTADOS .....</b>	<b>35</b>
5.1 Caracterización del suelo .....	35

5.2	Descomposición.....	38
5.3	C y N en <i>Hordeum hexastichum</i> .....	40
5.4	Microclima.....	42
5.4.1	Temperatura del aire.....	42
5.4.2	Humedad relativa aire.....	44
5.4.3	Temperatura del suelo .....	46
5.5	Correlaciones .....	48
5.6	Análisis de componentes Principales (ACP) .....	52
<b>6.</b>	<b>DISCUSIÓN.....</b>	<b>55</b>
6.1	Relación de las propiedades edáficas con la descomposición .....	55
6.2	C y N en <i>H. hexastichum</i> .....	60
6.3	Microclima.....	62
<b>7.</b>	<b>CONCLUSIONES .....</b>	<b>66</b>
<b>8.</b>	<b>REFERENCIAS .....</b>	<b>67</b>
<b>9.</b>	<b>ANEXOS .....</b>	<b>78</b>

## RESUMEN

---

La distribución altitudinal de la vegetación en la Cuenca del Río Magdalena (CRM) ubica al bosque de *Pinus hartwegii* Lindl. en la parte más alta (3800-3600 msnm), al bosque de *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. en la parte media (3200-2800 msnm) y en la parte baja del gradiente al bosque de *Quercus* sp. (2740-2540 msnm). Esta variación en la altitud puede influir en los procesos ecológicos, tales como la descomposición la cual es regulada jerárquicamente por: el clima, la calidad del recurso, las propiedades de suelo y la regulación biológica por interacciones entre macro-, meso- y microfauna (Lavelle *et al.* 1993).

Por lo tanto, el objetivo fue analizar la influencia del microclima en el proceso de descomposición a lo largo del gradiente altitudinal presente en la Cuenca del Río Magdalena utilizando a *Hordeum hexastichum* L. En cada tipo de bosque se muestreó suelo (época de lluvias) en un área de 100 x 50 m, analizándose pH, CIC, densidad aparente y MOS, y se colocaron sensores para el registro de la temperatura y humedad relativa del aire. Para la descomposición se colocaron 20 g de *Hordeum hexastichum* L. dentro de bolsas de malla (20 x 20 cm) y se ubicaron dentro de parcelas de 100 x 50 m. Cada dos meses se colectaron 10 bolsas por tipo de bosque entre octubre del 2006 y octubre 2007, calculando el porcentaje de peso remanente (PPR) y el coeficiente de descomposición ( $k$ ).

Para determinar si existían diferencias significativas las variables edáficas se realizó un ANdeVA de una vía. Un ANdeVA de dos vías para la PPR (la altitud con diferentes tiempos), cuando el análisis indicó diferencias significativas se procedió a realizar la prueba post-hoc de Tukey. Además, se llevó a cabo una correlación entre las variables microclimáticas y el PPR en cada bosque. Todos los análisis se realizaron con un nivel de confianza del 95%. Finalmente se efectuó un Análisis de Componentes Principales (ACP) con todas las variables medidas.

Los resultados mostraron diferencias significativas en las tres elevaciones para las variables edáficas, el pH más ácido fue del bosque de *Abies* ( $4.89 \pm 0.009$ ), y el sitio con mayor cantidad de MOS fue también el bosque *Abies* ( $11 \pm 0.72\%$ ). Para la relación C/N en ANdeVA evidenció diferencias significativas en los tres sitios siendo *Pinus* donde la relación se mantuvo más alta  $92.35 \pm 19.36$ .



Por otra parte el coeficiente de descomposición más alto se presentó en el bosque de *Quercus* ( $0.0021 \text{ g g}^{-1} \text{ día}$ ), en la comparación del PPR entre los sitios y el tiempo se encontraron diferencias significativas siendo *Quercus* el sitio donde menor PPR de *H. hexastichum* L. permaneció, con respecto al tiempo los valores más bajos en el PPR se correlacionaron negativamente con las temperaturas máximas en el suelo  $r = -0.68$  (*Quercus*) y con la humedad relativa del aire  $r = -0.62$  (*Quercus*), además, estos valores abarcaron la temporada de lluvias del año 2007.

De acuerdo al ACP apoyado con las correlaciones, se observó que las variables microclimáticas más altas de temperatura y humedad relativa tanto para suelo y aire contribuyen en un 64.95% a la explicación de la PPR pudiéndose ver la agrupación espacial por tipo de bosque.

En consecuencia, se puede inferir que el cambio de las variables microclimáticas a lo largo del gradiente altitudinal, afectó positivamente la descomposición de *H. hexastichum*, ya que el sitio con los valores más altos de temperatura y humedad relativa presentó la tasa de descomposición más elevada.

# 1. INTRODUCCIÓN

---

## 1.1 Importancia de los bosques templados

Los bosques cubren aproximadamente 42 millones de km<sup>2</sup> lo cual equivale al 30.6% de superficie terrestre mundial (Lal, 2005; FAO, 2018) ubicados en tierras tropicales, boreales y templadas. Los bosques templados se distribuyen aproximadamente desde las latitudes 25°N a 50°N, cambiando gradualmente a bosques boreales más al norte. Se caracterizan por intervalos de temperatura entre -30 y 30 °C, con veranos calurosos e inviernos fríos y con 750 a 1,300 mm de precipitación por año (Taggart y Cross, 2009). En el caso de México los bosques templados ocupan el 16% (3,233 km<sup>2</sup>) del territorio nacional (Balvanera *et al.*, 2009). Caracterizándose por estar dominados por especies del estrato arbóreo ubicándose en zonas montañosas con clima templado.

En relación a la riqueza de especies en estos bosques México contiene el 50% y 33% de especies de pinos y encinos respectivamente (Challenger y Soberón, 2008). En la Ciudad de México los bosques templados se ubican dentro del Suelo de Conservación el cual cubre 38 252 ha., la Cuenca del Rio Magdalena (CMR) está considerada dentro de esta área, y su importancia no solo reside en el abastecimiento de agua y al mantenimiento de la biodiversidad, sino que también impacta en el desarrollo de las poblaciones que habitan en ella (Almedia-Leñero *et al.*, 2018).

Los servicios ecosistémicos en los bosques templados servicios ecológicos, económicos, sociales y estéticos a los sistemas naturales y a la humanidad, son fundamentales en diversos procesos como la regulación del ciclo hidrológico, ciclos biogeoquímicos entre otros. La vegetación tropical, templada y boreal atenúan el calentamiento global a través del secuestro de carbono. Con respecto al clima los bosques influyen a través del intercambio de energía, agua, dióxido de carbono y otras especies con la atmósfera (Pan *et al.*, 2011). Estas interacciones complejas y no lineales entre el bosque y la atmósfera pueden amortiguar o amplificar el cambio climático antropogénico. Las retroalimentaciones biogeofísicas pueden aumentar o disminuir este forzamiento climático negativo. Los bosques están bajo una presión debido a los cambios global (Siry *et al.*, 2005).

## **1.2 Productividad en los bosques templados**

El ingreso de carbono (C) en el ecosistema proporciona la energía para que se lleven a cabo diversos procesos bióticos. La entrada de éste al sistema se da mediante la fijación del CO<sub>2</sub>, en los ecosistemas terrestres las plantas son principalmente las que llevan a cabo este proceso, usando la energía luminosa (es decir, radiación en la parte visible del espectro) para reducirlo y producir compuestos orgánicos que contienen carbono el cual es fijado durante el proceso de la fotosíntesis (Beer *et al.*, 2010). El flujo de carbono entre la atmósfera y suelo es de importancia mundial, y a éste se le conoce como productividad primaria; desde una perspectiva ecológica mide la velocidad con la que se capta la energía y su transferencia al resto de la estructura trófica (Aerts, 1997).

La cantidad total de C asimilado por las plantas dentro de un área determinada durante un período de tiempo específico se le llama Productividad Primaria Bruta (PPB) (Roxburgh *et al.* 2005) y, representa la entrada para la energía y el carbono requeridos en casi todos los procesos del ecosistema (Sun *et al.*, 2018). La estimación promedio global de PPB es aproximadamente 123 Pg C año<sup>-1</sup> y para México es de 2.6 Pg C año<sup>-1</sup> donde 1Pg = 10<sup>15</sup>g (Beer *et al.*, 2010; Espinosa *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2017).

En los bosques del mundo el reservorio actual de C se estima en 861 ± 66 Pg C, de los cuales el 44% está en el suelo, el 42% en la biomasa por encima y por debajo del suelo, el 8% en madera muerta y el 5% en hojarasca (FAO, 2018).

Geográficamente, 471 ± 93 Pg C (55%) se almacenan en bosques tropicales, 272 ± 23 Pg C (32%) boreales y 119 ± 6 Pg C (14%) en bosques templados. A pesar que los bosques tropicales y boreales almacenan mayor cantidad de C, la diferencia fundamental es que los tropicales reservan el 56% en la biomasa y 32% en el suelo mientras que los boreales tienen 20% en biomasa y el 60% en el suelo (Pan *et al.*, 2011). Por eso los cambios de uso de suelo en estos reservorios de C pueden tener un impacto considerable en el balance global del mismo.

De la PPB solo la mitad se incorpora al ecosistema, la otra parte regresa a la atmósfera a través de la respiración autótrofa, lo restante se conoce como Producción Primaria Neta (PPN) definida por ser la acumulación de biomasa, es decir, la cantidad de CO<sub>2</sub> que se fija e irá incorporándose a los tejidos de la plantas (hojas, tallos, raíces, entre otros) (Melillo *et al.*,

1993). La proporción de PPN que es consumida por los herbívoros varía en los ecosistemas (1-40 %), ya que depende de la asignación a estructuras o defensas químicas que tengan las plantas; se ha registrado que en los bosques alrededor del 70-80% de la biomasa vegetal se incorpora al suelo entrando al proceso de descomposición como materia orgánica muerta (MOM) (Fig. 1) (Bardgett, 2005; Hättenschwiler y Gasser, 2005), la cual puede transformarse en  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$  por medio de la respiración heterótrofa (fauna y microbiota del suelo) y la autótrofa (dada por la raíces de las plantas). Considerándose que el promedio de la cantidad de materia orgánica depositada es la similar a la que se desintegra estos procesos representan el carbono orgánico disponible para el almacenamiento dentro del sistema o pérdida del mismo (Lovett, 2006).

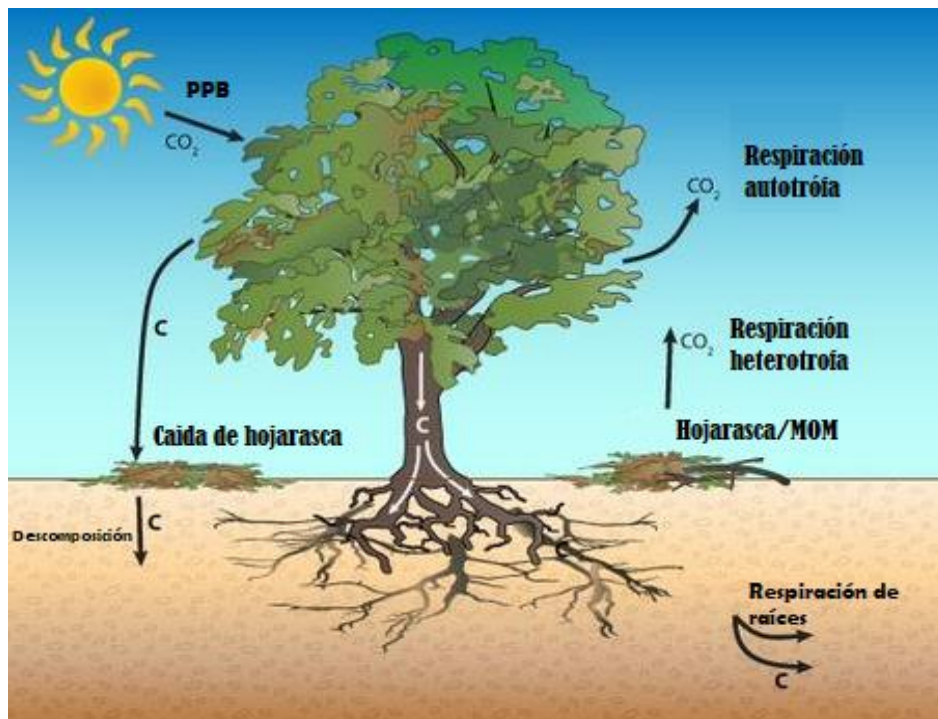


Figura 1. Entrada de C mediante la fotosíntesis (PPB), incorporación en forma de biomasa (PPN), la cual la mayoría ingresa al proceso de descomposición. Modificado de Xu y Shang, 2016.

### **1.3 Proceso de descomposición**

La MOM proveniente de la hojarasca representa a la biomasa transferida de las plantas al suelo por unidad de tiempo, y esta se mide como la masa restante del material vegetal original después de un periodo de tiempo, la reducción de la MOM de la vegetación (hojas, tallos, raíces, corteza) y animales a sus constituyentes elementales, tales como  $\text{CO}_2$ ,

nutrientes, agua y minerales a través del conjunto de procesos físicos, químicos y biológicos es definido como **descomposición** (Lavelle y Spain, 2001; Lambers *et al.*, 2008). La descomposición es reconocida como un proceso esencial para el reciclaje de la materia orgánica y los flujos de nutrientes en la mayoría de los ecosistemas, pero la importancia de la descomposición se puede percibir a distintos niveles, a nivel de la biosfera resaltan la liberación de grandes cantidades de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y gases basados en N (siendo productos de este proceso), los cuales son relevantes por su papel en el cambio climático, como gases de efecto invernadero (Schlesinger y Andrews, 2000).

En un ecosistema, la importancia de la descomposición reside en los ciclos de los nutrientes, puesto que la disponibilidad de éstos en el suelo depende en gran parte de la dinámica de este proceso; además, la acumulación de MOM puede aumentar en gran medida la capacidad de intercambio catiónico y tener impactos positivos en la capacidad de retención de nutrientes (Facelli y Pickett, 1991).

La descomposición también influye en la diversidad y la estabilidad de la comunidad biótica, puesto que existen redes tróficas que se basan en este proceso (Hättenschwiler *et al.*, 2005); de hecho, las redes establecidas en el suelo procesan más carbono y energía que otras redes conocidas, ya que solo una pequeña porción de la producción primaria es digerida por los herbívoros (Berg y McLaugherty, 2008).

La liberación mundial anual de carbono a la atmósfera a través de la descomposición por la biota del suelo es de aproximadamente 50-75 Pg, casi 10 veces mayor que la de emisiones por combustibles fósiles (Swift *et al.*, 1979; Schimel *et al.*, 2000).

De manera general se considera al proceso de la descomposición de MOM en cuatro etapas (Bardgett, 2005; Chapin *et al.*, 2011):

- **Fragmentación:** La entrada de la hojarasca (MOM) al sistema inicia con una fracturación que puede ser ocasionada por procesos abióticos químicos o mecánicos, así como por procesos bióticos relacionados con la fauna y la actividad microbiana. Este proceso se lleva a cabo en distintas estructuras de las plantas, aunque es dominada por la actividad de la fauna del suelo. Los diversos grupos funcionales contribuyen de manera diferencial a la descomposición de la hojarasca, de los más importantes se encuentran los trituradores, herbívoros (es decir, microbívoros) y

depredadores. Los trituradores son principalmente macrofauna, como lombrices, milpiés, termitas e isópodos, que alteran la disponibilidad de recursos al modificar las propiedades físicas de la hojarasca. La fragmentación de la hojarasca a través de su actividad alimenticia y digestión por parte de los trituradores del suelo aumenta los recursos alimenticios para la mesofauna y microfauna del suelo. Además, este proceso aumenta el área de superficie del sustrato de la hojarasca, permitiendo que los microbios accedan a los tejidos internos nutritivos, lo que a su vez influye en la descomposición de la hojarasca (Yang *et al.*, 2012)

- **Lixiviación:** La hojarasca contiene cantidades considerables de sustancias solubles en agua, que son más o menos fácilmente lixiviados, según el tipo de hojarasca en esta etapa se eliminan estas sustancias solubles como son iones minerales y algunos compuestos orgánicos diluyéndose en el agua, sin embargo, este proceso hace mayores aportaciones de otros nutrientes que de carbono (Couteaux *et al.*, 1995).
- **Mineralización:** Considerado un conjunto de procesos de transformación principalmente dada por la microbiota, donde se liberan minerales solubles o gaseosos tales como:  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , entre otros (Porta *et al.*, 2008). La composición de la hojarasca cambia durante este proceso debido a que los sustratos lábiles, se descomponen más rápidamente que los compuestos recalcitrantes (como la celulosa y lignina). Las bacterias y hongos generalmente trabajan sobre lo ya degradado por mecanismos previos físicos, por medio de la producción de enzimas extracelulares despolimerizan a moléculas como carbohidratos, proteínas y lípidos, al realizarse esa alteración de reducción hasta transformarlos en constituyentes inorgánicos, los cuales en formas más simples pueden ser utilizados por las plantas, incorporándose a su biomasa (Guggenberger, 2005).
- **Humificación:** Es un proceso en donde los compuestos recalcitrantes de la hojarasca que no se desintegraron a sustancias inorgánicas, posteriormente pasan a formar parte del suelo como humus, el cual se divide en sustancias húmicas, y biomoléculas de origen vegetal y microbiano, las cuales no contienen el carbono orgánico disuelto (COD) (Zhang *et al.*, 2008). Las sustancias húmicas y biomoléculas no húmicas se

pueden dividirse en ácido fúlvico, ácido húmico y la húmina residual (Guggenberger, 2005); estas formaciones influyen en las propiedades físicas del suelo, incrementando la estructura y la estabilidad de los agregados.

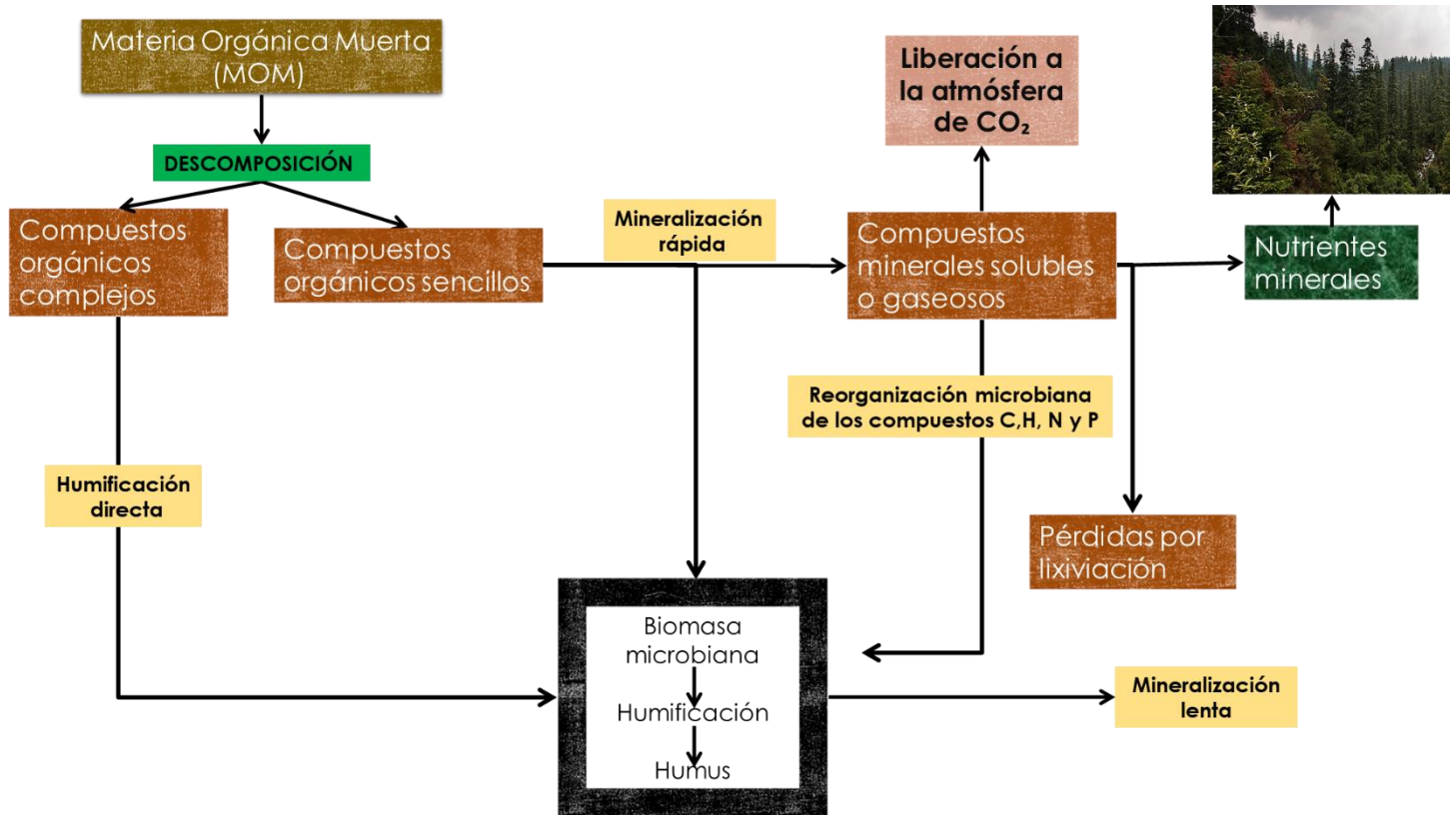


Figura 2. Proceso de mineralización y humificación en la MOM. Modificado de Porta *et al.*, 2008.

El estudio de la descomposición de la materia y de la hojarasca tiene como objetivo ajustar a un modelo las tasas de descomposición, para poder predecir a diferentes tiempos este proceso y, para describir la descomposición existen tres modelos: *Modelo exponencial simple*, *Modelo doble exponencial* y *el Modelo asintótico* (Prescott, 2005), entre estos modelos el que representa los valores más altos es el primero y suele ajustarse a la fase inicial, siendo una función de decrecimiento exponencial detallado por Olson (1963), planteada a través de una constante de velocidad única,  $k$ , que corresponde al modelo exponencial negativo único e implica una descomposición completa representada en la ecuación  $X_t = X_0 e^{-kt}$  donde  $X_t$  es la fracción de hojarasca remanente en el tiempo  $t$  (días),  $X_0$  es la cantidad inicial de hojarasca,  $e$  es la constante exponencial, y  $k$  es la tasa de descomposición.

Un método para el análisis de la descomposición además de la constante  $k$  es el Porcentaje de Peso Remanente (PPR) el cual se obtiene de la diferencia del peso inicial de la hojarasca con el peso final restante expresada en porcentaje es considerada una medida de la descomposición (Karberg *et al.*, 2008). De las técnicas empleadas para el análisis de la descomposición de la hojarasca, la más empleada es la planteada por Bockock y Gilbert (1957) con bolsas rellenas de hojarasca, siendo utilizada principalmente en zonas templadas y tropicales. La hojarasca fresca se coloca en bolsas de malla, en el suelo y se recoge a intervalos periódicos para medir la masa restante. Un subconjunto de la hojarasca recolectada se seca en horno para luego establecer conversiones de húmedo a seco para su comparación. El tamaño de la malla se elige generalmente para optimizar el acceso de la fauna a la hojarasca (Karberg *et al.*, 2008). Este método permite dar un continuo seguimiento a la pérdida de peso del sustrato a estudiar, permitiendo la evaluación química y biológica del material bajo condiciones de campo, es útil para comparar las tasas de descomposición entre diferentes especies de plantas y entre sitios diferentes (Wieder y Lang, 1982).

#### **1.4 Regulación de la descomposición**

La descomposición se debe fundamentalmente a los requerimientos nutritivos de diversos organismos heterótrofos (bacterias, hongos, micro-, meso- y macrofauna), que utilizan las sustancias contenidas en la materia orgánica como fuente de energía (Babbar y Ewel, 1989; Berg, 2017). Debido a lo anterior se ha postulado la existencia de factores que ejercen un control jerárquico sobre la descomposición de la hojarasca, al ser los reguladores sobre la presencia y la actividad de los organismos desintegradores (Meentemeyer *et al.*, 1982; Lavelle *et al.*, 1993; Smith y Bradford, 2003; Aciego y Brookes, 2008).

Desde una perspectiva de escalas decrecientes de tiempo y espacio, se han identificado tres niveles principales de control para la descomposición de materia orgánica que funcionan en el siguiente orden: factores climáticos, la calidad de la MOM, propiedades del suelo (Swift *et al.*, 1979; Smith y Bradford, 2003) y regulación biológica por interacciones entre macro-, meso- y microfauna. (Lavelle *et al.*, 1993; Álvarez, 2001).

##### **1.4.1 Calidad de materia**

La mayoría de materia orgánica que se encuentra en la superficie proviene principalmente de residuos de plantas, esto es la fuente primaria de materia orgánica del



suelo. Por lo cual es importante considerar la composición de los residuos de plantas. Los tejidos de plantas contienen de 60 a 90% de agua en su peso, si a los tejidos se les remueve su contenido hídrico, el peso seco de la materia se constituye principalmente (90 a 95%) de carbono, oxígeno e hidrógeno (Ernst, 2004).

La calidad de la materia está definida como la susceptibilidad de la misma a ser degradada; midiéndose a través de los componentes que la constituyen como: N, P, K y compuestos de la pared celular, como la lignina, la celulosa y las hemicelulosas (Swift *et al.* 1979). Las concentraciones de los componentes son el reflejo de la asignación de nutrientes y la cantidad de material estructural dentro de una planta así como de su química tisular (Murphy *et al.*, 2002); estas características químicas son determinantes para las tasa de descomposición (Wall *et al.*, 2008; Coûteaux *et al.*, 1995).

