



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales
Maestría en Recursos Bióticos

**ALMACENAMIENTO DE CARBONO EN BOSQUES TEMPLADOS DE LA
RESERVA DE LA BIOSFERA SIERRA GORDA**

Opción de titulación
Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el Grado de
Maestría en Recursos Bióticos

Presenta:
L. B. María Concepción Ledesma Colunga

Dirigido por:
Dr. Aurelio Guevara Escobar

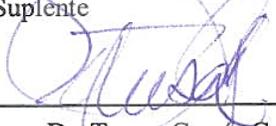
Dr. Aurelio Guevara Escobar
Presidente

Dr. Victor Hugo Cambrón Sandoval
Secretario

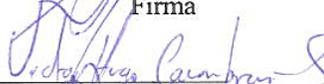
M. en G. Hugo Luna Soria
Vocal

Dr. Humberto Suzán Azpiri
Suplente

Dr. Israel G. Carrillo Angeles
Suplente


Dr. Teresa García Gasca
Director de la Facultad


Firma


Firma


Firma


Firma


Firma


Dr. Ma. Guadalupe F. Loarca Piña
Director de Investigación y Posgrado

Centro Universitario
Querétaro, Qro.
Noviembre de 2015

RESUMEN

Los ecosistemas forestales son considerados como los mayores depósitos de carbono terrestre del planeta. Mediante la fotosíntesis fijan CO₂, lo transforman en nutrientes y lo almacenan en forma de biomasa como hojas, ramas, fuste y raíces. Estimaciones confiables de biomasa y carbono, son esenciales para evaluar el manejo, conservación y aprovechamiento de los ecosistemas forestales. Los objetivos de este trabajo fueron cuantificar las reservas de carbono en biomasa aérea, de los bosques templados de la reserva de la biosfera Sierra Gorda (RBSG), y explorar el índice de área foliar (IAF), como estimador espacial del contenido de carbono. Mediante un muestreo estratificado, se seleccionaron aleatoriamente 118 parcelas de 50 x 50 m. De acuerdo a la metodología VM0006 del REDD+, se cuantificó la biomasa aérea y en hojarasca. La primera se estimó mediante un método no destructivo, con la ecuación del valor comercial de fuste. La biomasa en hojarasca se determinó con el protocolo de monitoreo del Global Forest Carbon Research Initiative. La concentración de carbono en biomasa se cuantificó con la técnica de oxidación catalítica a alta temperatura. Especialmente la información se extrapoló con un método de interpolación geoespacial y un método de predicción de carbono a partir IAF remoto, ajustado en función del IAF terrestre. El contenido promedio de biomasa en las coníferas fue de 0.45 Mg árbol⁻¹, con una acumulación de hojarasca de 6.23 Mg ha⁻¹ año⁻¹; y de 0.66 Mg árbol⁻¹ en las latifoliadas, con 7.98 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en hojarasca. A nivel comunidad se encontraron diferencias significativas entre el promedio de biomasa aérea del bosque de encino (93 Mg ha⁻¹) con el promedio del bosque de pino (44 Mg ha⁻¹) (Wilcoxon, P=0.0038). La concentración de carbono en biomasa aérea y hojarasca osciló entre 44% y 48%. No se encontró correlación entre el estimado de carbono en biomasa aérea con el IAF remoto ajustado. De acuerdo al estimado bruto, la RBSG almacenó ~11,339 Gg de biomasa y ~5,036 Gg de carbono al momento de este trabajo. Estos resultados evidenciaron el potencial de los bosques templados de la RBSG, como reservorios de carbono.

(Palabras clave: Sierra Gorda, bosque templado, biomasa aérea, carbono, índice de área foliar)

SUMMARY

Forest ecosystems are considered as the largest terrestrial carbon pool on the planet. They fix CO₂ through photosynthesis, and convert it to nutrients and store it as biomass such as leaves, branches, trunk and roots. Reliable estimates of biomass and carbon, are essential for assessing management, conservation and use of forest ecosystems. The aims of this work were quantify the carbon stocks in aboveground biomass from the temperate forests of the biosphere reserve Sierra Gorda (BRSG), and explore the leaf area index (LAI) as a spatial estimator of the carbon stock. Were selected 118 plots of 50 x 50 m, using a stratified random sampling. The aboveground biomass of the trees and litterfall were quantified, according the VM0006 REDD+ methodology. The biomass was estimated with a non-destructive method, based on the commercial stem equation. Litterfall was determined using the monitoring protocol of the Global Forest Carbon Research Initiative. The carbon fraction was assessed through the catalytic high temperature oxidation technique. The spatial extrapolation of the data was performed using a geospatial interpolation method and a prediction carbon method based on the remote LAI, adjusted according to the terrestrial LAI. The average biomass content in conifers was 0.45 Mg tree⁻¹, with a litterfall accumulation of 6.23 Mg ha⁻¹ year⁻¹; and about 0.66 Mg tree⁻¹ in broadleaf, with 7.98 Mg ha⁻¹ year⁻¹ in litterfall. In the community level, significant differences were found between the average biomass of the oak forest (93 Mg ha⁻¹) and the pine forest (44 Mg ha⁻¹) (Wilcoxon, P=0.0038). The carbon fraction in aboveground biomass and litterfall, ranged between 44% and 48%. No correlation was found between the biomass carbon and the remote adjusted LAI. According to a rough estimate, the BRSG stored ~11,339 Gg of biomass and ~5,036 Gg of carbon, at the time of this work. Together, these results show the potential of the BRSG temperate forest, as carbon pools.