Dependiendo de la calidad de la hojarasca, ésta contiene diferentes compuestos solubles, los principales compuestos orgánicos solubles de acuerdo a su grado de lixiviación son: azúcares, proteínas, hemicelulosa, celulosa, glicéridos (grasas y ceras), lignina y compuestos fenólicos (Brady y Weil, 2017). Los azúcares solubles son predominantemente mono- y oligosacáridos que están implicados en los procesos metabólicos de las plantas. Los compuestos fenólicos solubles son compuestos de bajo peso molecular que sirven como agentes de defensa contra la herbívora, son precursores de la lignina o son productos de desecho (Berg y McClaugherty, 2008).

Berg y McClaugherty (2008), identifican tres patrones principales de concentraciones de nutrientes en la hojarasca durante la descomposición, en función de la liberación y la acumulación de nutrientes. 1) Algunos nutrientes pueden liberarse de la hojarasca a un ritmo bajo y proporcional a la pérdida total de masa, como resultado su concentración va en aumento con la pérdida de masa. 2) Otros nutrientes pueden lixiviar fácilmente de la hojarasca y desaparecer más rápido que la masa de la hojarasca y 3) algunos nutrientes son fuertemente retenidos, generando un aumento exponencial en la concentración con respecto a la pérdida de masa de la hojarasca.

Durante la descomposición, la composición química de la hojarasca va cambiando, de acuerdo a la inmovilización de ciertos nutrientes como el N y P realizada por la microbiota, las concentraciones de estos irán disminuyendo en la hojarasca, al igual que las proporciones

de C/N y C/P y los materiales restantes son dominados por la biomasa microbiana que ha colonizado y crecido en el sustrato (Dilly *et al.*, 2004).

La calidad del recurso se puede obtener mediante el contenido inicial de N, el cociente de Lignina/N o el cociente de C/N; si hay más concentración de C y muy poca de N en la hojarasca, se producirá menos N disponible en el suelo que podrá ser inmovilizado por la microbiota, y por lo tanto habrá menos N para ser asimilado por las plantas; por el contrario, con un índice más pequeño (es decir, más concentración de N), el N inmovilizado será menor y estará más disponible para las plantas. Para C/N se ha registrado que hojarasca de alta calidad y rápida descomposición presenta proporciones cercanas a 30: 1, y para hojarasca de baja calidad y una lenta descomposición las proporciones son de 7:10 (Schlesinger, 1991).

La hojarasca fresca en comparación a la seca, es generalmente más lábil y fácilmente lixiviable. Su proporción C/N es menor ya que no han tenido tiempo de translocar nutrientes previo al desprendimiento de las plantas y este puede ser un factor importante que acelere la pérdida de elementos (Babbar y Ewel, 1989) (Fig. 3). Se ha registrado que la tasa de descomposición de la hojarasca de plantas frescas puede disminuir de 0.1 % a 0.00001% por día (Berg, 2000).

La disminución en la calidad del sustrato es compleja, ya que implica cambios químicos directos en el propio sustrato influyendo en la sucesión de la microbiota capaz de competir por el sustrato con una composición química determinada. Sin embargo, existen patrones de calidad en el sustrato observados en distintas vegetaciones como en el caso de sitios tropicales que se caracterizan por tener altas las concentraciones de N y menores proporciones de Lignina/N a comparación de otras regiones climáticas. Para zonas de los trópicos la proporción Lignina/N es el mejor predictor para la descomposición al contrario en regiones templadas los indicadores pueden variar (Chapin *et al.*, 2011).

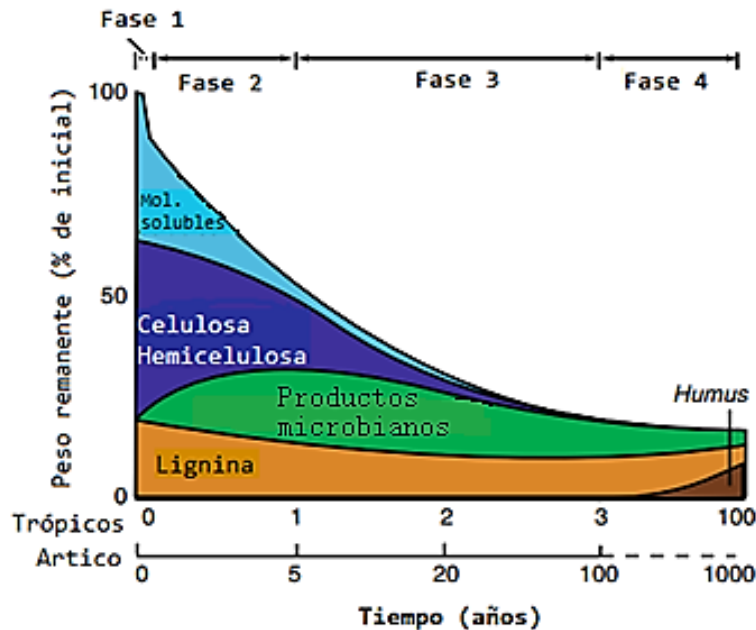


Figura 3. Descomposición de hojarasca a través del tiempo de los componentes químicos principales (compuestos solubles, celulosa y hemicelulosa, lignina, productos microbianos Modificado de Chapin *et al.*, 2011. (minerales, CO<sub>2</sub>) y humus).

Generalmente para estudios de descomposición se utilizan hojarasca proveniente de diferentes especies con características químicas diversas (Shanks y Olson, 1961) en algunos otros se mezclan los sustratos para observar los cambios y la mayoría de las veces el proceso es analizado en el mismo lugar de donde se extrajo el material (Karberg *et al.*, 2008), reflejándose en los resultados la importancia de la calidad de la materia para predecir la velocidad con la que se lleva a cabo la descomposición, resultando difícil comparar los sitios con diferentes tipos de vegetación. Es por ello que en estudios recientes se ha tomado el uso de un mismo sustrato para poder comparar a modo más integral sitios con distinta vegetación, variables climáticas y propiedades del suelo.

De acuerdo con Wall *et al.* (2008) para analizar el proceso de la descomposición en gradientes geográficos es conveniente utilizar un sustrato control para comprender como están incidiendo los factores en cada uno de los sitios.

### 1.4.2 Biota del suelo

La mayor parte de la biota del suelo está compuesta por heterótrofos y dependen de la materia orgánica del suelo como su fuente de energía y de C (Adair *et al.*, 2008; Jackson *et al.*, 1982). A una escala más local, la biodiversidad del suelo puede verse potencialmente afectada por interacciones dentro de los niveles tróficos o por interacciones tróficas directas. Dentro del suelo, los invertebrados de cuerpo más grande pueden influir en la diversidad de organismos de tamaño más pequeño al promover la dispersión y mediante la modificación del hábitat (Wardle, 2006). No obstante, en los bosques templados la microbiota se encarga de transformar el 95% del carbono de la hojarasca dejando solo un 5% de esta a la fauna del suelo. Los principales desintegradores del suelo son los microorganismos, integrados por bacterias y hongos estos dos grupos principalmente pueden degradar la celulosa, las hemicelulosas y varias ligninas (Berg y Laskowski, 2005; Berg y McClaugherty, 2008).

Existen estudios a gran escala que revelan un posible papel para los desintegradores independiente del clima y la calidad de la hojarasca, destacando el potencial de este factor de control para influir en los patrones de descomposición a mayor escala (Keiser y Bradford, 2017).

La microbiota se encarga de la mineralización llevando a cabo la liberación de los constituyentes básicos de la materia orgánica que serán transformados a sus formas inorgánicas. El grupo más estudiado en bosques templados son los hongos principalmente comunidades de taxones saprotróficos y micorrícicos. Los hongos son considerados los principales desintegradores del suelo forestal debido a su capacidad para producir una amplia gama de enzimas extracelulares que les permiten degradar eficientemente la fracción recalcitrante de la biomasa de la MOM (Voříšková *et al.*, 2014). Además, desempeñan un papel fundamental en la movilización y el secuestro de N y P en el suelo del bosque y también son responsables del transporte de C; esto último dado a través de las redes hifales (Peršoh, 2015), las cuales les dan la capacidad de obtener de diferentes sitios el C y otros nutrientes, esta estrategia de crecimiento flexible permite a los hongos explorar nuevas áreas en busca de nutrientes. Por su parte las bacterias están presentes de manera dominante en la parte de la rizósfera además de ser los principales desintegradores de cadáveres, debido a que generalmente trabajan como un grupo para romper las partículas finas debido a que las

enzimas están restringidas a cada especie bacteriana; aunado a esto también se encuentran limitadas por la movilidad de los sustratos a ellas (Xu y Shang, 2016).

Por otro lado, la comunidad microbiana está relacionada con la caracterización química de la hojarasca, definiéndose en tres grupos: los oportunistas que crece rápidamente y tiene alta afinidad por sustratos solubles, y los especialistas, que crecen más lentamente y tiene alta afinidad por sustratos de holocelulosa y al final el grupo que se especializa en la degradación de la lignina, el cual crece muy lentamente (Moorhead y Sinsabaugh, 2006).

En los suelos forestales la descomposición de la biomasa vegetal afecta la abundancia microbiana, la composición de sus comunidades y su actividad. Debido al bajo contenido de N, los hongos parecen ser los principales desintegradores de la biomasa vegetal compleja, es decir, la hojarasca y la madera muerta, definiendo a las comunidades bacterianas que se establecerán. Por otro lado, las bacterias son importantes en la descomposición de micelios fúngicos y en ciclo del N, ya que son las principales fijadoras de este (Baldrian, 2017).

### **1.4.3 Propiedades del suelo**

La composición de especies de la comunidad microbiana puede variar con las propiedades físicas y químicas que caracterizan al suelo como lo es el pH, CIC, textura, color, cantidad de materia orgánica en el suelo (MOS), densidad aparente, etc. (Berg y Laskowski, 2005).

La estructura del suelo se define por la forma en que se agrupan las partículas individuales de arena, limo y arcilla, al formar agregados, lo cual influye en la porosidad del suelo y a su vez, en la disponibilidad de aire y el agua para la población microbiana (Pritchett, 1991); esto puede ser medido a través de la densidad aparente (Landon, 2013).

Las propiedades químicas de diversos elementos y compuestos, son especialmente susceptibles a los cambios de pH; algunos elementos, como el Na y el K, forman compuestos que son fácilmente solubles en intervalos normales de pH. Estos elementos generalmente tienen altas tasas de entrada a los ecosistemas a través de la precipitación, pero también altas tasas de exportación a través de la escorrentía y la lixiviación. Otros elementos, como el Ca y el Mg, forman compuestos que no son tan solubles en los intervalos habituales de pH y tienen tasas más bajas de entrada y exportación. Elementos como el N y el P son necesarios para todos los organismos, son relativamente limitantes y generalmente se conservan dentro

de los organismos, por ejemplo, los árboles de hoja caducifolia típicamente reabsorben el nitrógeno del follaje senescente antes de la caída de las hojas (Schowalter, 2006).

Xiao y colaboradores (2018) encontraron en tratamientos con un mismo sustrato, que la diversidad fúngica va disminuyendo significativamente a medida que aumenta el pH, en pH básicos, lo cual repercute en el proceso de descomposición, ya que al haber menor microbiota el proceso se vuelve más lento. Por ello los suelos con pH ácidos, favorecen el establecimiento de la microbiota generando una mineralización más rápida.

#### 1.4.4 Clima

El clima, es obtenido a través de mediciones estándar de temperatura y humedad registradas por instrumentos meteorológicos durante un periodo determinado (Barry y Blanken, 2016). Los elementos que hacen que el clima varíe de un sitio a otro, son principalmente dos, el primero es la cantidad de energía que llega del sol, y el otro es la circulación de la atmósfera y los océanos que transportan el calor y la humedad de un lugar a otro respectivamente (Adams, 2009).

El clima es el impulsor fundamental en la distribución de especies en escalas amplias (Elith y Leathwick, 2009), esto se puede comprobar observando las principales zonas climáticas mediante la vegetación y los biomas, ya que este afecta el estado físico individual de las especies, la dinámica de la población, la distribución y su abundancia, así como la estructura y función del ecosistema. La variación regional en el clima crea presiones selectivas que propician la evolución fisiológica, adaptaciones morfológicas y adaptaciones de comportamiento en la mayoría de plantas de modo local (Parmesan *et al.*, 2000). De ese modo cuando se da una modificación en el clima este se ve reflejado en la capacidad de la vegetación para sombrear y proteger la superficie del suelo, disminuir el flujo de aire y controlar los flujos de agua (Adams, 2009).

Los impactos que el clima tiene sobre las especies se observa a diferentes escalas climáticas las cuales de acuerdo a distintos autores pueden clasificarse de la siguiente manera (Stoutjesdijk y Barkman, 2014): *macroclima*, *mesoclima*, *topoclima*, *microclima* y *nanoclima*.

Con respecto a la descomposición existe una gran variación en las tasas de descomposición de la hojarasca entre las especies y en todas las zonas climáticas desde el Ártico a los trópicos, por lo cual se considera que el tener una amplia gama de tasas de descomposición entre las especies es una característica común de los ecosistemas naturales en todo el mundo (Cornwel *et al.*, 2008), sin embargo se han encontrado patrones en la descomposición a nivel global relacionados con los factores climáticos y químicos principalmente, por ejemplo las tasas de descomposición tienden a disminuir con la latitud pero aumentan con la temperatura, la precipitación y la humedad (Black *et al.* 2000). La influencia de estos factores se observa en las selvas y bosques que se encuentran distribuidos a una latitud baja donde la temperatura y la precipitación son altas, la materia orgánica se descompone con mayor facilidad que en otras regiones. Por el contrario, en los bosques de coníferas, al estar distribuidos a grandes latitudes donde la temperatura y la precipitación descienden se presenta una desaceleración de la descomposición de la hojarasca. Asimismo, la acidez del suelo en bosques de coníferas generalmente es mayor que en los pastizales, por lo que la actividad microbiana se encuentra limitada (Liski *et al.*, 2003).

Zhang y colaboradores (2008) estimaron las tasas de descomposición de la MOM para diferentes ecosistemas, los cuales varían desde  $1.3 \text{ g g}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (selva tropical húmeda) a  $0.18 \text{ g g}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (tundra) (Fig.4). Por otro lado, a través de modelos se obtuvo que la hojarasca de coníferas después de 2 años contenía un 68% de su masa inicial en la tundra, mientras que la hojarasca de caducifolias conservaba solo un 15% en los trópicos (Tuomi *et al.*, 2009). Aunque la biota del suelo aumenta las tasas de descomposición en climas tropicales templados y húmedos, tiene efectos neutros donde la temperatura o la humedad restringen la actividad biológica, lo que resalta que las influencias de la biota sobre el proceso de descomposición depende de las condiciones climáticas prevalecientes (Wall *et al.*, 2008).

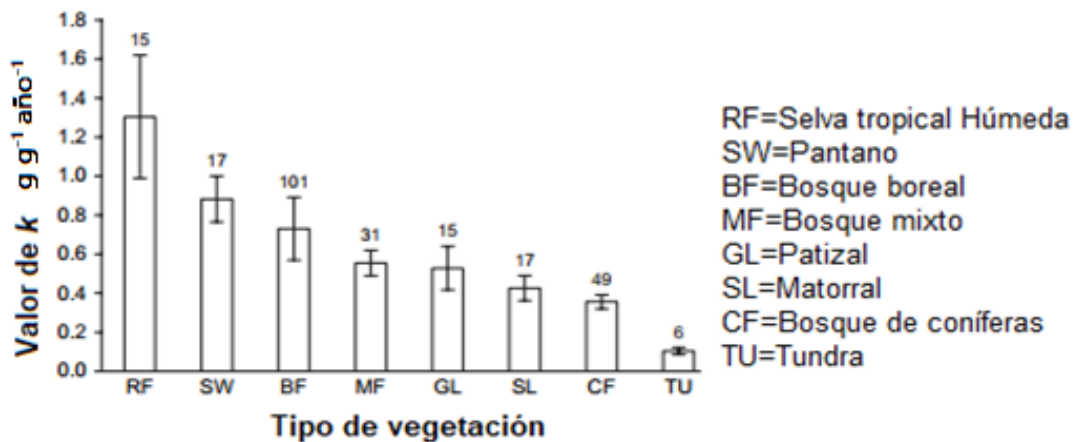


Figura 4. Tasas de descomposición de acuerdo al tipo de vegetación. Modificado de Zhang *et al.*, 2008. Los números en las columnas representan los datos estadísticos.

### ***Temperatura***

La temperatura también tiene muchos efectos indirectos sobre la descomposición, esto sucede cuando los efectos actúan sobre otras variables ambientales. La relación entre la actividad enzimática microbiana y el aumento de la descomposición se dan en forma exponencial con el aumento de temperatura, esto acelera la mineralización de carbono orgánico en  $\text{CO}_2$ .

Se ha registrado que a temperaturas entre 20 y 25 °C se presentan la mayores tasas de descomposición para bosques tropicales (Zhang *et al.*, 2008), por el contrario, a temperaturas menores a 5 °C las tasas de descomposición son menores, debido a que la microbiota en esas condiciones no pueden generar enzimas desintegradoras, así como en temperaturas extremadamente altas las enzimas pueden desintegrarse deteniendo el proceso (Lloyd y Taylor, 1994; Luo y Zhou, 2010).

El efecto causal de la temperatura también varía de acuerdo a la escala temporal, en periodos largos a alta temperatura, la humedad del suelo se reduce mediante el aumento de la evapotranspiración, lo que mejora la difusión del oxígeno (Chapin *et al.*, 2011). Osono *et al.* (2011) realizaron un experimento para encontrar la sucesión de colonización de un hongo (*Xylaria* sp.) en un sustrato dependiendo de la temperatura; el máximo crecimiento y descomposición se produjo a 25 °C. La actividad celulítica aumentó con la temperatura de



20 a 25 °C, mientras que la actividad ligninolítica por encima de 25 °C aumentó a expensas de la actividad celulolítica, lo cual provocó una descomposición general.

### ***Humedad***

La relación que existe entre la humedad y la descomposición es lineal, sin embargo cuando se anega se puede inhibir la descomposición, este además es un factor primordial para la velocidad de descomposición de la MOS, entonces si existe una reducción en la humedad en la superficie del suelo, de igual manera se reduce la descomposición ya que se provocan efectos osmóticos en los organismos que restringen la actividad de los microorganismos como sucede en los suelos extremadamente secos o salinos (Chapin *et al.*, 2011). El oxígeno se difunde 10,000 veces más lentamente a través del agua que a través del aire, por lo que el agua actúa como una barrera para el suministro de oxígeno en los suelos húmedos o en micrositios húmedos dentro de los agregados de suelos bien drenados. Singh y Gupta (1977) demuestran que la humedad propicia el establecimiento de fauna en el mantillo lo cual aumenta la velocidad de descomposición.

### ***Microclima en un gradiente altitudinal***

El microclima es el conjunto de condiciones climáticas medidas en áreas localizadas cerca de la superficie de la tierra (inferior a los 2 m y superior 0.5 a 1 m del suelo). Estas variables ambientales, que incluyen temperatura, humedad, luz y velocidad del viento (Stoutjesdijk y Barkman, 2014), influye directamente en los procesos ecológicos y reflejan los cambios en la función del ecosistema y la estructura del paisaje a través de escalas.

Claramente, los efectos del microclima afectan las actividades de la biota del suelo y, por lo tanto, el proceso de descomposición también depende de él. Aunque su efecto en un área, es relativamente pequeño, las grandes variaciones de temperatura y humedad ocurren en esta superficie dentro del ecosistema (Aerts, 2006).

La vegetación actúa de distintas maneras sobre el microclima (Fig. 5), por ejemplo, la radiación solar se refleja en distintas proporciones en cada vegetación, los pastizales reflejan el 15-25% de la luz solar y los bosques reflejan de 10-15%.

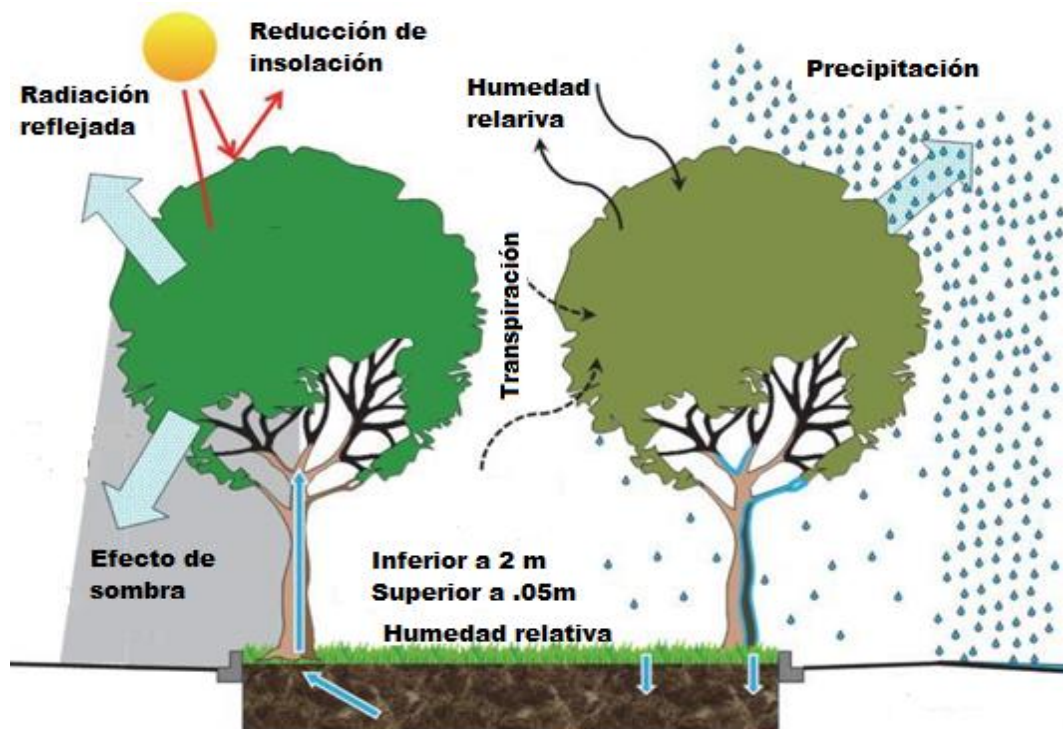


Figura 5. Factores de microclima y efectos a nivel suelo (Livesley *et al.*, 2016)

Por otra parte, en consecuencia, a la transpiración de las plantas y, la temperatura en el dosel es menor que en el suelo descubierto; la energía infrarroja emitida por el suelo también es absorbida por la vegetación, manteniendo temperaturas nocturnas más cálidas, en comparación con las áreas sin vegetación (Stoutjesdijk y Barkman, 2014).

En el caso de las precipitaciones, la vegetación reduce el impacto de las gotas de lluvia en la superficie del suelo, aunque este efecto depende del volumen de lluvia y del tamaño de las gotas (Calder, 2001). Asimismo impide el movimiento del agua hacia abajo, reduciendo así la erosión y la pérdida de suelo. La materia orgánica del suelo retiene el agua, lo que aumenta la capacidad del mismo para retener la humedad y reduce el cambio de temperatura (Schowalter, 2006).

Como se ha mencionado la vegetación mantiene una relación estrecha con el microclima, visto de esta manera a lo largo de los gradientes altitudinales se pueden observar tipos de vegetación variable respecto a la elevación por lo cual estos son utilizados para el

estudio de la dinámica de los ecosistemas, la biodiversidad así como la distribución de estas especies a partir de los gradientes microclimáticos formados principalmente por la ubicación altitudinal (Rapp y Silman, 2012). Salazar (2008) y Aponte (2011) mencionan como detonadores del proceso de la descomposición a las variables climáticas de los sitios, la calidad de material, las propiedades del suelo, entre otros; no obstante, se ha identificado que en las tasas iniciales de descomposición están más relacionadas con los cambios microclimáticos (Rapp y Silman, 2012). Por lo que analizar la descomposición mediante un gradiente altitudinal permite estudiar qué elementos microclimáticos son más relevantes para este proceso, tomando en cuenta la variación de los factores microclimáticos de acuerdo a la elevación y sabiendo que regularmente las tasas de descomposición son más bajas a mayores altitudes (Luo y Zhou, 2010).

Los cambios microclimáticos a lo largo de un gradiente altitudinal pueden ser determinantes para el proceso de la descomposición, de los primeros trabajos relacionados a la altitud sobresale el de Shanks y Olson (1961) donde se establecieron tres altitudes de 1500, 1100 y 260 m snm, comparándose la pérdida de masa en una año de las siguientes especies *Fagus grandifolia* (21%), *Acer saccharum* (32%), *Quercus shumardii* (34%), *Quercus alba* (39%), *Morus rubra* (64%), en las elevaciones 1500, 1100 y 260 m snm las 5 especies promediaron respectivamente, 29%, 34 % y 40 %. Encontrando mayor pérdida de masa en la parte baja del gradiente.

En otros estudios se ha tomado la calidad de la hojarasca junto con el microclima como los principales reguladores de este proceso, utilizando diferentes sustratos para observar cual tiene mayor contribución (Faber *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2008; Coûteaux *et al.*, 1995). En Austria un experimento con este modelo mostró que efectivamente la descomposición fue más rápida en el gradiente más bajo (600 m snm) debido al presentar los valores más altos de temperatura y humedad aunque se usó un sustrato de baja calidad (Faber *et al.*, 2018).

En relación al microclima y su interacción con la fauna Wang *et al.*, 2010 analizaron la descomposición de dos sustratos (*Castanopsis carlesii* (D. Don) Spach y *Pinus taiwanensis* Hayata) a lo largo de un gradiente altitudinal, los bosques ubicados en la parte baja del gradiente, poseían un microclima (cálido y húmedo) que favoreció las actividades de

descomposición y también parecía poseer una comunidad de descomposición adaptada para consumir grandes cantidades de hojarasca, la cual explica la rápida pérdida de ésta.

Asimismo, en Hawaii en otro estudio se examinaron las interacciones entre la temperatura, el desarrollo del suelo y la descomposición en tres gradientes de elevación utilizando un mismo sustrato (*Metrosideros polymorpha* Gaudich.) en donde la descomposición fue más rápida en el sitio más cálido ubicado a una baja elevación ( $k = 0.90$ ) en comparación a la elevación más alta ( $k = 0.51$ ) (Scowcroft *et al.*, 2000).

En México existen diferentes estudios de descomposición de hojarasca en distintos ecosistemas como: selva baja caducifolia (Martínez-Yrizar, 1980), selva caducifolia secundaria (Xuluc-Tolosa *et al.*, 2003), zonas áridas (Maya y Arriaga, 1996), selva alta perennifolia (Álvarez y Harmon, 2003) y selva mediana subperennifolia (Villanceco-Enríquez, 2012) y en todos estos se midieron las tasas de descomposición entre diferentes especies. En comparación con las selvas el número de estudios realizados en bosques templados son menores; de los primeros estudios en México para este ecosistema Ezcurra y Becerra (1987) analizaron hojarasca de bosque mesófilo incubándola a temperatura (30°C) y humedad (100%) constantes resultando la mayor tasa de descomposición de 0.268 fue de en la especie *Liquidambar styraciflua* L.

En estudios más recientes de bosques templados para el país se registró una pérdida de masa para cuatro especies presentes ubicados en dos sitios, “El Brillante” (*Quercus sideroxyla* Bonpl y *Pinus cooperi* var. *Ornelasii* (Martínez) Blanco) y Santa Bárbara (*Cupressus lusitánica* Mill. y *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) una pérdida en la hojarasca de 50 y 90% y el tiempo requerido fue de 1.6 y 10.8 años, respectivamente (Moreno *et al.*, 2018).

## 2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

---

### 2.1 Objetivo general

Analizar la influencia del microclima en el proceso de descomposición de *Hordeum hexastichum* a través del Porcentaje de Peso Remanente (PPR %) a lo largo de un gradiente altitudinal identificado por tres tipos de bosque presentes en la Cuenca del Río Magdalena.

#### 2.1.1 **Objetivos Particulares**

- Evaluar el proceso de descomposición de *Hordeum hexastichum* en tres microclimas contrastantes durante un año.
- Estimar los cambios en el cociente de C/N en la descomposición.
- Analizar la relación de la pérdida de peso con las variables microclimáticas.

### 2.2 Hipótesis

- Si el microclima presenta diferencias a través del gradiente, entonces la tasa de descomposición será más lenta en el microclima más frío y menos húmedo. De manera que se espera el siguiente comportamiento en el PPR:

PPR de *H. hexastichum* en el B *P. hartwegii* > PPR de *H. hexastichum* en el B. *A. religiosa* > PPR de *H. hexastichum* B. *Quercus* sp.

- La PPR presentará una correlación inversa con el aumento en la temperatura y humedad.

### 3. MÉTODO

---

#### 3.1 Zona de estudio

La Cuenca del Río Magdalena (CRM) se ubica geográficamente en 19°15' N y 99°17'30'' W, con una superficie total de 2 993 ha (30 km<sup>2</sup>). La CRM se encuentra dentro de la Cuenca del Valle de México formando parte del Eje Volcánico Transmexicano y presenta una dirección NE-SO, abarca las delegaciones de Magdalena Contreras, Álvaro Obregón y Cuajimalpa (Álvarez, 2000; Ávila-Akerberg, 2002; Jujnovsky, 2006; Almeida-Leñero *et al.*, 2007).

La geología presente en la zona está compuesta por rocas ígneas extrusivas intermedias, las cuales tienen una permeabilidad baja, se caracteriza por un relieve montañoso en donde la altitud máxima es de 3850 m ubicado en el extremo SO y la mínima es de 2570 en el NE (Galeana *et al.*, 2009). Por otro lado, la precipitación registra una mínima de 1000 mm en la parte baja y hasta 1500 mm en las cumbres más altas (Hernández y Dobler, 2018).

De acuerdo a la dominancia y homogeneidad de vegetación se identifican tres tipos de bosques: *Abies religiosa*, que cubre 40%; *Pinus hartwegii* con 20% y *Quercus* sp. con un 2% y el resto es bosque mixto. La distribución altitudinal de la vegetación con respecto al clima en la cuenca muestra que *Pinus hartwegii* se encuentra a una altitud de 3800-3600 m snm con un clima semifrío húmedo con lluvias en verano, el bosque de *Abies religiosa* se caracteriza por ubicarse entre 3200-2800 m snm con clima semifrío subhúmedo con lluvias en verano y por último el bosque de *Quercus* sp. se ubica entre 2740-2540 m snm de clima templado subhúmedo con lluvias en verano (Galeana *et al.*, 2009) (Fig. 6). El suelo en la parte alta de CRM es principalmente Andisol distinguido por ser rico en vidrios volcánicos con topografía accidentada. En la parte intermedia se identifica el tipo de suelo Andisol Húmido de textura media limosa a franca arenosa; mientras que en la parte baja se identifica un Entisol con textura media limosa (Álvarez, 2000).

La CRM provee de diferentes servicios ecosistémicos entre los que se encuentran, producción de oxígeno, almacenamiento de nutrientes, control de erosión y mantenimiento de suelo, calidad de agua, purificación del aire a través de la captura C, entre los más importantes (Almeida-Leñero *et al.*, 2007).



## Vegetación de la Cuenca del Río Magdalena

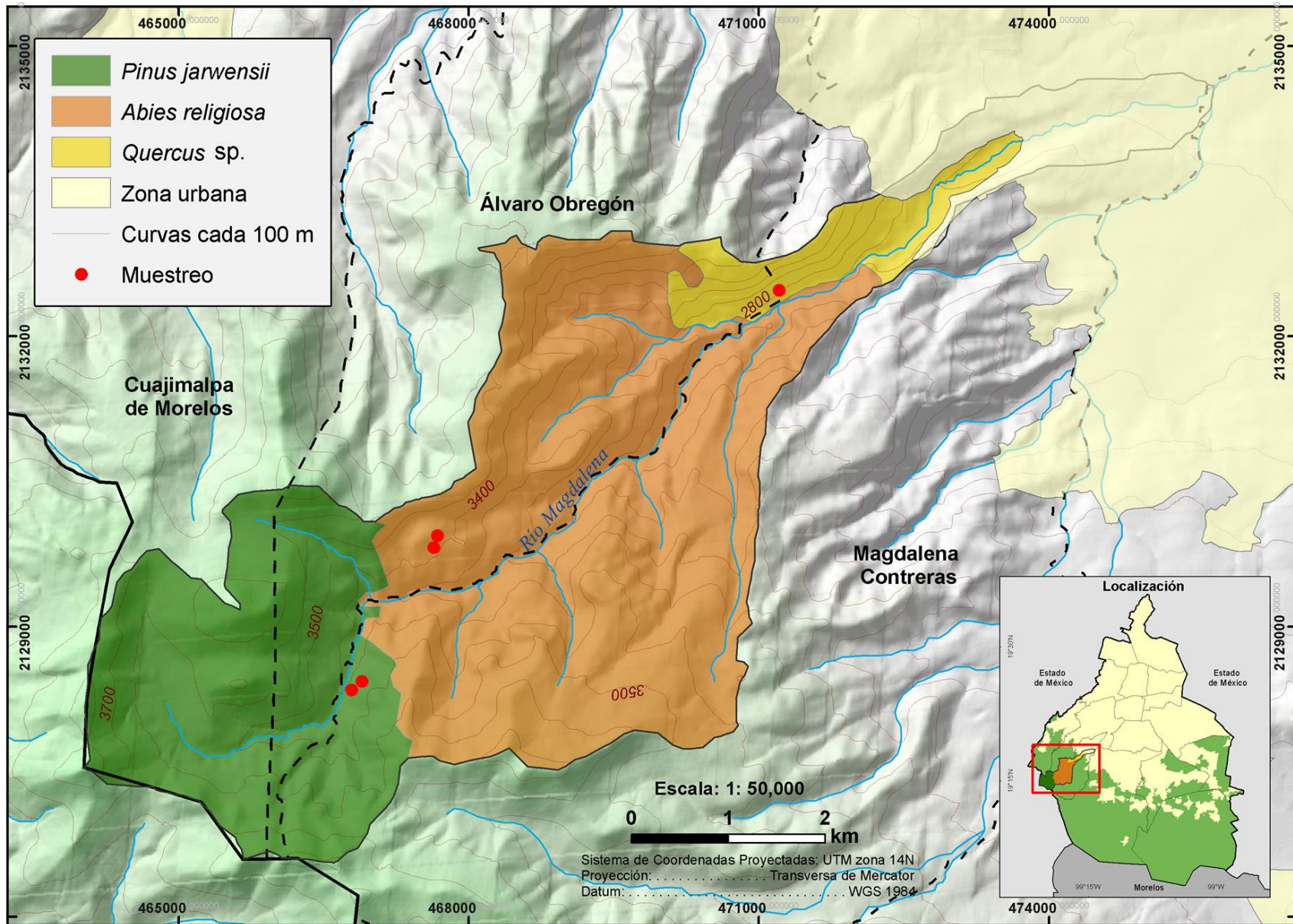


Figura 6. Mapa de localización de sitios de muestreo en la Cuenca del Río Magdalena (CRM) en el suroeste de la Ciudad de México. (Elaboro: Brigido Cristóbal Peña, 2019).

### **3.2 Sistema de estudio**

*Hordeum hexastichum* pertenece a la familia Poaceae, comúnmente conocida como cebada, tiene las tres espiguillas, con seis hileras de granos en cada una, unidas directamente al raquis, dispuestas de forma que se recubren unas a otras. En el punto en que el limbo se separa del tallo se desarrollan dos estipulas que se entrecruzan por delante del tallo y una corta lígula dentada. Mientras que el tallo es de porte bajo (Adapa *et al.*, 2009). Está compuesta principalmente de celulosa y hemicelulosa (Olvera *et al.* 2012) (Tabla 1). La cebada es monocotiledónea anual y se utiliza básicamente como forraje para la alimentación animal. Puede desarrollarse desde el nivel del mar hasta 4260 m snm. Logra mejor adaptación entre 3000 y 4200 m snm. Necesita suelos con buen drenaje y no tan fértiles. Prefiere tierras ricas en cal y potasa, pero no compactas y clima templado, resiste temperaturas hasta 16°C bajo cero. Es vigorosa y resistente a la sequía, puede cultivarse en suelos marginales; se han seleccionado variedades resistentes a la sal para mejorar su productividad en regiones litorales (Adapa *et al.*, 2009).

**Tabla 1. Composición química de *Hordeum hexastichum* (Adapa *et al.*, 2009)**

<b>Parámetro</b>	<b>%</b>
<b>Proteína</b>	3.62
<b>Lípidos</b>	1.91
<b>Almidón</b>	0.11
<b>Lignina</b>	17.13
<b>Celulosa</b>	33.25
<b>Hemicelulosa</b>	20.36



### **3.3 Caracterización de suelo**

Se utilizaron parcelas prestadas por los comuneros de la Cuenca del Rio Magdalena, para cada tipo de bosque, se delimitaron dos parcelas de 50 x 50 metros, el experimento inicio en octubre del 2006, se extrajeron 5 muestras de suelo a 10 cm de profundidad (Figura 7), dando un total de 10 muestras por cada tipo de bosque (*Pinus hartwegii*, *Abies religiosa*, y *Quercus* sp.). Posteriormente se guardaron las muestras para su posterior análisis en el Laboratorio Fertilidad de Suelos del Colegio de Postgraduados (COLPOS); donde se determinó el pH, CIC, densidad aparente y MOS para cada tipo de bosque muestreado.

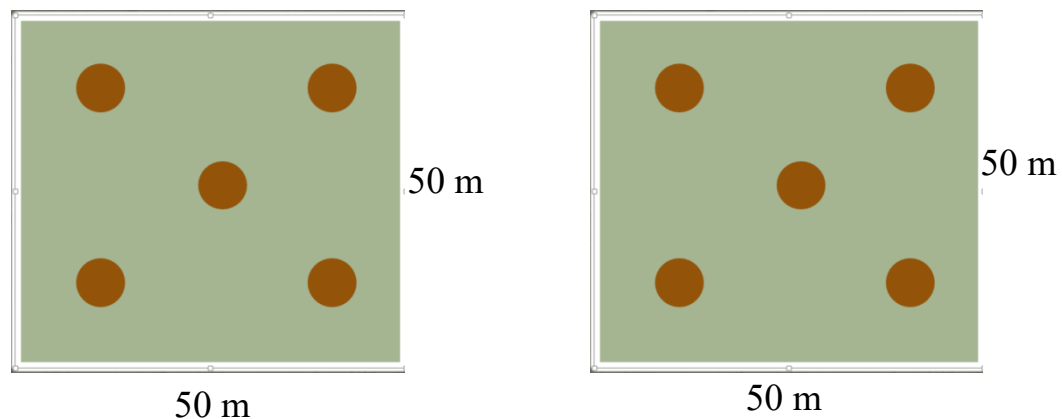


Figura 7. Esquema de muestreo en cada parcela

#### **3.3.1 pH**

A cada muestra se le agregó agua desionizada en proporción 1:10, se agitó por 10 minutos para después realizar la medición con un potenciómetro.

#### **3.3.2 Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)**

Los cationes intercambiables ( $\text{Ca}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ ) se extrajeron a través de una solución de acetato de amonio a 1N a un pH de 7. La medición de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  se hizo por espectrometría de absorción atómica, y la determinación para  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  se realizó por espectrofotometría de flama (Jackson, 1982).

#### **3.3.3 Densidad aparente**

La densidad aparente del suelo es la relación entre la masa o peso del suelo seco (peso de la fase sólida) y el volumen total, incluyendo al espacio poroso. Para determinarla, la muestra

inalterada de suelo se secó a 105 ° C durante 3 días, y la densidad se calculó mediante la siguiente fórmula:

$$D.A. (g/cm^3) = \text{Peso seco (g)} / \text{volumen del cilindro (cm}^3\text{)}$$

### 3.3.4 Materia Orgánica del Suelo (MOS)

La MOS se calculó mediante el método de oxidación con dicromato y ácido sulfúrico (Landon, 1991).

## 3.4 Microclima

Se hizo el registró la temperatura y humedad relativa del aire con 2-H0B0's, Onset. Co. USA, se colocaron cuatro por cada sitio (dos en cada parcela de 50 x 50) puestos a 15cm sobre el suelo. La temperatura del suelo se registró con H01, HOBO Onset Corporation, USA, se ubicaron igual cuatro por cada sitio a una profundidad de 10cm. Cada sensor registro los datos cada hora durante año desde octubre del 2006 hasta octubre del 2007 (Fig. 8).



Figura 8. Sensores que registraron la temperatura y humedad relativa del aire y temperatura del suelo.

## 3.5 Evaluación de la Descomposición

Se colocaron 20 g de peso fresco de paja de cebada (*Hordeum hexastichum*) dentro de bolsas de malla de mosquitero blanca de 20 x 20 cm (Figura 9), se utilizaron un total de 216 bolsas de malla, 72 de ellas fueron colocadas al azar en la parte interna de un área de 50 x 50 metros en el mes de octubre del 2006 (figura 10). Se colectaron 10 bolsas de manera bimestral en cada tipo de bosque desde octubre del 2006 hasta octubre del 2007, el material recuperado fue colocado en bolsas de plástico de manera individual debidamente etiquetadas para su traslado. Posteriormente la hojarasca fue colocada en bolsas de papel y se colocó en el horno

a 80° C durante 48 h hasta un peso constante para obtener el Porcentaje de Peso Remanente (PPR%) con la siguiente formula:

$$PPR\% = \left(\frac{X_1}{X_0}\right) \times 100$$

Donde:

X<sub>1</sub>=Peso remanente

X<sub>0</sub>=Peso de hojarasca original

Por último, se registró el contenido de C y N de la hojarasca, el primero se determinó por combustión seca en un analizador automático de carbono Shimadzu-TOC (Acosta *et al.*, 2001; Bolaños *et al.*, 2010). Mientras que el N fue calculado por el método Kjeldahl basado en la reacción ocurre en medio ácido (sulfúrico concentrado) a temperaturas elevadas (400°C) (Acosta *et al.*, 2001), estos análisis se realizaron en el Laboratorio de Fertilidad de Suelos del COLPOS, obteniendo el C% y N% al inicio (t<sub>0</sub>) y 341 días (t<sub>6</sub>) al final del experimento.



Figura 9. Colocación de la bolsa de malla en campo con 20g de paja



Figura 10. Delimitación de la parcela de 50x50

La constante de descomposición (k) se estimó siguiendo el modelo exponencial de Olson (1963), el cual caracteriza la pérdida de peso

$$k = - \left[ \frac{\ln \frac{X_1}{X_0}}{t} \right]$$

Donde:

X<sub>0</sub>= peso inicial

X<sub>t</sub>= peso remanente (g) en el tiempo (t)

k=constante de descomposición en t

## **4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO**

---

### **4.1 Caracterización de suelo**

Para el pH, CIC, densidad aparente y la MOS se aplicó una prueba de Shapiro- Wilks en caso de haber resultado que presentaban una distribución normal se prosiguió con la aplicación de un ANdeVA de una vía para determinar si había diferencias significativas entre cada variable y el tipo de bosque en caso de haber encontrado diferencias significativas se llevó a cabo una prueba de post-hoc de Tukey mediante el programa Statistica. Los anteriores análisis se realizaron con una confianza de 95 %.

### **4.2 Descomposición**

La descomposición de *H. hexastichum* se evaluó a través del porcentaje de peso remanente (PPR%). Se comprobó la distribución normal de estos datos a través de una prueba de Shapiro-Wilks, con el fin de evaluar si había diferencias en el PPR% entre los diferentes sitios y a través del tiempo, se realizó un análisis de varianza (ANdeVA) de dos vías. Cuando el análisis indicó diferencias significativas, se aplicó la prueba de Tukey para determinar qué tipo de bosque y en cual tiempo fueron diferentes entre sí.

Además, se llevó a cabo una correlación entre las variables microclimáticas y el PPR% de cada bosque o altitud. Todos los análisis se realizaron con un nivel de confianza del 95%. Al final se efectuó un Análisis de Componentes Principales (ACP) con todas las variables medidas.

## 5. RESULTADOS

### 5.1 Caracterización del suelo

Se encontraron diferencias significativas en los valores de pH del suelo entre los tres bosques ( $F_{(2,12)}=54.13$ ;  $p<0.0001$ ). El valor más alto lo presentó el suelo del bosque (SB) de *Quercus* sp. con  $5.5 \pm 0.14$ , y el más bajo se registró en el bosque de *Abies religiosa*  $4.8 \pm 0.009$  (Fig. 11). Todos los valores caen dentro del intervalo que corresponde a los suelos ácidos.

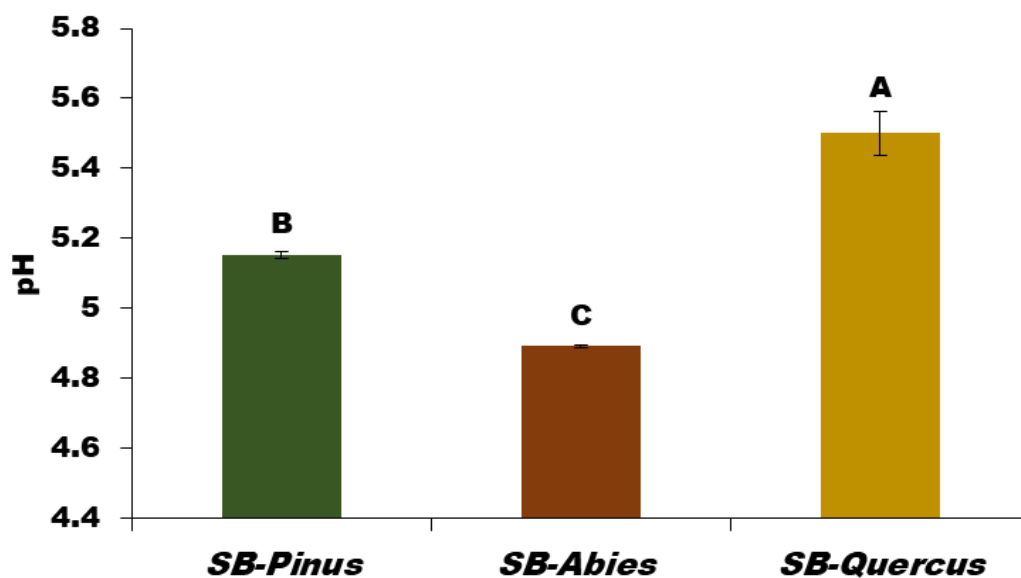


Figura 11. pH en el suelo de cada uno de los bosques (SB) presentes en la cuenca del río Magdalena, CDMX, México (Promedio  $\pm$  EE). Las distintas letras indican diferencias significativas de acuerdo a la Prueba de Tukey  $p<0.05$ .

Se encontraron diferencias significativas en los valores de capacidad de intercambio catiónico (CIC) entre los tres tipos de bosques ( $F_{(2,12)}=46.05$ ;  $p<0.0001$ ) (Fig. 12), registrando en promedio el valor más alto el suelo del bosque de *Quercus* de  $52.06 \pm 3.73$  meq/100g, y el bosque de *Pinus* registro el valor más bajo ( $26.53 \pm 0.82$  meq/100g).

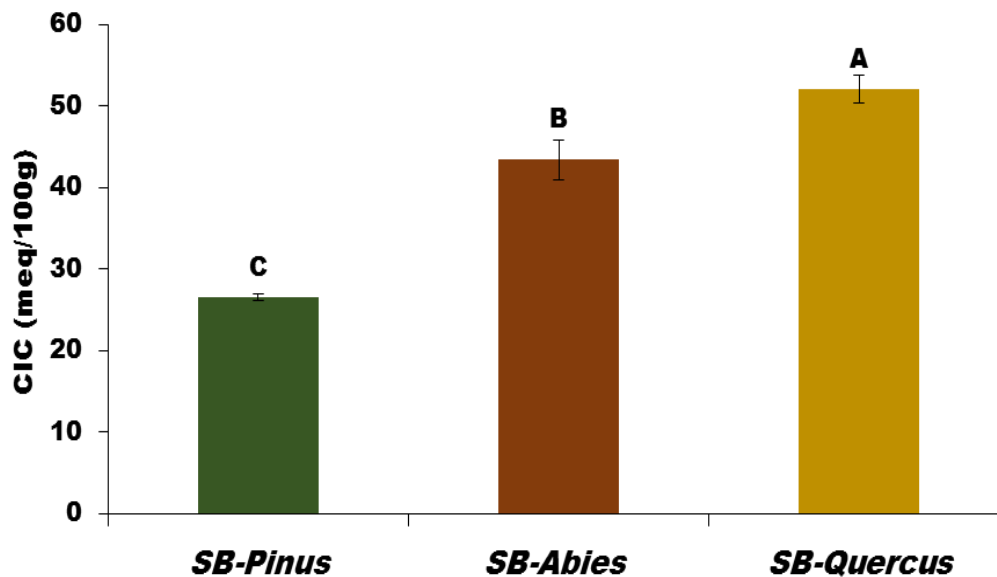


Figura 12. Capacidad de intercambio catiónico CIC (meq/100g) en cada suelo de los bosques (SB) presentes en la cuenca del río Magdalena, CDMX, México (Promedio  $\pm$  EE). Las distintas letras indican diferencias significativas de acuerdo a la Prueba de Tukey  $p < 0.05$ .

Con respecto a los valores de densidad aparente se encontraron diferencias significativas entre los tres sitios ( $F_{(2,12)} = 562.41$ ;  $p < 0.0001$ ). Presentando el valor más alto el suelo del bosque de *Pinus hartwegii* ( $0.96 \pm 0.01 \text{ g cm}^{-3}$ ), mientras que el bosque de *Quercus* sp. registró el más bajo con  $0.5 \pm 0.029 \text{ g cm}^{-3}$  (Fig. 13).

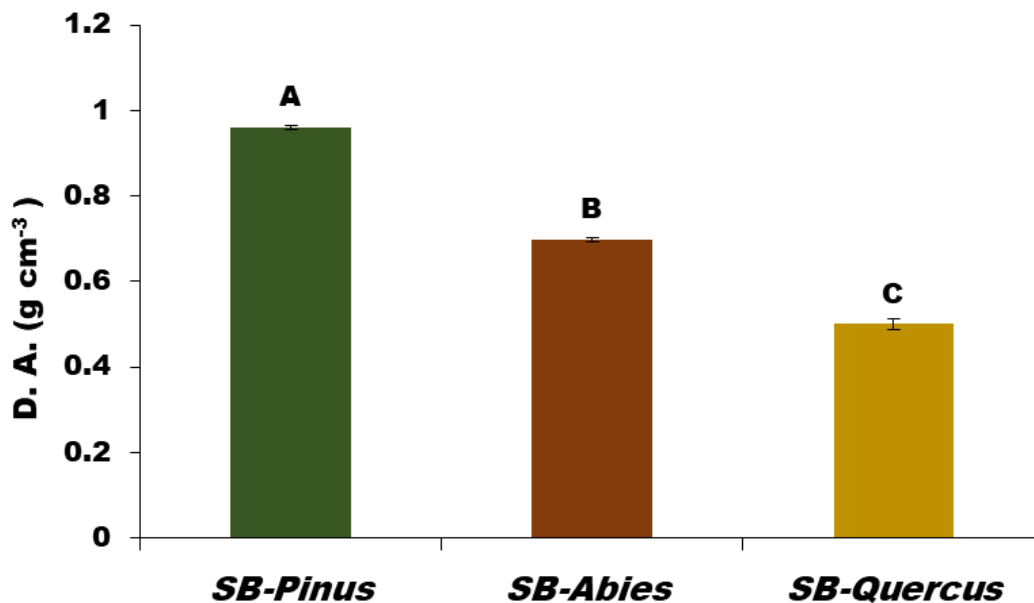


Figura 13. Densidad aparente (D.A.) ( $\text{g cm}^{-3}$ ) en cada suelo de los bosques (SB) presentes en la cuenca del río Magdalena, CDMX, México (Promedio  $\pm$  EE). Las distintas letras indican diferencias significativas de acuerdo a la Prueba de Tukey  $p < 0.05$ .

En relación con los valores de porcentaje de materia orgánica del suelo (MOS) en el suelo se encontraron diferencias significativas entre los tipos de bosques ( $F_{(2,12)}=1059.248$ ;  $p<0.0001$ ), el valor más alto corresponde al bosque de *Abies* con  $36\pm 1.1\%$ , mientras que el menor se encontró en *Pinus* con  $11\pm 0.72\%$  (Fig. 14). En general los tres tienen una cantidad alta de MOS y en el caso del bosque de *Abies* está presente la formación de humus.

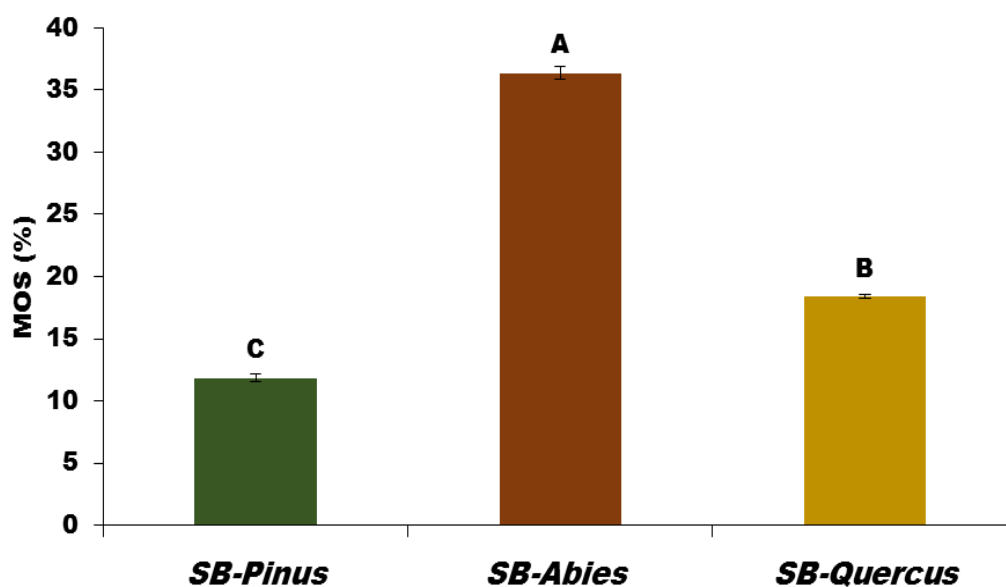


Figura 14. Porcentaje de Materia Orgánica (MOS %) en cada suelo de los bosques (SB) presentes en la cuenca del río Magdalena, CDMX, México (Promedio  $\pm$  EE). Las distintas letras indican diferencias significativas de acuerdo a la Prueba de Tukey  $p<0.05$ .

Como se observa en la Tabla 3 el tipo de suelo juega un papel importante ya que se ve reflejado en las propiedades para el caso de SB-*Abies* que es un Andisol húmico es más profundo teniendo mayor capacidad de retención de agua, mayor cantidad de MOS; esto al final podría influenciar de manera positiva, para tener una mayor descomposición y por ende reintegración de nutrientes, pudiendo ser más lenta en el SB-*Quercus* ya que es un Entisol, el cual es más delgado, recientemente formado y con poca capacidad de retener agua (Couteaux *et al.*, 1995), pero esto no se registra en la PPR obtenida por cual las variables del microclima, a través de la temperatura, podrían estar determinando más el proceso de descomposición.

**Tabla 3 Propiedades edáficas de los Suelos de los Bosques (SB) establecidos en gradiente altitudinal en la Cuenca del Río Magdalena (CRM), mostrándose con promedio  $\pm$ desviación estándar (las letras diferentes hacen referencia a diferencias significativas,  $p<0.05$ ).**

Sitio	pH (Suelo)	CIC (meq/100g)	Densidad aparente (g cm <sup>-3</sup> )	MOS (%)	Tipo de suelo	Textura (León, 2011)
<i>Pinus</i>	5.152 $\pm$ 0.009 <b>B</b>	26.53 $\pm$ 0.82 <b>C</b>	0.96 $\pm$ 0.01 <b>A</b>	11 $\pm$ 0.72 <b>C</b>	Andisol	franco arenoso
<i>Abies</i>	4.892 $\pm$ 0.02 <b>C</b>	43.39 $\pm$ 5.41 <b>B</b>	0.698 $\pm$ 0.009 <b>B</b>	36 $\pm$ 1.1 <sup>a</sup>	Andisol húmico	franco arenoso
<i>Quercus</i>	5.5 $\pm$ 0.14 <b>A</b>	52.06 $\pm$ 3.73 <b>A</b>	0.5 $\pm$ 0.029 <b>C</b>	18.37 $\pm$ 0.28 <b>B</b>	Entisol	franco arcillo arenoso

## 5.2 Descomposición

En relación con el Porcentaje de Peso Remanente (PPR) del material control (*Hordeum hexastichum*) se encontraron diferencias significativas ( $F_{(2,67)}=7.30$ ;  $p<0.0005$ ) entre el bosque de *Abies religiosa* y el bosque de *Quercus* sp., en este último se registró la mayor pérdida de peso, presentando el promedio más bajo de PPR ( $74.77\pm 2.05$ ) y en el caso del bosque de *Abies* el promedio del PPR registro el valor más alto con  $79.5\pm 1.64$  (Fig. 15).

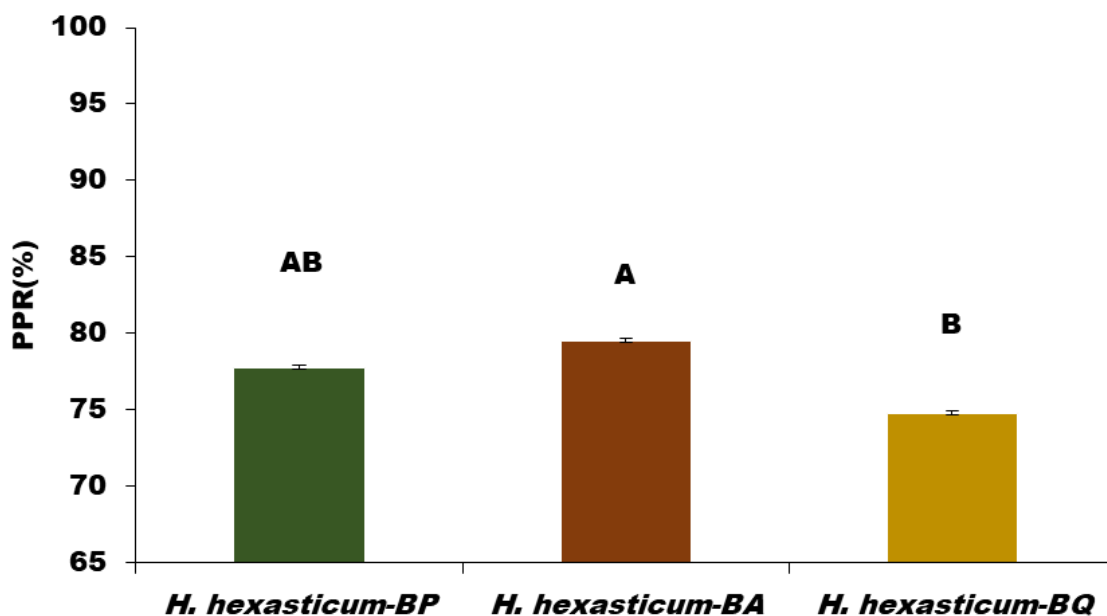


Figura 15. Porcentaje de Peso Remanente (PPR %) de *Hordeum hexastichum*, en los tres tipos de bosque presentes en la Cuenca de Río Magdalena, CDMX (Promedio  $\pm$  EE). Las distintas letras indican diferencias significativas de acuerdo a la Prueba de Tukey  $p<0.05$ .



De acuerdo a los valores de PPR en relación con el tiempo se encontraron diferencias significativas entre algunos tiempos  $F_{(6, 23)}=266.02$ ;  $p<0.0001$ , en donde se puede observar que existen diferencias en el PPR en el mes octubre 2006 (0 días), junio 2007 (216 días), agosto 2007 (286 días) y octubre 2007 (341 días) los cuales presentaron en promedio  $71.50\pm 1.62$ ,  $65.13\pm 1.89$  y  $57.74\pm 2.04$ . El valor más alto fue en el mes de octubre 2006 y el más bajo en octubre del 2007 lo cual concuerda con el proceso de descomposición y el material remanente, por otro lado los meses de diciembre, febrero y abril presentaron un PPR% semejante (Fig. 16).

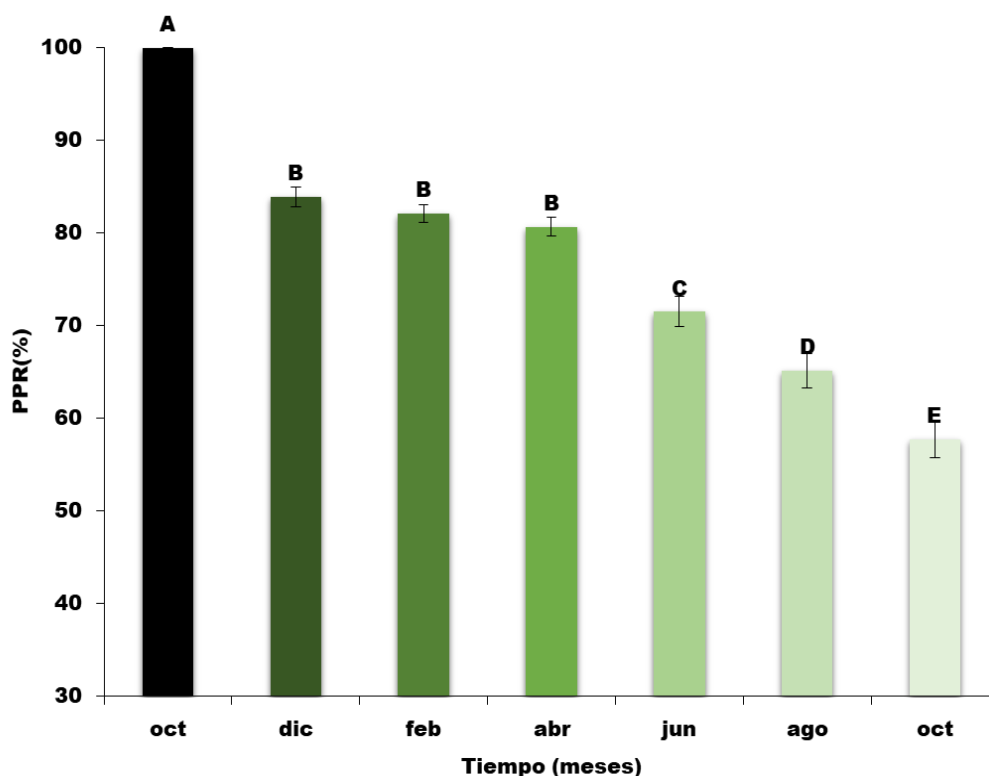


Figura 16. Porcentaje de Peso Remanente (PPR %) de *Hordeum hexastichum* a lo largo de un año en la Cuenca de Río Magdalena, CDMX (Promedio  $\pm$  EE). Las distintas letras indican diferencias significativas de acuerdo a la Prueba de Tukey  $p<0.05$ .

La interacción entre tipo de bosque y tiempo fue significativa ( $F_{(12, 189)}=3.16$   $p<0.0005$ ). En la figura 17 se puede observar que existe una pérdida de masa semejante en el primer bimestre, los dos bimestres siguientes no se observan grandes diferencias hasta el mes abril. En el bosque *Pinus* se observa que la PPR% se mantiene de junio hasta octubre, en

cambio el bosque de *Quercus* a partir de abril sigue perdiendo peso constantemente hasta octubre, al final del año resultó que el bosque de *Quercus* fue el de menor PPR%, observándose después de la Prueba de Tuckey que es el único que difiere entre los PPR% de los demás bosques (Anexo 1).

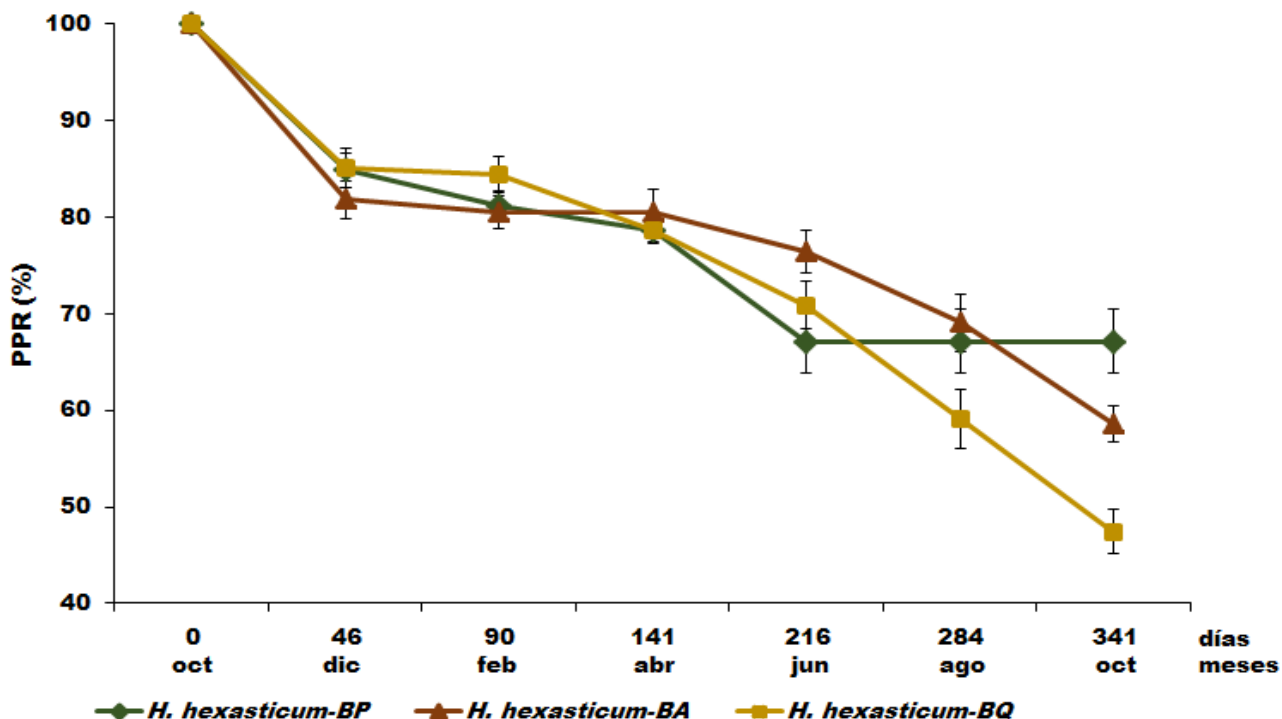


Figura 17. Porcentaje de Peso Remanente (PPR %) de *Hordeum hexastichum* a lo largo de un año en cada uno de los bosques presentes en la Cuenca de Río Magdalena, CDMX.

### 5.3 C y N en *Hordeum hexastichum*

Las concentraciones de C y N de *Hordeum hexastichum* en el tiempo cero ( $t_0$ ) fue 41.32 y 0.352 respectivamente. Con respecto, a la relación C/N fue de 121.46, este resultado nos indica que la calidad de la hojarasca es baja (Tabla 4).

Tabla 4. Promedio de las variables medidas (C, N y C/N) en el material control ( $\pm$  desviación estándar) al inicio del experimento.

<b>N (%)</b>	<b>C (%)</b>	<b>C/N</b>
<b>0.352±0.063</b>	41.32±0.43	121.46±22.79

A los 341 días las concentraciones de C y N en la materia orgánica de *H. hexastichum*, y la relación C/N (Tabla 5) fueron de 44.59 y 0.51; 92.35 para el bosque de *Pinus*, de 37.9 y 0.63; 61.96 en el bosque de *Abies*. Mientras que para el bosque de *Quercus* los valores fueron de 40.36 y 0.80; 53. El análisis estadístico indicó diferencias significativas entre los mismos ( $F_{(2,12)}=7.16$ ;  $p<0.01$ ), teniendo una relación C/N menor el bosque de *Quercus* y la más alta resultó en el bosque de *Pinus*, En relación al coeficiente de descomposición *Quercus* obtuvo el valor más alto (0.0021) lo cual se relaciona con el PPR% resultante de 74.77%

**Tabla 5. Promedio de las variables medidas (C, N y C/N) en *H. hexastichum* ( $\pm$  desviación estándar) después de 341 días de iniciado el experimento (las letras distintas indican diferencias significativas en C/N,  $p<0.05$ ).**

	<i>SB-Pinus</i>	<i>SB-Abies</i>	<i>SB-Quercus</i>
N (%)	0.51±0.221	0.63±0.09	0.80±0.17
C (%)	44.59±0.57	37.99±5.19	40.36±18.62
C/N	92.35±19.36 <b>A</b>	61.96±39.25 <b>B</b>	53±11.68 <b>B</b>
$k$ (g g <sup>-1</sup> día)	<b>0.0012</b>	<b>0.0016</b>	<b>0.0021</b>
PPR %	77.76 ±0.13	79.5± 0.13	74.77± 0.17

## 5.4 Microclima

Los datos de las variables para describir el microclima fueron resumidos a través de la obtención del promedio y los valores máximo y mínimo por día; para después obtener los valores promedio mensuales.

### 5.4.1 Temperatura del aire

- De acuerdo a los valores registrados, en los **promedios mensuales** (Fig. 18a) la tendencia en los tres bosques es similar. No obstante, las temperaturas más altas se registraron en el bosque de *Quercus* con temperaturas de 9 ° C hasta los 12°C con una diferencia de 3 y 4° en comparación con *Pinus* y *Abies* respectivamente, a excepción del mes de agosto.
- En relación a los datos de **temperaturas máximas** por mes, los valores más altos se registraron en el bosque de *Pinus* en los meses de junio y julio de 26 °C, mientras que los bosques de *Quercus* y *Abies* de 24 °C y 26 °C respectivamente en los meses de mayo y junio, en los demás meses prácticamente presentaron los mismos valores en las temperaturas máximas (Fig.18b).
- **Las temperaturas mínimas** más bajas también se registraron en el bosque de *Pinus* la temperatura más baja se presentó en el mes de febrero a -10°C, lo cual nos indica que es el bosque que presenta la mayor oscilación térmica, y el bosque de *Quercus* presento los valores más altos de la temperatura mínima, y la mas baja fue de -1 °C en noviembre (Fig.18c).

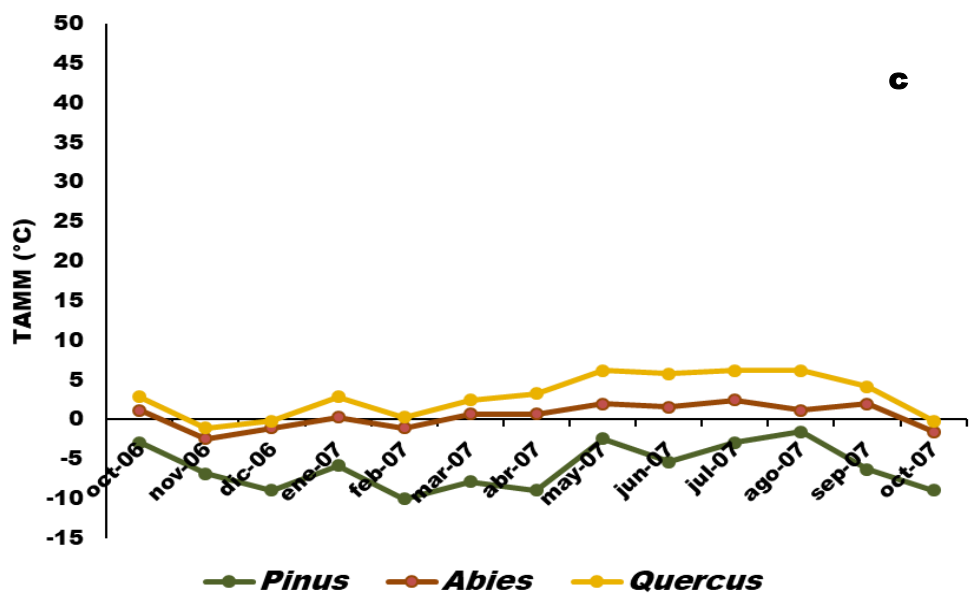
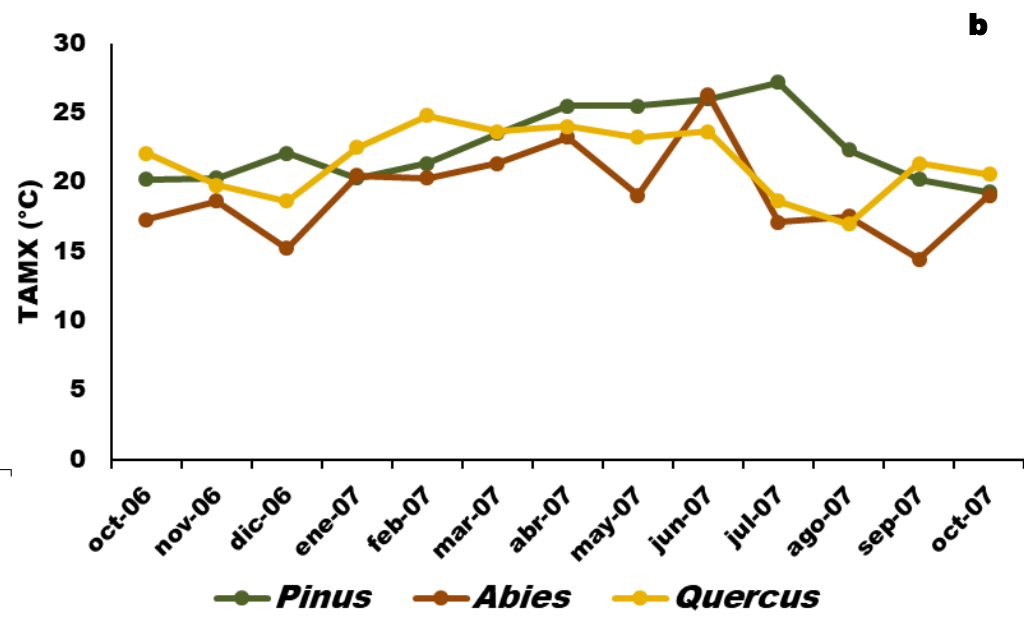
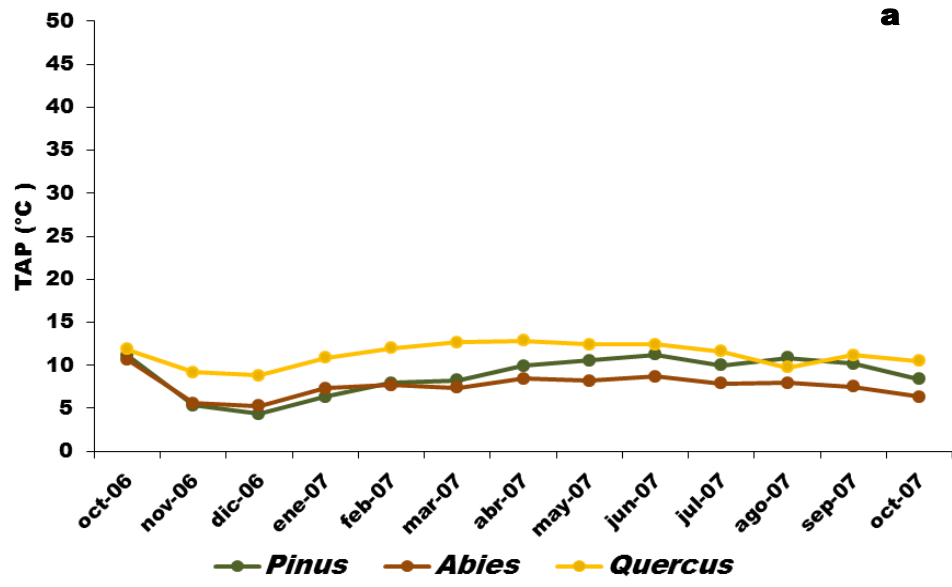


Figura 18. Temperatura aire promedio (TAP), máxima (TAMX) y mínima (TAMM) registradas durante un año en los tres tipos de bosques presentes cuenca del río Magdalena, CDMX, México.

#### 5.4.2 Humedad relativa aire

- En el caso de la **humedad relativa promedio**, los valores más altos se presentaron en el bosque de *Quercus*, seguido del bosque de *Abies*, en el periodo de tiempo de junio a agosto los valores entre estos dos sitios son muy similares, pero en los primeros seis meses en el bosque de *Abies* se registraron los datos de humedad más bajos entre los tres bosques en los meses de enero y diciembre. En cambio, los valores de humedad relativa promedio en el bosque de *Pinus* no vario mucho durante todo el año, solo descendieron los valores un poco durante la segunda mitad (Fig. 19 a).
- Los valores de **HR máximas** fueron prácticamente las mismas entre los tres bosques, a excepción de un descenso abrupto registrado en el mes de enero en el bosque de *Abies* donde de 103.9 bajo a 93. Mientras que *Quercus* obtuvo los valores más altos de 104.2 desde mayo hasta septiembre (Fig. 19 b).
- Los valores de **HR mínimas** más bajos se presentaron en el bosque de *Abies* durante la primera mitad del año con valores desde 6.5 hasta -1.6, y los valores mínimos más altos se registraron en el bosque de *Quercus* desde los 10.2 en febrero hasta los 51.3 en julio (Fig. 19 c).

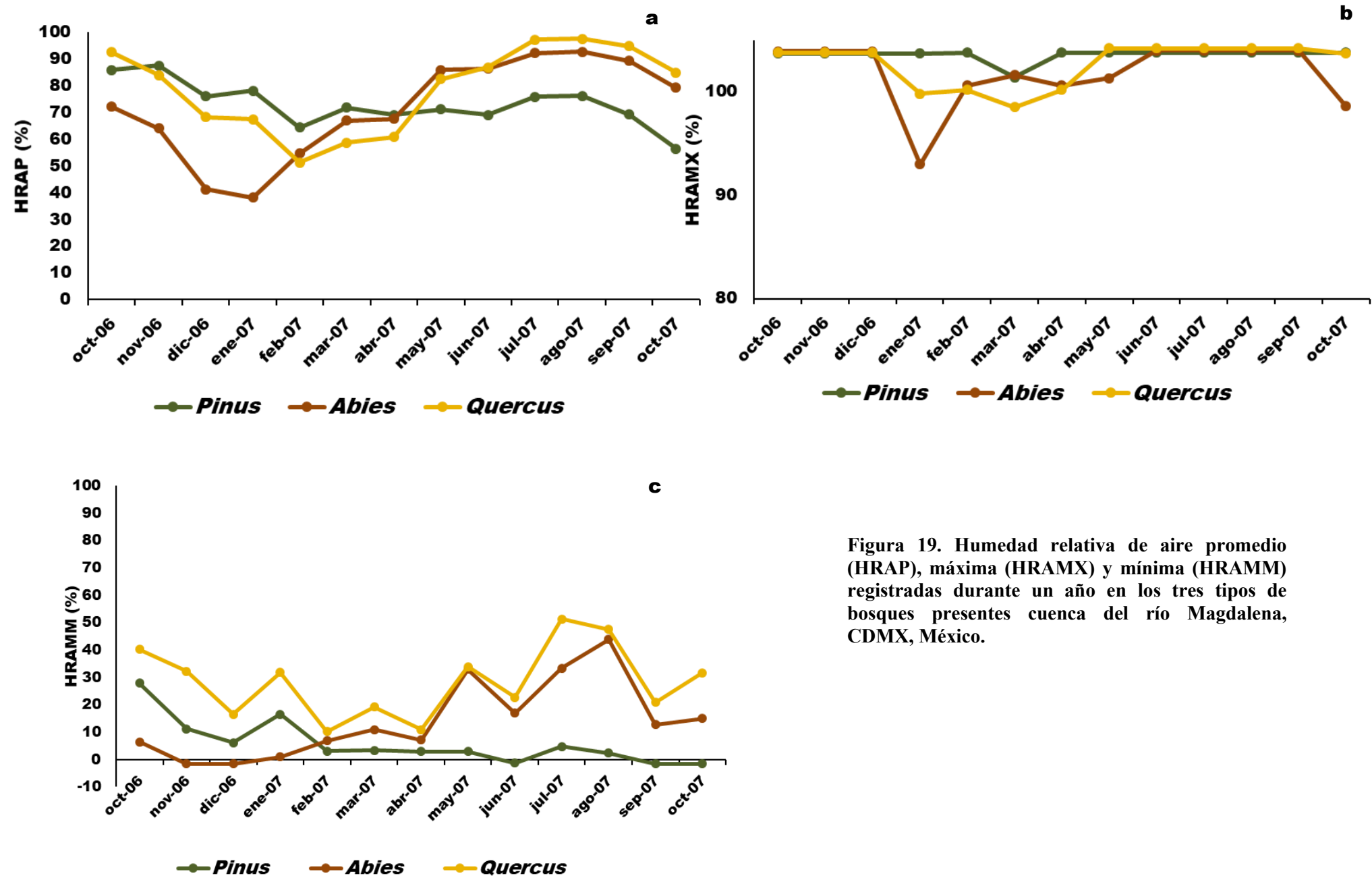


Figura 19. Humedad relativa de aire promedio (HRAP), máxima (HRAMX) y mínima (HRAMM) registradas durante un año en los tres tipos de bosques presentes cuenca del río Magdalena, CDMX, México.

### 5.4.3 Temperatura del suelo

- La **temperatura de suelo promedio** más alta se registró en el bosque de *Quercus* con temperaturas que van de los 8°C en el mes de diciembre hasta los 12°C en junio, en el mes de diciembre, el bosque de *Pinus*, presentó 1°C más, en tanto el promedio más bajo lo registro el bosque de *Abies* hasta con 4°C de diferencia con el bosque de *Quercus* (Fig. 20a).
- Las **temperaturas de suelo máximas** se presentaron en el bosque de *Pinus* con hasta 16 °C en octubre del 2006 cuando el bosque de *Abies* presentó de 10 °C, mientras que los valores más bajos se presentaron en el bosque de *Abies* principalmente en el periodo de octubre a enero (Fig. 20b).
- Las **temperaturas de suelo mínimas** también se registraron en *Pinus* en el periodo de octubre a diciembre con diferencias hasta de 8 °C en comparación con el bosque de *Quercus*. *Pinus* presentó la mayor oscilación térmica como lo registro en las temperaturas de aire (Fig. 20c).



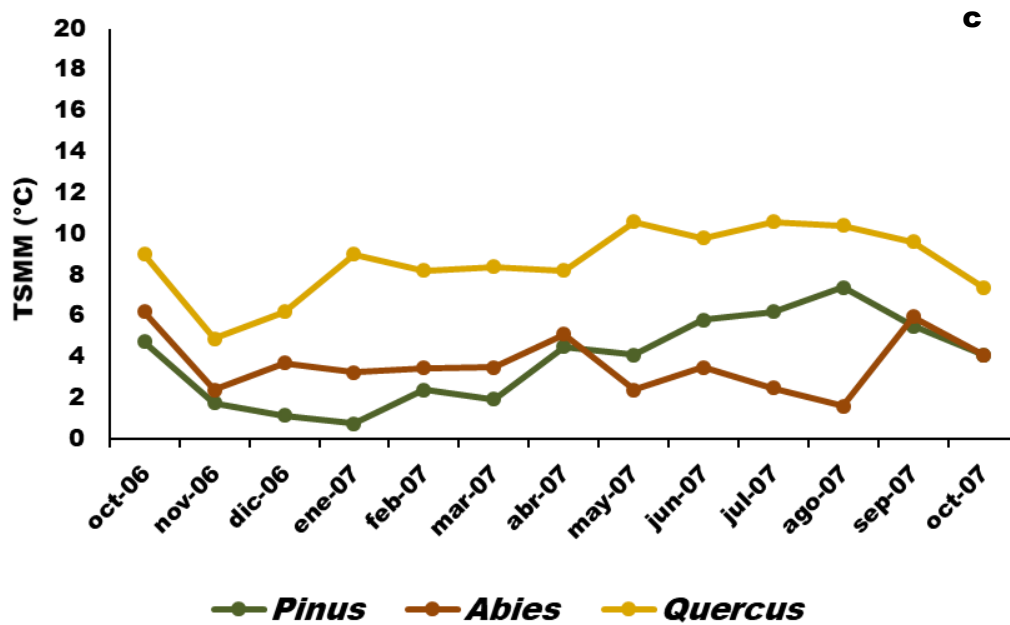
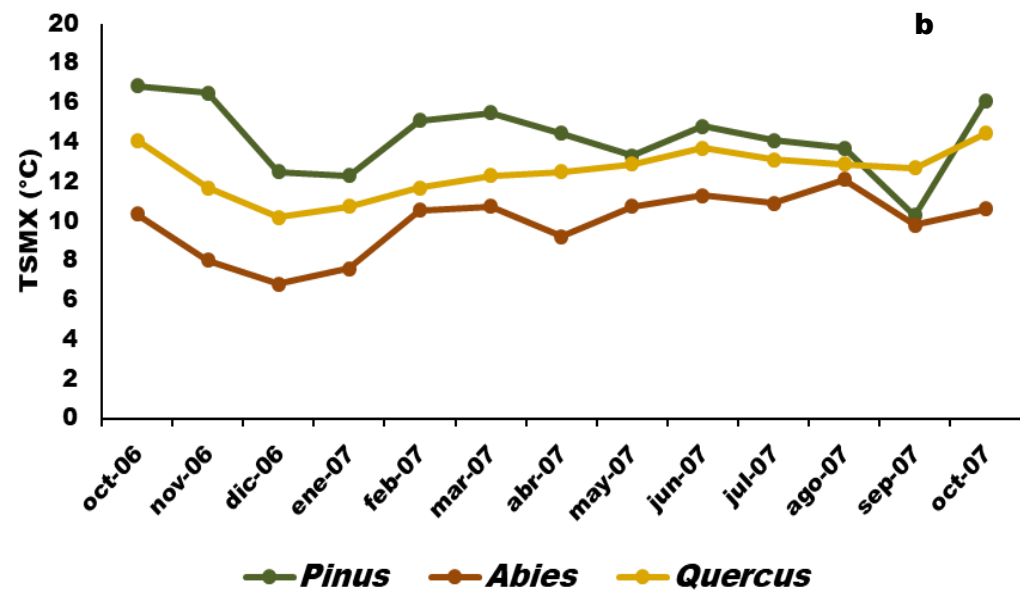
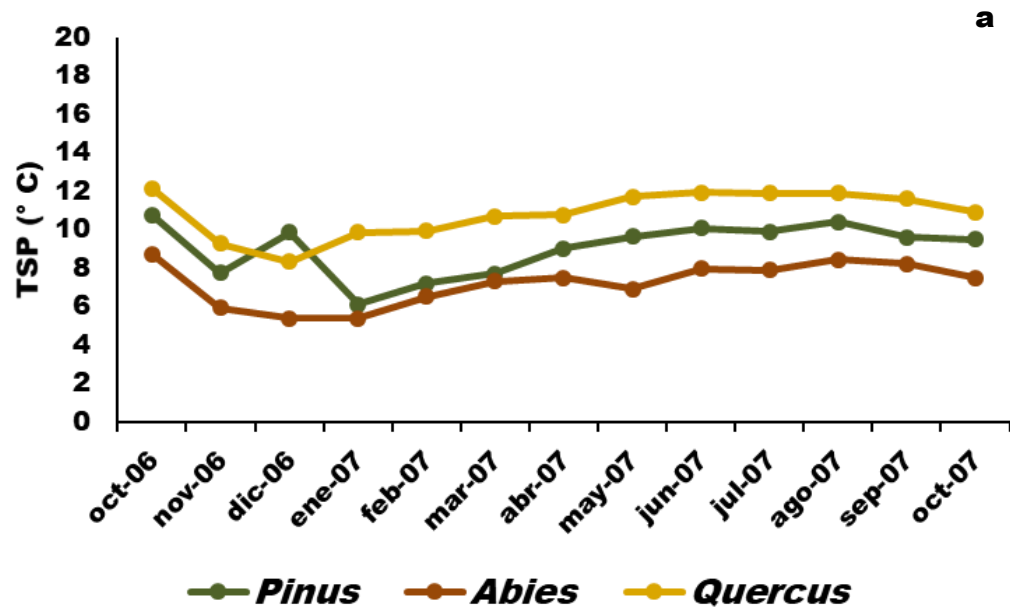


Figura 20. Temperatura del suelo promedio, máxima y mínima registradas durante un año en los tres tipos de bosques presentes cuenca del río Magdalena, CDMX, México.

## 5.5 Correlaciones

De acuerdo al análisis de correlación (Pearson) entre los factores del microclima y el PPR, se mostró para *H. hexastichum* una correlación negativa con la Temperatura del Aire Promedio (TAP) ( $r=-0.76$ ;  $p< 0.05$ ; Fig. 21), Temperatura de Suelo Promedio (TSP) ( $r=-0.68$ ;  $p< 0.05$ ; Fig. 22) y con la Temperatura de suelo mínimo (TSMM) ( $r=-0.83$ ;  $p< 0.05$ ; Fig. 23) en el bosque de *Pinus*.

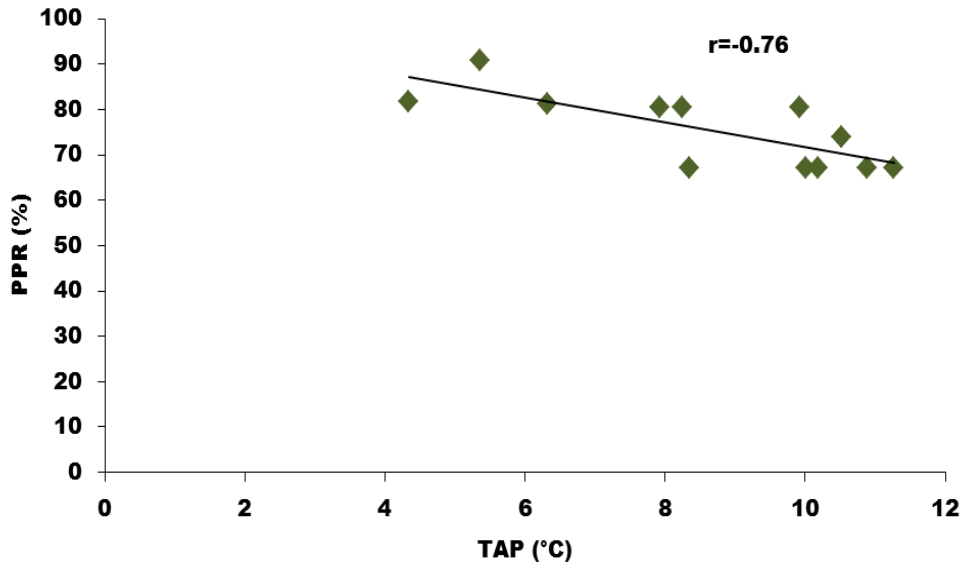


Figura 21. Correlación entre la temperatura del aire promedio (TAP) y el Porcentaje de Peso Remanente de *Hordeum hexastichum* (PPR %) en el bosque de *Pinus* en la Cuenca de Río Magdalena, CDMX.

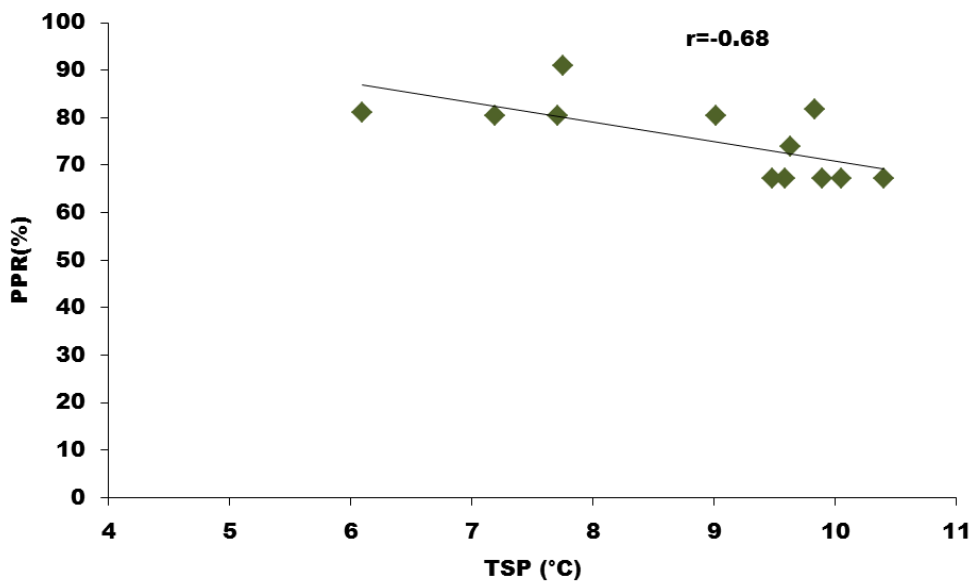


Figura 22. Correlación entre la Temperatura del Suelo Promedio (TSP) y el Porcentaje de Peso Remanente de *Hordeum hexastichum* (PPR) en el bosque de *Pinus* en la Cuenca de Río Magdalena, CDMX.

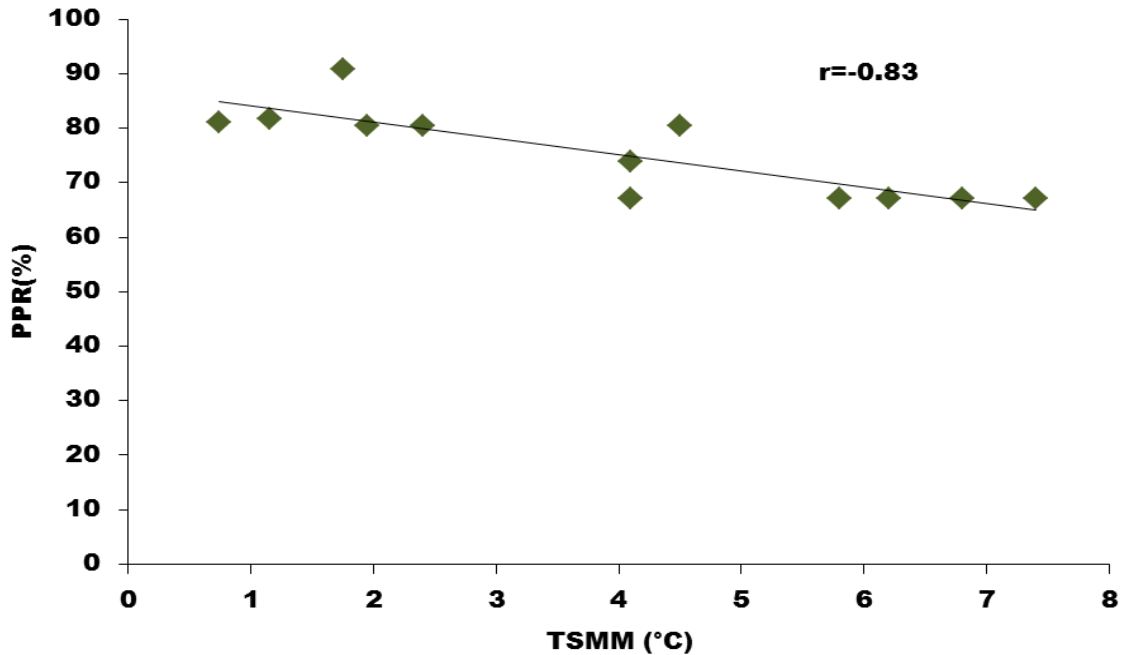


Figura 23. Correlación entre la Temperatura del Suelo Mínima (TSMM) y el Porcentaje de Peso Remanente de *Hordeum hexastichum* (PPR) en el bosque de *Pinus* en la Cuenca de Río Magdalena, CDMX.

En el caso del sitio correspondiente al bosque de *Abies* los análisis de correlación mostraron que PPR de *H. hexastichum* se correlacionó negativamente con los siguientes factores: la Temperatura del Suelo Promedio (TSP) ( $r = -0.68$ ;  $p < 0.05$ ; Fig. 24) y la Humedad Relativa Promedio (HRAP) ( $r = -0.65$ ;  $p < 0.05$ ; Fig. 25).

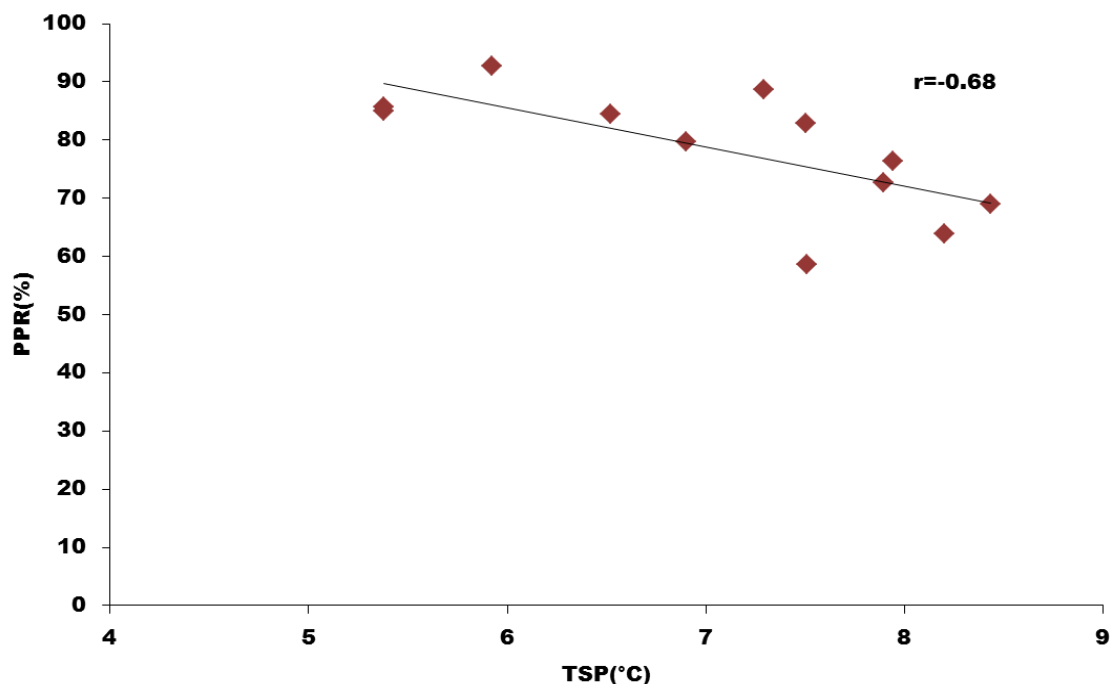


Figura 24. Correlación entre la Temperatura del Suelo Promedio (TSP) y el Porcentaje de Peso Remanente de *Hordeum hexastichum* (PPR) en el bosque de *Abies* en la 49 Cuenca de Río Magdalena, CDMX.

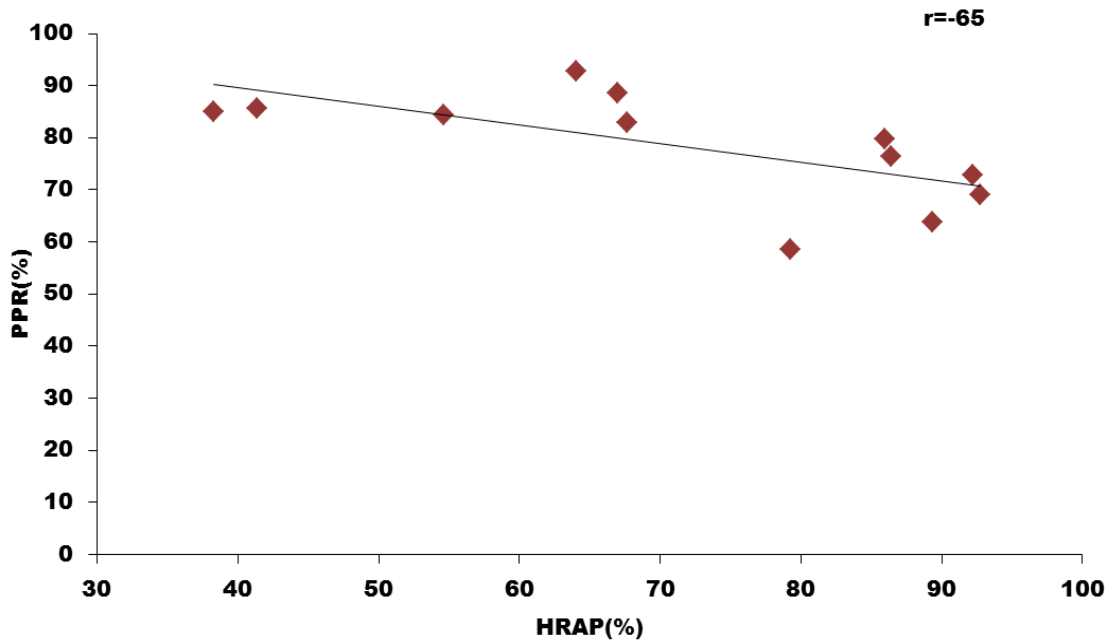


Figura 25. Correlación entre la humedad del aire promedio (HRAP) y el Porcentaje de Peso Remanente de *Hordeum hexastichum* (PPR) en el bosque de *Abies* en la Cuenca de Río Magdalena, CDMX.

Para el sitio del bosque de *Quercus* los análisis de correlación revelaron una correlación negativa entre *H. hexastichum* y los factores de Temperatura del Suelo Promedio (TSP) ( $r = -0.67$ ;  $p < 0.05$ ; Fig. 26), la Temperatura de Suelo Máxima (TSMX) ( $r = -0.68$ ;  $p < 0.05$ ; Fig. 27) y la Humedad Relativa Promedio (HRAP) ( $r = -0.62$ ;  $p < 0.05$ ; Fig. 28).

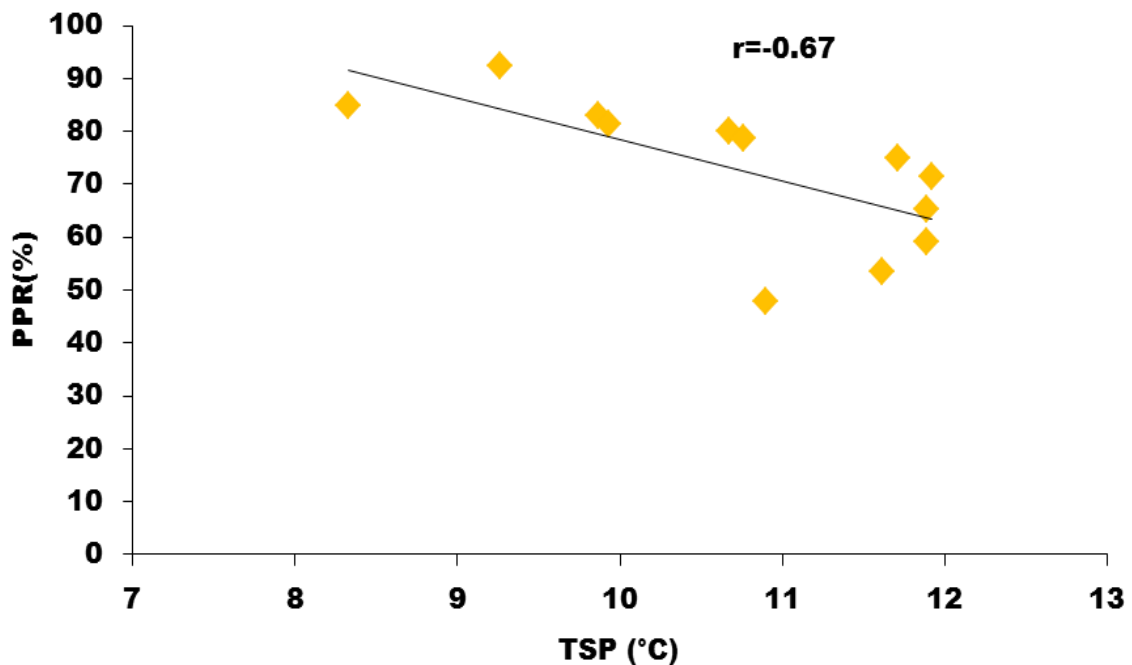


Figura 26. Correlación entre la Temperatura del Suelo Promedio (TSP) y el Porcentaje de Peso Remanente de *Hordeum hexastichum* (PPR) en el bosque de *Quercus* en la Cuenca de Río Magdalena, CDMX.

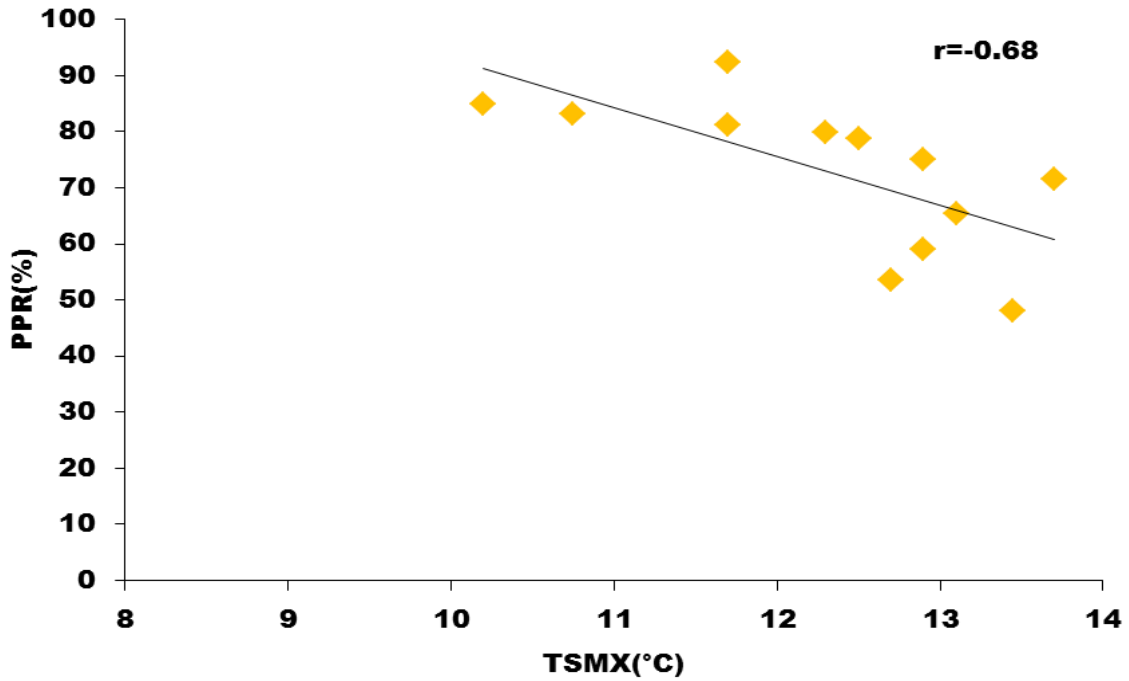


Figura 27. Correlación entre la temperatura del suelo máxima (TSMX) y el Porcentaje de Peso Remanente de *Hordeum hexastichum* (PPR) en el bosque de *Quercus* en la Cuenca de Río Magdalena, CDMX.

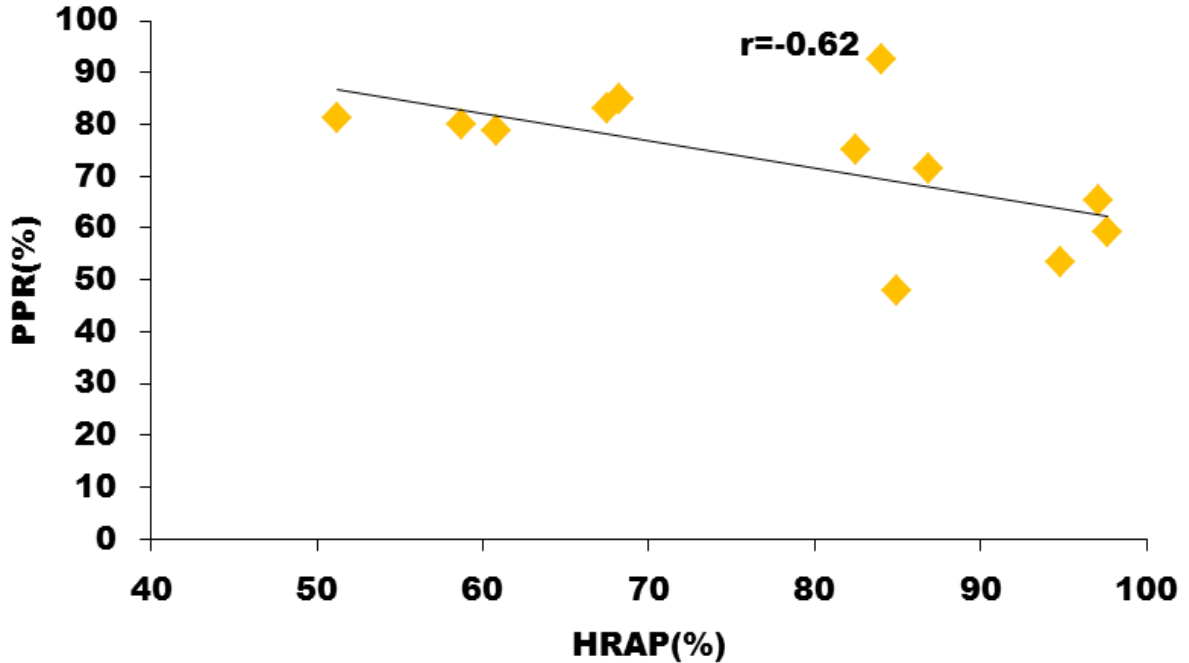


Figura 28. Correlación entre la Humedad del Aire Promedio (HRAP) y el Porcentaje de Peso Remanente de *Hordeum hexastichum* (PPR) en el bosque de *Quercus* en la Cuenca de Río Magdalena, CDMX.

## 5.6 Análisis de componentes Principales (ACP)

En el ACP realizado con todas las variables medidas, el primer eje representó el 40.26 % de la variación, mientras que el segundo el 24.68 %. La variación acumulada explicada fue de 64.95% (Anexo 2).

Las variables con los valores más altos de contribución para el primer eje fueron **TAP**, **HRAP**, **HRAMM** y **TSMM** (Anexo 3). La correlación de estas cuatro variables con este componente fue negativa (Anexo 4). Lo que corresponde al segundo componente las variables con los valores más altos de contribución fueron **TAMX**, **TSMX** y **TAMM**, para las dos primeras la correlación fue negativa y en el caso de **TAMM** fue positiva (Tabla 6).

**Tabla 6. Valores de contribución y correlación de las variables registradas para la formación de los ejes 1 y 2 en el ACP.**

Variables	Eje 1		Eje 2	
	Contribución	Correlación	Contribución	Correlación
<b>Variación acumulada</b>	40.26%		24.68%	
<b>Porcentaje de Peso Remanente (PPR)</b>	0.1023	0.6419	0.0227	0.2371
<b>Temperatura del aire promedio (TAP)</b>	<b>0.1315</b>	<b>-0.7277</b>	0.0291	-0.2683
<b>Temperatura del aire máxima (TAMX)</b>	0.0161	0.2551	<b>0.3167</b>	<b>-0.8842</b>
<b>Temperatura del aire mínima (TAMM)</b>	0.1212	-0.6988	<b>0.1609</b>	<b>0.6302</b>
<b>Humedad relativa promedio (HRAP)</b>	0.1040	-0.6472	0.000187	-0.0214
<b>Humedad relativa máxima (HRAMX)</b>	0.0269	-0.3292	0.0635	-0.3961
<b>Humedad relativa mínima (HRAMM)</b>	<b>0.1309</b>	<b>-0.7262</b>	0.0637	0.3965
<b>Temperatura de suelo (TSP)</b>	<b>0.1869</b>	<b>-0.8676</b>	0.0491	-0.3484
<b>Temperatura de suelo máximo (TSMX)</b>	0.0087	-0.1873	<b>0.2936</b>	<b>-0.8513</b>
<b>Temperatura de suelo mínima (TSMM)</b>	<b>0.1711</b>	<b>-0.8300</b>	0.0000	-0.00039

El conjunto de variables encerrado en la elipse de color rojo se caracteriza por registrar los valores más bajos en la PPR, abarcan la temporada de lluvias del año 2007 y, al agruparse alrededor del eje 2 están influenciados por las temperaturas promedio y mínima del suelo más altas, así como la temperatura promedio del aire más alta (Fig. 29).

Estos resultados en el ACP robustecen lo encontrado en las correlaciones, donde se observa que la descomposición en la parte baja de la cuenca de Río Magdalena en el bosque de *Quercus* sp. se ve favorecida debido a los valores de temperatura y humedad más altos.

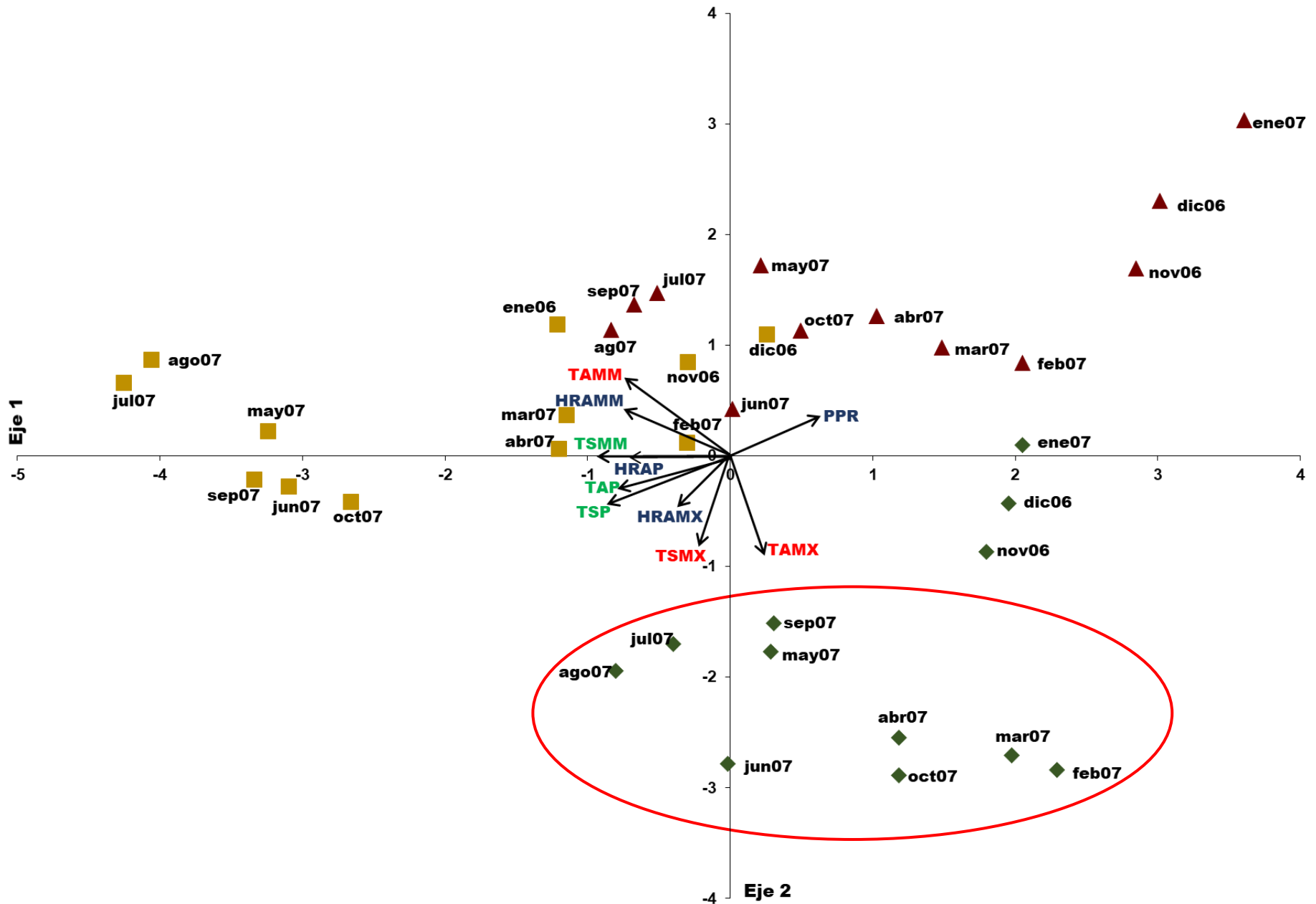


Figura 29. Análisis de Componentes Principales para los tipos de bosques, los colores y figuras letra representan el tipo de bosque ■ (*Quercus*), ▲ (*Abies*) y ◆ (*Pinus*), las siguientes letras representan cada uno de los meses durante el año o(octubre), n (noviembre), d(diciembre), e (enero), f(febrero), m (marzo), ab(abril), my (mayo), j(junio), jl(julio), ag(agosto), s (septiembre) y los números representan el año 06 (2006) y 07 (2007). Las letras en verde corresponden a las variables que construyen al primer componente, mientras que en rojo las variables que construyen al segundo componente



## 6. DISCUSIÓN

---

### 6.1 Relación de las propiedades edáficas con la descomposición

La caracterización del suelo en el presente trabajo es de gran importancia puesto que sus propiedades físicas y químicas también influyen en el proceso de descomposición, encontrando diferencias significativas de estas propiedades entre los tres gradientes establecidos. El pH influye en los suelos forestales principalmente por su relación con otras propiedades químicas (CIC, MOS, C, N, K, etc.) que en conjunto determinan la disponibilidad de nutrientes y la solubilidad de los metales. Además, este puede controlar factores bióticos, como la composición de biomasa de hongos y bacterias (Aciego y Brookes, 2008).

De acuerdo a los resultados obtenidos para el pH en el suelo, los tres sistemas se ubicaron en el intervalo de suelos ácidos (Staff, 2017; Porta *et al.*, 2008) lo cual se adjudica a un dominio de cargas negativas, el suelo del bosque de *Abies* presenta en promedio los valores más bajos  $4.89 \pm 0.01$ , por lo cual es considerado un suelo muy fuertemente ácido (4.5–5.0), mientras que el suelo de los bosques de *Pinus* y *Quercus* están dentro del intervalo de fuertemente ácidos (5.1–5.5) (Staff, 2017).

Los efectos perjudiciales de la acidez se manifiestan en valores de pH inferiores a 5.5 y es debido a los efectos de toxicidad por  $Al^{3+}$  y  $Mn^{++}$  con ausencia de carbonato de calcio, existiendo poca disponibilidad de nutrientes entre los cuales están Ca, K, N, Mg, Mo, S, P. (McCauley *et al.*, 2017; Porta *et al.*, 2008). Esto es importante ya que con la presencia de algunos de ellos la actividad microbiana aumenta. Van Cleve y Moore (1978) hallaron que mediante la adición de N y P se registró un aumento del 42% y 33%, respectivamente en la respiración microbiana.

El suelo del bosque de *Abies* fue el que presentó el valor más bajo de pH, al igual que los valores más altos de peso remanente de *H. hexastichum*. El papel principal que juega el pH del suelo en la descomposición es su efecto en la microbiota, los hongos y las bacterias que dominan la descomposición de la MOM; sin embargo, existen diferencias importantes entre estos grupos microbianos y, se ha demostrado que son afectados de distinta manera (Rousk *et al.*, 2010), en general, las bajas concentraciones de iones de H limitan el crecimiento de

hongos, y las altas concentraciones de iones de H limitan al bacteriano, sin una conexión causal directa entre los grupos de organismos (Rousk *et al.*, 2009). Sin embargo, la correlación negativa entre el crecimiento de hongos y el crecimiento bacteriano es indicativo de cierta dependencia entre los grupos (Rousk *et al.*, 2010).

También se ha observado que el crecimiento bacteriano se duplica en un intervalo de 4-7 y comienza a disminuir hacia los valores de pH más bajos. En contraste, los hongos llegan a un máximo de colonización en un pH de 5.5 y disminuye a pH alcalinos (Rousk *et al.*, 2009, Rousk *et al.*, 2011). De manera general, el pH restringe en mayor medida el crecimiento bacteriano (relación positiva entre la diversidad bacteriana y un mayor pH del suelo), en cambio los hongos se ven limitados por la presión competitiva ejercida por las bacterias a pH altos (Rousk *et al.*, 2011).

Los comportamientos antes mencionados sugieren que el pH hallado en el suelo del bosque de *Quercus* (5.5) es más propicio para las actividades de la microbiota, lo cual favorece una mayor descomposición del sustrato, por el contrario en los suelos de los bosques de *Abies* y *Pinus* al ser más ácidos limitan este proceso siendo más lento, ya que a valores por debajo de 4.5 existe una inhibición de la actividad microbiana debido a la liberación de aluminio libre (Rousk *et al.*, 2009).

Sin embargo el cambio del pH a lo largo del gradiente altitudinal no refleja un gradiente como lo han reportado varios autores que adjudican la modificación del pH al cambio en la elevación en suelos forestales (altitud) (Fenn *et al.*, 2006; Griffiths *et al.*, 2009); un estudio anterior (León, 2011) registró en la CRM una relación negativa entre la altitud y los valores de pH, bajo el fundamento de que al aumentar de altitud habrá mayor precipitación lo cual aumenta la lixiviación reduciéndose los cationes solubles, con mayor actividad de ácidos húmicos y por ende de H<sup>+</sup>, resultando pH bajos. En este trabajo los valores de pH no reflejan de acuerdo algún gradiente esto se puede adjudicar a que el tipo de suelo en estos no es el mismo. En la parte baja del gradiente (SB-*Quercus*) se encuentran Entisoles, en la parte media (SB-*Abies*) Andisol húmico y, en la parte alta (SB-*Pinus*) Andisoles, estos dos últimos caracterizados por sus altos contenidos de Fe y Alactivos (Cruz y Geissert, 2000).

La CIC es indicativa de la capacidad del suelo de intercambiar cationes, principalmente Ca<sup>+2</sup>, Mg<sup>+2</sup>, K<sup>+2</sup> y Na<sup>+2</sup> que se encuentran disponibles en el suelo, siendo útil

para poder identificar la resiliencia del suelo a los cambios de pH, regulando la disponibilidad de nutrientes (Hazelton *et al.*, 2007).

En la CRM se ha medido la presencia de los cationes intercambiables se determinó el siguiente patrón en términos de los cationes de mayor a menor intercambio  $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$  (León, 2011). Por lo tanto, también se determinó una tendencia donde a mayor elevación menor es la CIC, dado principalmente por los cambios de precipitación y temperatura (Santibañez, 2009; Seibert *et al.*, 2007).

El porcentaje de arcillas también influye en esta variable, se ha observado que la arena pura tiene una CIC muy baja, menos de 2 meq/100 g, y la CIC de las fracciones de arena y limo (2 mm/2  $\mu\text{m}$ ) de la mayoría de los suelos presenta valores bajos. Otras arcillas, como la ilita y la esmectita, tienen una CIC que varían de 25 a 100 meq/100 g (McCauley *et al.*, 2017). Siendo que los suelos con altas cantidades de arcilla y/o materia orgánica típicamente tienen un CIC mayor, suelos ricos en materia orgánica presentan valores de 250 a 400 meq/100 g (Moore *et al.*, 1999), sin embargo los valores estándar se encuentran en un intervalo de 80-120 meq/100g para suelos fértiles; en el caso de los resultados obtenidos, los suelos de los tres bosques quedan por debajo de este intervalo (52.06-26.53), esto probablemente se encuentra relacionado con la textura y estructura del suelo, ya que el tener valores bajos de CIC, podría indicar una pérdida de nutrientes por lixiviación debido a la baja retención de los mismos en el suelo (Kalisz y Stone, 1980).

Aunado a las pocas cargas eléctricas negativas que no permiten la retención de agua (Parra *et al.*, 2003), lo cual afecta a la microbiota del suelo, observándose en este trabajo que la mayor tasa de descomposición se encuentra en la parte baja del gradiente donde se tiene una CIC de 52.06 meq/100g. En un estudio Stotzky (1966) reportó un aumento en la respiración microbiana con un aumento en la CIC lo cual se relaciona con los datos obtenidos de PPR a lo largo del gradiente. Para el caso del suelo del bosque de *Pinus* que obtuvo los valores más bajos de CIC, podría tener consecuencias como una baja resistencia a los cambios químicos teniendo a la microbiota más susceptible, pudiendo presentarse poca actividad hasta poder provocar inhibición, si los cambios son muy abruptos, de cambios de 3-4 en escala de pH (Rousk *et al.*, 2010). Asimismo, estos suelos son más propensos a desarrollar deficiencias en  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  (CUCE 2007).

Para el caso de la MOS está influye en otras características físicas y químicas del suelo, entre ellas la CIC y, es el sustrato para la actividad microbiana. En promedio en los bosques la MOS varía entre 1% y 15 % (Brady y Weil, 2017), de acuerdo a los valores reportados en este trabajo para el suelo del bosque de *Pinus* (11.84%), *Abies* (36.36%) y *Quercus* (18.37%) en los tres sitios se cuenta con un alto contenido de MOS de acuerdo a la escala de Siebe *et al.* (2006) siendo SB-*Abies* el que cuenta con un contenido mayor al 30%.

Murphy y colaboradores (2011) analizaron la relación entre cantidad y calidad de MOS, hallando una correlación positiva entre el tamaño de la comunidad microbiana con la cantidad de MOS ( $r = 0.47$ ) presente en el suelo, dado que es la fuente de energía para la población microbiana heterotrófica. No obstante, mostraron que la estructura de la comunidad bacteriana estaba más influenciada por la calidad (relación C/N) de la MOS.

La literatura muestra que existe una correlación positiva entre la altitud y la cantidad de MOS, a mayor elevación, más acumulación de MOS, debido a que al haber menor humedad y temperatura la tasa de descomposición es más baja, siendo la incorporación de la MOS mayor. La precipitación también posee un papel muy importante en la descomposición; Mani y colaboradores (2017) encontraron una correlación positiva entre la precipitación y la acumulación de MOS ( $r=0.85$ ); los niveles de MOS comúnmente aumentan a medida que aumenta la precipitación anual media (Bot y Benites, 2005).

Sin embargo, en este trabajo no se encontró relación entre la altitud y la MOS, ya que el suelo del bosque de *Abies* presento el mayor porcentaje de MOS esto se puede debe a la acumulación de MOM, y este no se ubica en lo alto del gradiente, lo cual podría atribuirse al régimen de precipitación en la CRM, el cual presenta variaciones locales, donde las mayores precipitaciones ocurren en la cuenca alta-media donde llegan a un total anual de 15000 mm (León, 2011), esto se refleja en el contenido de agua en el suelo para *Abies*, el cual fue de  $0.93 \pm 0.32 \text{ g H}_2\text{O g}^{-1}$ , mientras que *Quercus* contuvo  $0.72 \pm 0.20 \text{ g H}_2\text{O g}^{-1}$  y *Pinus*  $0.37 \pm 0.06 \text{ g H}_2\text{O g}^{-1}$ . Linn y Doran (1984) registraron que la actividad microbiana óptima se da en suelos que tienen un 60 % de espacio de poro lleno de agua y, cuando hay un exceso de esta se generan períodos de saturación que conducen a una mala aireación. La mayoría de los organismos del suelo necesitan oxígeno y, por lo tanto, una reducción del oxígeno en el suelo conduce a una reducción de la tasa de descomposición a medida que estos organismos se

vuelven inactivos o incluso mueren, esto se pudiera relacionar con la baja tasa de descomposición presente en el bosque de *Abies* de  $0.0016 \text{ k (g g}^{-1} \text{ día)}$ .

También el porcentaje de MOS se podría relacionar con la caída de la hojarasca Delgadillo (2011) encontró que en los bosques de *Abies* y *Quercus* la caída de hojarasca es mayor aproximadamente  $5 \text{ Mg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ , mientras que para *Pinus* fue de  $2.16 \text{ Mg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ , no obstante, en la parte baja del gradiente hay poca acumulación de MO, confirmando con ello que la tasa de descomposición es más alta y, es el microclima quien favorece este proceso, ya que la temperatura es la más alta en el gradiente. Los registros realizados de MOS en la CRM también varían, por ejemplo, León (2011) reportó 10.9 y 13.6 % para los bosques de *Pinus* y *Abies* respectivamente, los valores de este trabajo se asemejan a los obtenidos por Jujnovsky (2006) al menos para el bosque de *Abies* 30%, esta variación podría deberse a la temporada de colecta y a la profundidad de la muestra.

Asimismo, en las tres elevaciones establecidas se encontraron diferencias significativas en la densidad aparente, la cual es importante porque tiene implicaciones directas en el flujo de agua y gases y, se encuentra relacionada con la estructura y textura del suelo, por lo que los suelos limosos tienen valores más altos que los suelos arenosos (Brady y Weil, 2017). En los bosques de la CRM se han registrado para el suelo *Abies* una composición de 65% de arenas y 16.9% de limos clasificado como franco arenoso; y para *Pinus* 58.7% de arenas y 19% de limos ubicado como franco arcillo arenoso, en promedio de porcentaje de limos es mayor en la parte alta (León, 2011), correspondiendo con los valores altos de densidad aparente obtenidos en este trabajo,  $0.96 \pm 0.01 \text{ g cm}^{-3}$  para *Pinus* y  $0.698 \pm 0.01 \text{ g cm}^{-3}$  en *Abies*. De acuerdo a Landon (2013) los valores en densidad aparente donde se presentan restricciones para las raíces son  $\geq 1.6 \text{ g cm}^{-3}$  para arenas y limos  $\geq 1.4 \text{ g cm}^{-3}$  mientras que en arcillas esto es muy variable. El intervalo para suelos no cultivados, pero no compactados es de 1.1-1.4, y para el caso de suelos recientemente cultivados es de 0.9-1.2. Nuestros resultados quedaron dentro del intervalo de suelos no compactado  $0.96\text{-}0.05 \text{ g cm}^{-3}$  pudiendo inferir una buena disponibilidad de aire y agua para las raíces de estos bosques.

Por otro lado, en suelos forestales se ha identificado que los valores bajos en densidad aparente, son entre  $0.48$  y  $0.51 \text{ g cm}^{-3}$ , que corresponde a una mayor infiltración de agua (Ilek *et al.*, 2017), siendo el SB-*Quercus* el que se ubica dentro de este intervalo ( $0.5 \text{ g cm}^{-3}$ ), se

ha registrado que a valores dentro de este intervalo se correlaciona positivamente con índices de descomposición en las especies *Fagus sylvatica* y *Abies alba* (Ileck *et al.*, 2017).

En relación a la influencia que tiene el tipo de suelo, se ha registrado que la densidad aparente en los Andisoles es baja, siendo típicamente menor de  $0.9 \text{ g cm}^{-3}$ . Sin embargo, se han registrado valores menores de  $0.3 \text{ g cm}^{-3}$  en Andisoles con alto contenido de agua. La densidad aparente también se ve afectada por la MOS, la función y la estructura de la comunidad de la biomasa microbiana (Murphy *et al.*, 2011).

## **6.2 C y N en *H. hexastichum***

El cociente C/N es la principal variable que se toma en cuenta para predecir las tasas de descomposición, en más de 70 estudios publicados es mencionado por influir directamente en las tasas de descomposición (Zhang *et al.*, 2008).

*H. hexastichum* es un pastizal usado para forraje y de acuerdo a los análisis de contenido de N y C, se obtuvo una relación de C/N de 121.46 en un inicio, lo cual indica una prevalencia del contenido de C (41.32 %) sobre el contenido de N (0.35%); ubicándose en los intervalos de un material de baja calidad, ya que se menciona que un cociente mayor a 30, como este, implica menor disponibilidad de N, siendo poco probable que la microbiota pueda movilizarlo, existiendo poca mineralización del mismo (Chapin *et al.*, 2011; Zhang *et al.*, 2008). Al término del estudio los valores de relación C/N disminuyeron, sin embargo, para el bosque de *Pinus* ésta no se redujo considerablemente conservándose la relación  $92.35 \pm 19.36$  la cual es más alta a los demás bosques de *Abies* ( $61.96 \pm 39.25$ ) y *Quercus* ( $53 \pm 11.68$ ), esto remarca un proceso de mineralización mucho más lento en el bosque de *Pinus*.

En la mayoría de ecosistemas se observa que la relación de C/N aumenta conforme al tiempo de descomposición, debido a que el N es de los nutrientes más limitados y demandado por la microbiota, sin embargo en la CRM ya se han registrado en los tres tipos de bosque, valores bajos en este cociente, por ende se considera que este elemento no está siendo una limitante en el sistema, dominando su mineralización. Esto es sustentado por Delgadillo (2011) ya que en su trabajo no se encontró relación entre el C/N con la tasa neta de mineralización de nitrógeno (TNMN) puesto que si el N estuviera limitado la TNMN disminuiría con el aumento de C/N. Los valores de TNMN reportados para la CRM van de 264 a  $458 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Delgadillo, 2011) los cuales están por encima de los valores

reportados para otros tipos de bosque templado (Tateno y Takeda, 2003; Stemarie y Houle, 2006).

En un estudio realizado en Alemania comparándose tres sitios de diferentes altitudes con un tipo de paja (*Triticum aestivum*) con una proporción inicial de C/N 112, aproximado a la proporción inicial de *Hordeum* 121, se halló la mayor colonización bacteriana en el día 118 pero, se identificó mayor abundancia en los primeros 45 días, con una pérdida de masa del 44% (Dilly *et al.*, 2004).

El contenido de N en nuestro sustrato es muy bajo 0.35 %, se ha registrado que ha menor disponibilidad de este, se aumenta la proporción de materia orgánica que se humifica en lugar de descomponerse, aparentemente por actividad supresora de las enzimas lignolíticas y reacciones químicas que conducen a reacciones de formación de complejos y condensación y formación de humus (Adams *et al.*, 2009).

Para la descomposición de *H. hexastichum* se obtuvo una pérdida menor de 30% en los tres bosques en un año a comparación de otros estudios de campo donde se registra una pérdida mayor del 50% en tiempos similares, Burgess y colaboradores (2002) con la misma técnica empleada de paja de *Zea mays* reporta que del 30 al 40 % se descompone 193 días en un clima templado con una relación de C/N de 67, Shomberg *et al.*, 1994 reporta para paja de sorgo (*Sorghum bicolor*) y (*Triticum aestivum*) una pérdida de masa del 55% en 169 y 166 día respectivamente. En varios de estos estudios (Buyanovsky y Wargner, 1996; Burgess *et al.*, 2002; Johnson *et al.*, 2007) el 30% del residuo permaneció después de un año y tan solo el 10% después de 2 años, cuando para este trabajo después de un año la menor PPR (bosque de *Quercus*) fue de 47.41 % a los 341 días, esto se puede deber además de la baja calidad que presenta (Ayres *et al.*, 2009).

En el transcurso de la descomposición de hojarasca, la concentración de C y N pueden influir con el aumento del pH, debido a la mineralización de los compuestos orgánicos y el contenido inicial de N (Pocknee y Sumner, 1997). Así que el contenido de la hojarasca puede provocar un aumento inicial de pH asociado a formación de  $\text{NH}_4^+$ . Posteriormente la nitrificación del  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_3^-$  produce una disminución en el pH debido a liberación de los protones a la solución del suelo, así como la presencia de grupos carboxílicos y fenólicos en la MOS que se comportan como ácidos débiles (Martínez *et al.*, 2008), la disminución del

pH al inicio puede generar una acidificación la cual podría inhibir ciertas actividades de la microbiota.

De acuerdo al modelo propuesto por Lavelle *et al.* (1993) de la descomposición el factor con mayor influencia es el clima, seguido de las propiedades del suelo, calidad de la hojarasca y la microbiota, para corroborar este modelo en un estudio de revisión de artículos de descomposición a través de un ACP se concluyó que de las variables que explican aproximadamente el 70% de variabilidad de la descomposición a escala global son el clima y la calidad de la hojarasca (Ayres *et al.*, 2009).

### **6.3 Microclima**

Pocos estudios han realizado el análisis de la influencia del gradiente altitudinal en el proceso de descomposición mediante los efectos del microclima. La CRM presenta un marcado gradiente altitudinal que va de los 2400 a la 3870 m snm y se encuentra delimitado por su vegetación *Pinus hartwegii* en la parte alta, *Abies religiosa* en la intermedia y en la parte baja *Quercus* sp. (Almeida-Leñero *et al.*, 2018); al estar ligada la vegetación para la formación del microclima, gran parte de la regulación de la temperatura se lleva a cabo debajo del dosel, influyendo en la descomposición de la materia orgánica muerta que sucede al nivel del suelo. El dosel proporciona un retraso en el calentamiento, funcionando como sombra contrarrestando la radiación solar, mediante la reducción y una mayor dispersión de la luz que entra al dosel, de tal modo que el calor transferido al suelo, y por ende a la hojarasca, se muestra reducido (Stoutjesdijk y Barkman, 2014), por otro lado el dosel también contribuye a definir la humedad relativa del aire, puesto que, en este queda atrapada una fracción del agua evaporada del suelo o la transpirada por las plantas manteniéndose en el sistema. A pesar de ello, la elevación en la CRM tiene una variación climática y una clara zonificación vertical de los tipos de vegetación, por lo cual ejercen un papel importante para la dinámica de la descomposición a través de las relaciones entre la microbiota y el microclima (Wang *et al.*, 2010).

Como se observa en las gráficas anuales de las variables microclimáticas, estas reflejan tendencias similares, pero comparándolas con datos más recientes, los meses con las máximas temperaturas varían, aquí se obtuvo la máxima media anual en el bosque de *Quercus* en el mes de abril y el de la media mínima se registró en el mes de enero en el bosque de *Pinus* (Tabla 7), coincidiendo con Hernández y Doubler (2018) en la mínima con



registros del 2010, el mes con máximo cambio fue registrado en mayo. Así también en promedio anual de Temperatura de Aire Promedio (TAP) y Temperatura de Suelo Promedio (TSP) fue mayor en *Quercus* que en *Abies*, que contrarresta lo que se esperaba de tener valores intermedios. Sin embargo, en registros máximos y mínimos obtenidos (Fig. 15 y 17) el bosque de *Pinus* presentó los valores extremos hallando una gran oscilación térmica. Por ello puede ser que *Pinus* presentó el PPR de *H. hexastichum* más alto, influyendo de manera negativa en el proceso de acuerdo a Bontti *et al.*, (2009); Bokhorst Wardle (2013) debido a que al no tener temperaturas constantes podría causar fluctuaciones importantes de la biota.

**Tabla 7. Promedio de TAP y TSP en los tres tipos de bosque establecidos en el gradiente altitudinal en la Cuenca del Río Magdalena (CRM).**

Mes	TAP			TSP		
	<i>Pinus</i>	<i>Abies</i>	<i>Quercus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Abies</i>	<i>Quercus</i>
Nov	5.35	5.60	9.16	7.75	5.92	9.26
Dic	4.33	5.23	8.79	9.83	5.37	8.32
Ene	6.31	7.33	10.84	6.09	5.37	9.87
Feb	7.92	7.71	11.96	7.18	6.51	9.93
Marz	8.24	7.37	12.69	7.70	7.29	10.67
Abr	9.92	8.42	12.87	9.01	7.50	10.76
May	10.52	8.21	12.42	9.62	6.89	11.71
Jun	11.26	8.70	12.38	10.05	7.94	11.91
Jul	10	7.88	11.60	9.89	7.89	11.88
Ago	10.88	7.94	9.73	10.40	8.43	11.88
Sep	10.18	7.50	11.20	9.58	8.20	11.61
Oct	8.35	6.35	10.49	9.48	7.50	10.89
Prom	8.60	<b>7.35</b>	<b>11.18</b>	8.88	<b>7.07</b>	<b>10.72</b>

La diferencia entre la TAP entre *Pinus* y *Quercus* es de 3.8 °C y para TSP es de 3.6 en las medias anuales; para un estudio de diversidad de microbiota realizado por Guo y colaboradores (2012) se menciona una diferencia de temperatura media anual de 3.4 °C, la cual influyó en las comunidades microbianas y su dinámica enzimática.

Otra variable microclimática importante, que no fue registrada en las elevaciones, pero también tiene una gran influencia es la precipitación; Moore *et al.*, (1999) hallaron que

la precipitación media anual con la temperatura media anual explica la descomposición de las hojas en los ecosistemas canadienses, pero cuando existe limitación de agua como en el caso de las Grandes Llanuras en Estados Unidos es la precipitación la que explica la mayor proporción de la variabilidad de descomposición, en comparación con la temperatura o propiedades del suelo como la textura (Epstein *et al.*, 2002). En relación al régimen de lluvias, en la CRM es en verano durante los meses de mayo a octubre, ubicándose el 91% de lluvia con respecto al total anual aumentando de acuerdo a la altitud con mínimos de 1000 mm (bajas) y 1500 mm (altas), presentando de 5 a 6 meses secos y de 6 a 7 húmedos (Álvarez, 2000). El periodo de lluvias coincide con los meses en el que se observa diferencias significativas en relación a la PPR (Fig. 19), infiriendo el efecto de la precipitación en la descomposición de *H. hexastichum*, que propicia la actividad de los desintegradores (Fig.12).

En este estudio se resalta la importancia del microclima ligado al gradiente altitudinal, generalmente el análisis de la dinámica de la descomposición se hace utilizando diferentes tipos de hojarasca, en diferentes regímenes climáticos y en diferentes tipos de bosques; por lo cual resulta difícil separar la influencia del clima de la influencia de la calidad de la hojarasca. Por lo cual es necesario enfatizar cada vez más la comprensión de la influencia de estos por separado para una mejor comprensión del impacto de cada uno (Berg y McLaugherty, 2008). En los resultados mostrados de PPR evaluado mediante el gradiente altitudinal existen diferencias significativas entre el bosque de *Abies* y *Quercus* (Fig.18), lo cual corresponde a las hipótesis iniciales ya que el bosque de *Quercus* se encuentra en la parte inferior del gradiente presentando las TAP y TSP más altas, robusteciendo esto con las correlaciones en donde la mayoría de los bosques se relaciona negativamente con la TAP, TMAX, TSP y TSMM. Puesto que al aumentar estos valores la PPR disminuía, es decir, se presenta pérdida de masa.

En un estudio realizado en los bosques templados de Wuyi, China, donde se estableció un gradiente altitudinal, en la parte baja se presentó el microclima más cálido y húmedo, lo cual favoreció las actividades de descomposición y también parecía poseer una comunidad de descomponedores adaptada para consumir grandes cantidades de hojarasca, como lo indica la rápida pérdida de la misma (Wang *et al.*, 2010). En otro trabajo realizado por Bontti y colaboradores (2009) para la descomposición en pastizales en Estados Unidos se observó una correlación positiva entre la temperatura y la descomposición, donde no se encontró

déficit de agua. A pesar de que la descomposición temprana es controlada por las concentraciones de nutrientes limitantes, especialmente N y P, el suministro de calor y humedad en la hojarasca ejercerá un control sobre la velocidad a la que pueden continuar las demás fases de descomposición (Berg y McClaugherty, 2008).

En relación con la presencia de fauna en la descomposición, se ha registrado que esta varía en función al gradiente altitudinal, definido por el cambio de microclima. Rapp y Silman (2012) encontraron patrones de presencia mediante lectura de bandas de DNA, resultando una relación de aumento de diversidad bacteriana a medida que disminuye el gradiente. Cabe señalar que la descomposición de la hojarasca medida a través las bolsas de malla, muestra una incidencia en la fauna, reportándose una descomposición más lenta en las bolsas con micro malla en comparación con bolsas de malla meso y macro, lo que indica una restricción al acceso de la hojarasca a algunos detritívoros, reduciendo la pérdida de masa de la misma (Wang *et al.*, 2010). En específico para la CRM Baltazar (2011) encontró mayor riqueza de fauna del suelo en el bosque de *Quercus* resultando el ambiente más favorable dado por los altos valores en cantidad y calidad de mantillo, así como de temperatura y humedad. Observándose de modo contrario al bosque de *Pinus*, donde se presentó la menor riqueza taxonómica.

Como se demostró en el ACP robustecido con las correlaciones, realmente existe una agrupación de los tipos de bosque dado por las variables del microclima, el cual es estructurado por el gradiente altitudinal que al final influye en el proceso de descomposición comprobándose las hipótesis iniciales referentes a las variables microclimáticas puesto que, *Quercus* que se ubica en la parte inferior del gradiente presentó la tasa de descomposición más alta y el PPR de *H. hexastichum* menor, sugiriendo que las contribuciones del microclima medido a través de la descomposición *H. hexastichum* difieren notablemente en los distintos tipos de bosques presentes en la CRM, este tipo de estudios permiten analizar de manera independiente cada uno de los factores permitiendo un mayor entendimiento del funcionamiento de este proceso ecológico en diferentes sistemas, dado por el gradiente altitudinal.

## 7. CONCLUSIONES

---

El microclima es dependiente del gradiente altitudinal ya que en las tres elevaciones se observaron cambios mayores a 3 °C en relación al bosque de *Pinus* con el bosque de *Quercus*; registrándose los valores más altos de temperatura y humedad en este último, ubicado en la parte baja de gradiente.

Por si solo el microclima genera la agrupación de los bosques visto desde el ACP, donde se agrupan de acuerdo a los factores microclimáticos principalmente TSP, TAP, TAMM y TSMM.

En los tres sitios demarcados por la elevación en el gradiente altitudinal las variables edáficas mostraron mayor relación dado por el tipo de suelo que por la influencia del microclima siendo que con valores de pH mayores a 5.5 favorece la descomposición, así como con valores altos de CIC, mientras que a valores altos de densidad aparente disminuye la descomposición.

Con respecto a la relación de C/N de *H. hexastichum* se encontró que es un sustrato de baja calidad por lo que su descomposición es lenta, aunado a esto el sitio de *Pinus* en comparación con los demás fue el que conservó una mayor relación.

El efecto del microclima en la descomposición de *H. hexastichum* se ve claramente reflejado en la diferencia en los tres sitios del gradiente establecidos puesto que el bosque de *Quercus* presento la mayor pérdida de masa y la mayor tasa de descomposición, siendo el sitio que presentó el microclima más estable con los valores más altos de temperatura y humedad, factores que propician la actividad microbiana.

## 8. REFERENCIAS

---

- Acosta, M., Quednow, K., Etchevers, J., y Monreal, C. 2001. **Un método para la medición del carbono almacenado en la parte aérea de sistemas con vegetación natural e inducida en terrenos de ladera en México.** *Colegio de Postgraduados. México*, 1-11.
- Adair, E. C., Parton, W. J., Del Grosso, S. J., Silver, W. L., Harmon, M. E., Hall, S. A., Burke, C. I., y Hart, S. C. 2008. **Simple three-pool model accurately describes patterns of long-term litter decomposition in diverse climates.** *Global Change Biology*, Vol 14(11), 2636-2660.
- Adams, J. 2009. **Vegetation-climate interaction: how plants make the global environment.** *Springer Science & Business Media*, 22-25.
- Adapa, P., Tabil, L. y Schoenau, G. 2009. **Compaction characteristics of barley, canola, oat and heat straw.** *Biosystems Eng.* Vol. 104, 335-344.
- Aerts, R. 1997. **Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship.** *Oikos* 79: 439-449.
- Aerts, R. 2006. **The freezer defrosting: global warming and litter decomposition rates in cold biomes.** *Journal of Ecology*, Vol. 94(4), 713-724.
- Almeida-Leñero, L., Aguilar, Z. V. y Jujnovsky, O. J. 2018. **Medio natural** En: Almeida-Leñero, L., Carmona, J. y Cantoral, E. (eds.) *Historia Natural y Cultural de la Cuenca del Río Magdalena*, Distrito Federal, México. 18-19.
- Almeida-Leñero, L., Jujnovsky, J., Ramos, A., Espinosa, M., de Jesús Ordoñez, M., y Nava, M. 2007. **Manejo integral del ecosistema en la cuenca del río Magdalena.** *Gaceta ecológica N E.*, 84-85.
- Álvarez, J. 2001. **Descomposición y ciclo de nutrientes, en ecosistemas terrestres de México.** *Acta Zoológica Mexicana*, 11-27.
- Álvarez, J., y Harmon, M. E. 2003. **Descomposición de hojarasca: hojas y madera.** *Ecología del suelo en la selva tropical húmeda de México*, 108-122.
- Álvarez, K. 2000. **Geografía de la educación ambiental: algunas propuestas de trabajo en el Bosque de los dinamos, Área de Conservación Ecológica de la Delegación Magdalena Contreras.** Tesis de licenciatura en Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, UNAM, México.
- Ávila-Akerberg, V. 2002. **La vegetación de la cuenca alta del río Magdalena: un enfoque florístico, fitosociológico y estructural.** Tesis, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, DF, 112.

- Ayres, E., Steltzer, H., Simmons, B.L., Simpson, R.T., Steinweg, J.M. y Wallenstein, M.D. 2009. **Home-field advantage accelerates leaf litter decomposition in forests.** *Soil Biology & Biochemistry*, Vol. 41, 606–610.
- Babbar, L. I. y Ewel, J. J. 1989. **Descomposición del follaje en diversos ecosistemas sucesionales tropicales.** *Biotropica*, 20-29.
- Baldrian, P. 2017. **Microbial activity and the dynamics of ecosystem processes in forest soils.** *Current Opinion in Microbiology*, Vol. 37, 128-134.
- Baltazar, O. E., 2011. **Variación espacio-temporal de la meso y macrofauna del mantillo de la Cuenca Alta del Río Magdalena.** Tesis de Licenciatura en Biología. México. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Balvanera, P., Cotler, H., Aburto-Oropeza, O., Aguilar-Contreras, A., Aguilera-Peña, M., Aluja, M., Andrade-Cetto, A., Arroyo-Quiroz, I., Ashworth, L., Astier, M., Avila, P., Bitrán-Bitrán, D., Camargo, T., Campo, J., Cárdena-Gonzalez, B., Casas, A., Díaz-Fleisher, F., Etchevers, J. D., Ghillardi, A., González-Padilla, E., Guevara, C., López-Sagástegui, J., Martínez, O. , Masera, M., Mazari, A., Nadal, D., Pérez-Salicrup, R., Gil-Salcido, M., Quesada, J., Ramos-Eloduy, A., Robles-González, H., Rodríguez, J., Rull, C.H, Vergara, S., Solalpa-Molina, L., Zambrano, L. y Zarco, A. 2009, **Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos.** Dirzo, R., González, R. (Eds.), *Capital natural de México*, Vol. 2: Estado de conservación y tendencias de cambio, CONABIO, México, D.F. 185-245
- Bardgett, R. 2005. **The biology of soil: a community and ecosystem approach.** *Oxford University Press*, 59-61
- Barry, R. G. y Blanken, P. 2016. **Microclimate and local climate.** *Cambridge University Press*, 25-30.
- Beer, C., Reichstein, M., Tomelleri, E., Ciais, P., Jung, M., Carvalhais, N., Rödenbeck, C., Arain, M.A., Baldocchi, D., Bonan, G. B. y Bondeau, A. 2010. **Terrestrial gross carbon dioxide uptake: global distribution and covariation with climate.** *Science*, Vol 329 (5993), 834-838.
- Berg, B. 2017. **Decomposing litter; limit values; humus accumulation, locally and regionally.** *Applied Soil Ecology*. 15-35
- Berg, B. y Laskowski, R. 2005. **Decomposers: soil microorganisms and animals.** *Advances in Ecological Research*, 38, 73-100.
- Berg, B. y McLaugherty, C. 2008. **Plant litter.** Decomposition, humus formation, carbon sequestration. 2nd Ed *Springer*, 15-28.
- Berg, B. 2000. **Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils.** *Forest ecology and Management*, Vol. 133(1-2), 13-22.

- Black, T. A., Chen, W. J., Barr, A. G., Arain, M. A., Chen, Z., Nesic, Z. y Yang, P. C. 2000. **Increased carbon sequestration by a boreal deciduous forest in years with a warm spring.** *Geophysical Research Letters*, Vol. 27(9), 1271-1274.
- Bokhorst, S. y Wardle, D. A. 2013. **Microclimate within litter bags of different mesh size: Implications for the ‘arthropod effect’ on litter decomposition.** *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 58, 147-152.
- Bolaños, X. C., Martínez, A. G., Moreano, M. R. y Brand, A. L. 2010. **Montaje y Validación del Método de Análisis por Combustión y Detección por Infrarrojo no dispersivo para Determinación de Carbono Orgánico Total (Cot).** *Revista Luna Azul*, 10-23.
- Bontti, E. E., Decant, J. P., Munson, S. M., Gathany, M. A., Przeszlowska, A., Haddix, M. L. y Harmon, M. E. 2009. **Litter decomposition in grasslands of central North America (US Great Plains).** *Global Change Biology*, Vol. 15(5), 1356-1363.
- Bot, A. y Benites, J. 2005. **The importance of soil organic matter: Key to drought-resistant soil and sustained food production.** *Food & Agriculture Organization (FAO)*, Vol. 80. <http://www.fao.org/3/a0100e/a0100e00.htm#Contents>. Fecha de acceso:02-04-2018.
- Brady, N. C. y Weil, R. R. 2017. **The nature and properties of soils.** *Pearson*. 356-385.
- Burgess, M. S., Mehuys, G. R. y Madramootoo, C. A. 2002. **Decomposition of grain-corn residues (Zea mays L.): A litterbag study under three tillage systems.** *Canadian Journal of Soil Science*, Vol. 82(2), 127-138.
- Buyanovsky, G. A. y Wagner, G. H. 1996. **Crop residue input to soil organic matter on Sanborn Field. Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems: Long-Term Experiments in North America** (Paul EA, Paustian K, Elliot ET, Cole CV, eds.). *CRPC Press Inc.*, Boca Raton, FL, 73-84.
- Calder, I.R. 2001. **Canopy processes: implications for transpiration, interception and splash induced erosion, ultimately for forest management and water resources.** *Plant Ecology*, Vol. 153, 203– 214.
- Challenger, A. y Soberón, J. 2008. **Los ecosistemas terrestres.** Sarukhán, J. (coord. gral.). *Capital natural de México: Conocimiento actual de la biodiversidad*, Vol. I. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., México. 87-108.
- Chapin, F. S., Matson, P. A. y Vitousek, P. 2011. **Principles of terrestrial ecosystem ecology.** *Springer Science y Business Media*, 350-370.
- Cornell University Cooperative Extension (CUCE). 2007. **Cation Exchange Capacity (CEC).** Agronomy Fact Sheet Series # 22. Department of Crop and Soil Sciences, *College of Agriculture and Life Sciences*, Cornell University.
- Couteaux, M. M., Bottner, P. y Berg, B. 1995. **Litter decomposition, climate and litter quality.** *Trends in Ecology y Evolution*, Vol. 10 (2), 63-66.

- Cruz, H. L. y Geissert, K. D. 2000. **Carga eléctrica de los Andisoles del Cofre de Perote, Veracruz, México.** *Terra Latinoamericana*, Vol. 18(2), 116.
- Dilly, O., Bloem, J., Vos, A. y Munch, J.C. 2004. **Bacterial diversity in agricultural soils during litter decomposition.** *Appl Environ Microbiol*, Vol. 70, 468–474.
- Elith, J. y Leathwick, J.R. 2009. **Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time.** *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, Vol. 40, 677 – 697.
- Epstein, H. E., Burke, I. C. y Lauenroth, W. K. 2002. **Regional patterns of decomposition and primary production rates in the US Great Plains.** *Ecology*, 83(2), 320-327.
- Ernst, W. H. O. 2004. **Vegetation, organic matter and soil quality.** *Developments in Soil Science*, Vol. 29, 41-98.
- Espinosa, L., Peralta, R. A. y Romero, C.T. 2015. **Ciclos biogeoquímicos.** En: Gay, C. y García, C. A., *Reporte Mexicano de Cambio Climático (RMCC) GRUPO I Bases Científicas. Modelos y Modelación.* Universidad Nacional Autónoma de México/ Programa de Investigación en Cambio Climático, 157-162.
- Ezcurra, E. y Becerra, J. 1987. **Experimental decomposition of litter in a Tamaulipan cloud forest, A comparison of four simple models.** *Biotropic*, 290–296.
- Faber, J., Quadros, A. F. y Zimmer, M. 2018. **A Space-For-Time approach to study the effects of increasing temperature on leaf litter decomposition under natural conditions.** *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 123, 250-256.
- Facelli J. M. y Pickett T. A. 1991. **Plant litter, its dynamics and effects on plant community structure.** *The Botanical Review*, Vol. 57(1), 11-32.
- Fenn, M. E., Perea-Estrada, V. M., De Bauer, L. I., Perez-Suarez, M., Parker, D. R., y Cetina-Alcalá, V. M. 2006. **Nutrient status and plant growth effects of forest soils in the Basin of Mexico. Environmental pollution,** Vol. 140(2), 187-199.
- Food and Agriculture Organization (FAO). 2018. **El estado de los bosques del mundo - Las vías forestales hacia el desarrollo sostenible.** Roma. 65-68. <http://www.fao.org/3/I9535ES/i9535es.pdf>. Fecha de acceso: 04 de abril de 2018
- Galeana, P.J., Corona, R. N. y Ordóñez, D. J. 2009. **Análisis dimensional de la cobertura vegetal-uso de suelo en la Cuenca del Río Magdalena.** *Ciencia forestal en México*, Vol. 34(105), 135-156.
- Griffiths, R. P., Madritch, M. D., y Swanson, A. K. 2009. **The effects of topography on forest soil characteristics in the Oregon Cascade Mountains (USA): Implications for the effects of climate change on soil properties.** *Forest Ecology and Management*, Vol. 257(1), 1-7.



- Guggenberger, G. 2005. **Humification and mineralization in soils**. En: Microorganisms in soils: Roles in Genesis and Functions. *Springer*, Berlin, Heidelberg, 85-106.
- Guo, Q., Hu, Z., Li, S., Li, X., Sun, X. y Yu, G. 2012. **Spatial variations in aboveground net primary productivity along a climate gradient in Eurasian temperate grassland: effects of mean annual precipitation and its seasonal distribution**. *Global Change Biology*, Vol. 18(12), 3624-3631.
- Hättenschwiler, S. y Gasser, P. 2005. **Soil animals alter plant litter diversity effects on decomposition**. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, Vol 102 (5), 1519-1524.
- Hättenschwiler, S., Tiunov, A.V. y Scheu, S. 2005. **Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems**. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, Vol. 36, 191-218.
- Hazelton, P. y Murphy, B. 2007. **Interpreting soil test results: what do all the numbers mean?**. *CSIRO publishing*, 63-67.
- Hernández, C. E. y Dobler, M. E. 2018. **Clima**. En: Almeida-Leñero, L., Carmona, J. y Cantoral, E. (eds.) *Historia Natural y Cultural de la Cuenca del Río Magdalena*, Distrito Federal, México. 32-40.
- Ilek, A., Kucza, J. y Szostek, M. 2017. **The effect of the bulk density and the decomposition index of organic matter on the water storage capacity of the surface layers of forest soils**. *Geoderma*, Vol. 285, 27-34.
- Jackson, M. L. 1982. **Análisis químicos de suelos**. *Editorial Omega*, Barcelona, España, 320.
- Johnson, J. M. F., Barbour, N. W. y Weyers, S. L. 2007. **Chemical composition of crop biomass impacts its decomposition**. *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 71(1), 155-162.
- Jujnovsky, J. 2006. **Servicios ecosistémicos relacionados con el recurso agua en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México**. Tesis de Maestría en Biología Ambiental, Facultad de Ciencias, UNAM, México, 75-76.
- Kalisz, P. J. y Stone, E. L. 1980. **Cation Exchange Capacity of Acid Forest Humus Layers**. *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 44(2), 407-413.
- Karberg, N. J., Scott, N. A. y Giardina, C. P. 2008. **Methods for estimating litter decomposition. In Field measurements for forest carbon monitoring**. *Springer, Dordrecht*, 103-111.
- Karberg, N.J., Scott, N.A., y Giardina, C.P. 2008. **Methods for estimating litter decomposition**. Hoover CM ed. Field measurement for forest carbon monitoring. Nueva York, NY, USA. Springer. 103-111.
- Keiser, A. D. y Bradford, M. A. 2017. **Climate masks decomposer influence in a cross-site litter decomposition study**. *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 107, 180-187.

- Lal, R. 2005. **Forest soils and carbon sequestration**. *Forest ecology and management*, Vol 220, 242-258.
- Lambers, H., Chapin III, F. S. y Pons, T. L. 2008. **Photosynthesis, respiration, and long-distance transport**. *Plant physiological ecology*. Springer New York, 11-99.
- Landon, J. R. 1991. **Booker tropical soil manual: a handbook for soil survey and agricultural land evaluation in the tropics and subtropics**. Routledge. USA, 450.
- Landon, J. R. 2013. **Booker tropical soil manual: a handbook for soil survey and agricultural land evaluation in the tropics and subtropics**. *Routledge*. Oxon, England, 60-61.
- Lavelle, P. y Spain, A. V. 2001. **Soil ecology**. *Kluwer Academic Publishers*. Springer, Netherlands, 359-362.
- Lavelle, P., Blanchart, E., Martin, A., Martin, S. y Spain, A. 1993. **A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics**. *Biotropica*, 130-150.
- León, J.D., 2011. **Distribución espacial de las propiedades físico-químicas del suelo y su relación con diferentes variables ambientales en los bosques de *Pinus hartwegii* y *Abies religiosa*, en la cuenca del río Magdalena, D.F.** Tesis de Licenciatura en Geografía. México. Facultad de Filosofía y Letras. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Linn, D.M. y Doran, J.W. 1984. **Effect of water-filled pore space carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils**. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Vol. 48, 1267-1272.
- Liski, J., Nissinen, A. R. I., Erhard, M. y Taskinen, O. 2003. **Climatic effects on litter decomposition from arctic tundra to tropical rainforest**. *Global Change Biology*, Vol. 9 (4), 575-584.
- Livesley, S. J., McPherson, E. G. y Calfapietra, C. 2016. **The urban forest and ecosystem services: Impacts on urban water, heat, and pollution cycles at the tree, street, and city scale**. *Journal of environmental quality*, Vol. 45(1), 119-124.
- Lloyd, J. y Taylor, J. A. 1994. **On the temperature dependence of soil respiration**. *Functional ecology*, 315-323.
- Lovett, G. M., Cole, J. J. y Pace, M. L. 2006. **Is net ecosystem production equal to ecosystem carbon accumulation?** *Ecosystems*, Vol. 9(1), 152-155.
- Luo, Y. y Zhou, X. 2010. **Soil respiration and the environment**. *Elsevier*. E.U.A. 340-342.
- Mani, S., Merino, A., García-Oliva, F., Riotte, J., Sukumar, R. 2017. **Soil properties and organic matter quality in relation to climate and vegetation in southern Indian tropical ecosystems**. *Soil Research*, Vol. 56, 80-90.

- Martínez, E., Fuentes, J. P. y Acevedo, E. 2008. **Carbono orgánico y propiedades del suelo**. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, Vol. 8(1), 68-96.
- Martínez-Yrizar, A. 1980. **Tasas de descomposición de materia orgánica foliar de especies arbóreas de selvas en clima estacional**. Tesis, UNAM, Ciudad de México, México.
- Maya, Y. y Arriaga, L. 1996. **Litterfall and phenological patterns of the dominant over storey species of a desert scrub community in north-western Mexico**. *Journal of Arid Environments*, Vol. 34, 23–35.
- McCauley, A., Jones, C. y Jacobsen, J. 2017. **Soil pH and organic matter**. *Nutrient management*, Vol. 8, 1-12.
- Meentemeyer, V., Box, E. O. y Thompson, R. 1982. **World patterns and amounts of terrestrial plant litter production**. *BioScience*, Vol. 32(2), 125-128.
- Melillo, J. M., McGuire, A. D., Kicklighter, D. W., Moore, B., Vorosmarty, C. J. y Schloss, A. L. 1993. **Global climate change and terrestrial net primary production**. *Nature*, Vol 363(6426), 234-240.
- Moore, T. R., Trofymow, J. A., Taylor, B., Prescott, C., Camire, C., Duschene, L., Fyles, J., Kozak, L., Kranabetter, M., Morrison, I., Siltanen, M., Smith, S., Tito, B., Visser, S., Wein, R. y Zoltai, S. 1999. **Litter decomposition rates in Canadian forests**. *Global Change Biology*, Vol. 5(1), 75-82.
- Moorhead, D. L. y Sinsabaugh, R. L. 2006. **A theoretical model of litter decay and microbial interaction**. *Ecological Monographs*, Vol. 76 (2), 151-174.
- Moreno, V. M., Domínguez, G.T., Alvarado, D. S., Colín, J. G., Corral, R. S. y González, R. H. 2018. **Aporte y descomposición de hojarasca en bosques templados de la región de El Salto, Duintervalo**. *Revista mexicana de ciencias forestales*, Vol. 9(47), 70-93.
- Murphy, D. V., Cookson, W. R., Braimbridge, M., Marschner, P., Jones, D. L., Stockdale, E. A., y Abbott, L. K. 2011. **Relationships between soil organic matter and the soil microbial biomass (size, functional diversity, and community structure) in crop and pasture systems in a semi-arid environment**. *Soil Research*, Vol. 49(7), 582-594.
- Murphy, K. L., Burke, I. C., Vinton, M. A., Lauenroth, W. K., Aguiar, M. R., Wedin, D. A. y Lowe, P. N. 2002. **Regional analysis of litter quality in the central grassland region of North America**. *Journal of Vegetation Science*, Vol. 13 (3), 395-402.
- Olson, J. 1963. **Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems** *Ecology*, Vol. 44(2) 322-331.
- Olvera, C. F., Rodríguez-Sanoja, R., Prieto, G. F., y Román, G. A. D. 2012. **Caracterización física y química proximal de paja, grano y almidón de cebada de la variedad esmeralda**. *Bio/Technol*, Vol. 16, 9-20.

- Osono, T., Hagiwara, Y. y Masuya, H. 2011. **Effects of temperature and litter type on fungal growth and decomposition of leaf litter.** *Mycoscience*, Vo. 52(5), 327-332.
- Pan, Y., Birdsey ,R.A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., Kurz, W.A., Phillips, O.L., Shvidenko, A., Lewis, S.L., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Pacala, S.W., McGuire, A.D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., Hayes, D. 2011. **A large and persistent carbon sink in the world's forests.** *Science*, Vol 333, 988–993.
- Parmesan, C., Root, T. L. y Willig, M. R. 2000. **Impacts of extreme weather and climate on terrestrial biota.** *Bulletin of the American Meteorological Society*, Vol. 81(3), 443-450.
- Parra, M.A., Fernández-Escobar, R., Navarro, C. y Arquero, O. 2003. **Los suelos y la fertilización del olivar cultivado en zonas calcáreas.** *Mundi-Prensa*, España, 256.
- Peršoh, D. 2015. **Plant-associated fungal communities in the light of meta'omics.** *Fungal Diversity*, 75, 1-25.
- Pocknee, S. y Sumner, M. E. 1997. **Cation and nitrogen contents of organic matter determine its soil liming potential.** *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 61(1), 86-92.
- Porta, C. J., Reguerín, L. M. y Laburu. R. C. 2008. **Edafología: Para La Agricultura y El Medio Ambiente.** *Ediciones Mundi-Prensa*. Madrid, 251-261.
- Prescott, C. E. 2005. **Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know?.** *Forest Ecology and Management*, Vol. 220, 66-74.
- Pritchett, W. L. 1991. **Suelos forestales: propiedades, conservación y mejoramiento.** Ed. *Limusa*. 2° ed. México, 26-32.
- Rapp, J. M. y Silman, M. R. 2012. **Diurnal, seasonal, and altitudinal trends in microclimate across a tropical montane cloud forest.** *Climate Research*, Vol. 55(1), 17-32.
- Rousk, J., Brookes, P. C. y Bååth, E. 2009. **Contrasting soil pH effects on fungal and bacterial growth suggest functional redundancy in carbon mineralization.** *Appl. Environ. Microbiol.*, Vol. 75(6), 1589-1596.
- Rousk, J., Brookes, P. C. y Bååth, E. 2010. **Investigating the mechanisms for the opposing pH relationships of fungal and bacterial growth in soil.** *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 42(6), 926-934.
- Rousk, J., Brookes, P. C. y Bååth, E. 2011. **Fungal and bacterial growth responses to N fertilization and pH in the 150-year 'Park Grass' UK grassland experiment.** *FEMS Microbiology Ecology*, Vol. 76(1), 89-99.

- Roxburgh, S. H., Berry, S. L., Buckley, T. N., Barnes, B. y Roderick, M. L. 2005. **What is NPP? Inconsistent accounting of respiratory fluxes in the definition of net primary production.** *Functional Ecology*, 19(3), 378-382.
- Santibañez, G. 2009. **Composicion y estructura del bosque de *Abies religiosa* en función de la heterogeneidad ambiental y determinación de su grado de conservación en la cuenca del Río Magdalena, México, D.F.** Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, 120-125.
- Schimel, D. S., Enting, I. G., Heimann, M., Wigley, T. M. L., Raynaud, D., Alves, D. y Siegenthaler, U. 2000. **CO<sub>2</sub> and the carbon cycle.** En: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Report, "Climate Change, 1994". The carbon cycle, 7-36.
- Schlesinger, W. H. 1991. **Biogeochemistry: an analysis of global change.** *Academic press*. 165-167.
- Schlesinger, W. H. y Andrews, J. A. 2000. **Soil respiration and the global carbon cycle.** *Biogeochemistry*, Vol. 48(1), 7-20.
- Schomberg, H. H., Steiner, J. L. y Unger, P. W. 1994. **Decomposition and nitrogen dynamics of crop residues: residue quality and water effects.** *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 58(2), 372-381.
- Schowalter, T. D. 2006. **Insect ecology: an ecosystem approach.** *Academic Press*. 347-349.
- Scowcroft, P. G., Turner, D. R. y Vitousek, P. M. 2000. **Decomposition of *Metrosideros polymorpha* leaf litter along elevational gradients in Hawaii.** *Global Change Biology*, Vol. 6(1), 73-85.
- Seibert, J., Stendahl, J. y Sørensen, R. 2007. **Topographical influences on soil properties in boreal forests.** *Geoderma*, Vol. 141(1-2), 139-148.
- Shanks, R. E. y Olson, J. S. 1961. **First-year breakdown of leaf litter in southern Appalachian forests.** *Science*, Vol. 134 (3473), 194-195.
- Siebe, Ch., Jahn, R. y Stahr, K. 2006. **Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo.** UNAM, 2<sup>nd</sup> Edición.
- Singh, J. S. y Gupta, S. R. 1977. **Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems.** *The botanical review*, Vol. 43(4), 449-528.
- Siry, J. P., Cubbage, F. W. y Ahmed, M. R. 2005. **Sustainable forest management: global trends and opportunities.** *Forest policy and Economics*, 7(4), 551-561.

- Smith, V. C. y Bradford, M. A. 2003. **Litter quality impacts on grassland litter decomposition are differently dependent on soil fauna across time.** *Applied Soil Ecology*, Vol. 24(2), 197-203.
- Staff, S. S. 2017. **Soil survey manual.** United States Department of Agriculture (USDA) *Handbook* No. 18, 198-199.
- Stotzky, G. 1966. **Influence of clay minerals on microorganisms: III. Effect of particle size, cation exchange capacity, and surface area on bacteria.** *Canadian Journal of Microbiology*, Vol. 12(6), 1235-1246.
- Stoutjesdijk, P. H. y Barkman, J. J. 2014. **Microclimate, vegetation & fauna.** *Brill*.31-38.
- Sun, Z., Wang, X., Yamamoto, H., Tani, H., Zhong, G. y Yin, S. 2018. **An attempt to introduce atmospheric CO<sub>2</sub> concentration data to estimate the gross primary production by the terrestrial biosphere and analyze its effects.** *Ecological Indicators*, 84, 218-234.
- Swift, M. J., Heal, O. W. y Anderson, J. M. 1979. **Decomposition in terrestrial ecosystems.** *Univ. of California Press*, Vol. 5, 5-10.
- Taggart, R. E. y Cross, A. T. 2009. **Global greenhouse to icehouse and back again: The origin and future of the Boreal Forest biome.** *Global and Planetary Change*, Vol 65(3-4), 115-121.
- Tateno, R. y Takeda, H. 2003. **Forest structure and tree species distribution in relation to topography-mediated heterogeneity of soil nitrogen and light at the forest floor.** *Ecological Research*, 18(5), 559-571.
- Tuomi, M., Thum, T., Järvinen, H., Fronzek, S., Berg, B., Harmon, M. y Liski, J. 2009. **Leaf litter decomposition—estimates of global variability based on Yasso 07 model.** *Ecological Modelling*, Vol. 220 (23), 3362-3371.
- Van Cleve, K. y Moore, T. A. 1978. **Cumulative Effects of Nitrogen, Phosphorus, and Potassium Fertilizer Additions on Soil Respiration, pH, and Organic Matter.** *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 42(1), 121-124.
- Voříšková, J., Brabcová, V., Cajthaml, T. y Baldrian, P. 2014. **Seasonal dynamics of fungal communities in a temperate oak forest soil.** *New Phytol*, 269–278.
- Wall, D.H., M.A. Bradford, M.G. St. John, J.A. Trofymow, V. Behan-Pelletier. 2008. **Global decomposition experiment shows soil animal impacts on decomposition are climate-dependent.** *Global Change Biology*, Vol. 14 (11), 2661-2677.
- Wang, S., Ruan, H. y Han, Y. 2010. **Effects of microclimate, litter type, and mesh size on leaf litter decomposition along an elevation gradient in the Wuyi Mountains, China.** *Ecological research*, Vol. 25(6), 1113-1120.

- Wardle, D. A. 2006. **The influence of biotic interactions on soil biodiversity.** *Ecology letters*, Vol 9(7), 870-886.
- Wieder, R.K., Lang, G.E. 1982. **A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags.** *Ecology*. Vol. 63, 1636-1642.
- Xiao, D., Huang, Y., Feng, S., Ge, Y., Zhang, W., He, X. y Wang, K. 2018. **Soil organic carbon mineralization with fresh organic substrate and inorganic carbon additions in a red soil is controlled by fungal diversity along a pH gradient.** *Geoderma*, 321, 79-89.
- Xu, M. y Shang, H. 2016. **Contribution of soil respiration to the global carbon equation.** *Journal of Plant Physiology*, 203, 16-28.
- Yang, X., Yang, Z., Warren, M. W. y Chen, J. 2012. **Mechanical fragmentation enhances the contribution of Collembola to leaf litter decomposition.** *European journal of soil biology*, Vol. 53, 23-31.
- Zhang, D., Hui, D., Luo, Y. y Zhou, G. 2008. **Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors.** *Journal of Plant Ecology*, Vol. 1(2), 85-93.
- Zhang, D., Hui, D., Luo, Y. y Zhou, G. 2008. **Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors.** *Journal of Plant Ecology*, Vol. 1(2), 85-93.
- Zhang, Y., Xiao, X., Wu, X., Zhou, S., Zhang, G., Qin, Y. y Dong, J. 2017. **A global moderate resolution dataset of gross primary production of vegetation for 2000–2016.** *Scientific data*, Vol. 4, 170165.

## 9. ANEXOS

Resultados del ANdeVA de dos vías tiempo-PPR% para los tres sitios.

Sitio	Tiempo (días)	PPR (%)	1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Pinus</i>	0	88.88	A							
<i>Abies</i>	0	89.75	A							
<i>Quercus</i>	0	87.38	A							
<i>Abies</i>	46	81.70		B						
<i>Quercus</i>	46	79.34		B						
<i>Abies</i>	90	80.78		B						
<i>Abies</i>	141	80.09		B						
<i>Pinus</i>	46	80.83		B	C					
<i>Quercus</i>	90	78.42		B	C					
<i>Pinus</i>	90	79.91		B	C	D				
<i>Pinus</i>	141	79.22		B	C	D				
<i>Quercus</i>	141	77.73		B	C	D	E			
<i>Abies</i>	216	75.50		B	C	D	E			
<i>Quercus</i>	216	73.14			C	D	E	F		
<i>Abies</i>	284	72.31				D	E	F	G	
<i>Pinus</i>	341	67.75					E	F	G	
<i>Pinus</i>	284	71.44					E	F	G	
<i>Pinus</i>	216	74.63					E	F	G	
<i>Quercus</i>	284	69.95						F	G	H
<i>Abies</i>	341	68.62							G	H
<i>Quercus</i>	341	66.26								H



Tabla Valores eigenvalue, varianza total y acumulada de los diez ejes resultantes para PPR% y factores del microclima

	<b>Eigenvalue</b>	<b>Varianza total %</b>	<b>Acumulado Eigenvalue</b>	<b>Varianza acumulada %</b>
<b>1</b>	3.719001	37.19001	3.71900	37.1900
<b>2</b>	2.439377	24.39377	6.15838	61.5838
<b>3</b>	1.522330	15.22330	7.68071	76.8071
<b>4</b>	1.042109	10.42109	8.72282	87.2282
<b>5</b>	0.606387	6.06387	9.32920	93.2920
<b>6</b>	0.309654	3.09654	9.63886	96.3886
<b>7</b>	0.190642	1.90642	9.82950	98.2950
<b>8</b>	0.087521	0.87521	9.91702	99.1702
<b>9</b>	0.059476	0.59476	9.97650	99.7650
<b>10</b>	0.023503	0.23503	10.00000	100.0000

Tabla de contribución

<b>Variable</b>	<b>Eje 1</b>	<b>Eje 2</b>	<b>Eje 3</b>	<b>Eje 4</b>	<b>Eje 5</b>	<b>Eje 6</b>	<b>Eje 7</b>	<b>Eje 8</b>	<b>Eje 9</b>	<b>Eje 10</b>
<b>PPR</b>	0.1023	0.0228	0.0071	0.7536	0.0329	0.0007	0.0760	0.0018	0.0025	0.0002
<b>TAP</b>	0.1315	0.0292	0.1854	0.0374	0.0027	0.1495	0.0365	0.0063	0.1400	0.2816
<b>TAMX</b>	0.0162	0.3168	0.0348	0.0000	0.0061	0.2942	0.0021	0.0378	0.0855	0.2065
<b>TAMM</b>	0.1213	0.1609	0.0198	0.0073	0.0001	0.1064	0.0010	0.3559	0.0108	0.2166
<b>HRAP</b>	0.1040	0.0002	0.2870	0.0036	0.0248	0.1072	0.3932	0.0013	0.0089	0.0699
<b>HRAMX</b>	0.0269	0.0636	0.2260	0.1526	0.4274	0.0041	0.0905	0.0062	0.0006	0.0021
<b>HRAMM</b>	0.1310	0.0637	0.0705	0.0222	0.2137	0.0003	0.2540	0.1766	0.0411	0.0269
<b>TSP</b>	0.1870	0.0492	0.0164	0.0076	0.0016	0.1822	0.1148	0.1026	0.1732	0.1655
<b>TSMX</b>	0.0087	0.2937	0.0206	0.0098	0.2402	0.0940	0.0186	0.3091	0.0006	0.0047
<b>TSMM</b>	0.1711	0.0000	0.1324	0.0060	0.0505	0.0615	0.0133	0.0023	0.5367	0.0262

Tabla de correlaciones

<b>Variable</b>	<b>Eje 1</b>	<b>Eje 2</b>	<b>Eje 3</b>	<b>Eje 4</b>	<b>Eje 5</b>	<b>Eje 6</b>	<b>Eje 7</b>	<b>Eje 8</b>	<b>Eje 9</b>	<b>Eje 10</b>
<b>PPR</b>	0.642	0.237	-0.109	0.700	0.137	0.013	-0.105	-0.015	-0.014	0.002
<b>TAP</b>	-0.728	-0.268	-0.555	0.156	0.040	-0.192	0.073	-0.027	0.102	0.105
<b>TAMX</b>	0.255	-0.884	-0.241	-0.001	0.059	-0.269	-0.017	-0.066	-0.079	-0.090
<b>TAMM</b>	-0.699	0.630	-0.181	0.069	0.006	-0.162	-0.012	0.203	0.028	-0.092
<b>HRAP</b>	-0.647	-0.021	0.691	-0.048	0.119	-0.162	-0.238	-0.012	-0.026	0.052
<b>HRAMX</b>	-0.329	-0.396	0.613	0.315	-0.495	-0.032	0.114	0.027	0.007	-0.009
<b>HRAMM</b>	-0.726	0.397	0.342	0.120	0.350	-0.008	0.192	-0.143	-0.055	-0.032
<b>TSP</b>	-0.868	-0.348	-0.165	0.070	-0.030	0.212	-0.129	-0.109	0.113	-0.080
<b>TSMX</b>	-0.187	-0.851	0.185	0.080	0.371	0.152	0.052	0.189	-0.007	0.014
<b>TSMM</b>	-0.830	-0.004	-0.469	0.062	-0.170	0.123	-0.044	0.016	-0.199	0.032