(Key words: Sierra Gorda, temperate forest, aboveground biomass, leaf area index)

AGRADECIMIENTOS

En profundo agradecimiento a mis padres y mis hermanos, por su sincero apoyo.

A mi director el Dr. Aurelio Guevara por su paciencia y sus acertados comentarios.

A mis asesores, el Dr. Victor H. Cambrón, el M. en C. Hugo Luna, el Dr. Israel G. Ángeles Carrillo y el Dr. Humberto Suzán, por sus comentarios y sugerencias durante la realización y revisión de este trabajo.

Se agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la subvención de mi beca (Becario No. 556696).

Así mismo, al proyecto “Establecimiento de un Mecanismo de Evaluación de Servicios Ambientales y Captura de Carbono en la Sierra Gorda Queretana” (QRO-2012-CO1-192765), del cual formó parte este trabajo.

A todas aquellas personas que participaron en la realización de este estudio.

Índice

RESUMEN	III
SUMMARY	IV
AGRADECIMIENTOS	V
ÍNDICE DE TABLAS	IX
ÍNDICE DE FIGURAS	X
I. INTRODUCCIÓN	13
1.1 JUSTIFICACIÓN	15
1.2 OBJETIVOS.....	16
<i>1.2.1 Objetivo general.....</i>	<i>16</i>
<i>1.2.2 Objetivos específicos</i>	<i>16</i>
1.3 ÁREA DE ESTUDIO.....	16
II. REVISIÓN DE LA LITERATURA	18
2.1 SECUESTRO DE CARBONO EN ECOSISTEMAS DE BOSQUE	18
<i>2.1.1 Manejo y conservación de bosques: Proyecto REDD +</i>	<i>19</i>
<i>2.1.2 Aprovechamiento forestal dentro de la RBSG</i>	<i>20</i>
2.2 BOSQUES TEMPLADOS DENTRO DE LA RBSG.....	20
<i>2.2.1 Bosque de Quercus.....</i>	<i>21</i>
<i>2.2.2 Bosque de Pinus</i>	<i>22</i>
<i>2.2.3 Bosque de Juniperus.....</i>	<i>22</i>
<i>2.2.4 Bosque mixto</i>	<i>23</i>
2.3 CUANTIFICACIÓN DE LAS RESERVAS DE CARBONO FORESTAL	23
<i>2.3.1 Biomasa aérea.....</i>	<i>23</i>
<i>2.3.2 Suelo</i>	<i>24</i>
<i>2.3.3 Hojarasca</i>	<i>24</i>
2.4 MÉTODOS DE EXTRAPOLACIÓN ESPACIAL DEL CONTENIDO DE BIOMASA Y CARBONO	25
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	27
3.1 BIOMASA AÉREA.....	27
<i>3.1.1 Espacio muestral</i>	<i>27</i>

3.1.2	<i>Cuantificación de Biomasa</i>	29
3.1.3	<i>Cuantificación de Carbono</i>	30
3.1.4	<i>Muestreo</i>	31
3.1.5	<i>Validación de la ecuación de biomasa</i>	33
3.2	HOJARASCA	34
3.2.1	<i>Diseño de trampas y muestreo</i>	34
3.2.2	<i>Procesamiento de las muestras y cuantificación de carbono</i>	35
3.3.1	<i>Método geoestadístico de interpolación espacial</i>	36
3.3.2	<i>Método de extrapolación espacial basado en percepción remota</i>	39
3.4	ANÁLISIS DE LOS DATOS	42
IV.	RESULTADOS	43
4.1	BIOMASA AÉREA	43
4.1.1	<i>Estructura del bosque templado de coníferas y latifoliadas</i>	43
4.1.2	<i>Biomasa y carbono por especie</i>	46
4.1.3	<i>Biomasa y carbono total por comunidad de bosque</i>	51
4.2	HOJARASCA	52
4.2.1	<i>Biomasa acumulada en hojarasca por especie</i>	52
4.3	EXTRAPOLACIÓN DE BIOMASA Y CARBONO EN LA RBSG	55
4.3.1	<i>Rodalización</i>	55
4.3.2	<i>Modelos de ajuste del IAF</i>	60
V.	DISCUSIONES	63
5.1	ESTRUCTURA DEL BOSQUE	63
5.2	ESTIMACIONES DE BIOMASA Y CARBONO	64
5.3	BIOMASA Y CARBONO EN HOJARASCA	66
5.4	ESCALAMIENTO ESPACIAL DE LA BIOMASA Y CARBONO	68
VI.	CONCLUSIONES	70
VII.	BIBLIOGRAFÍA	72
GLOSARIO	85

Índice de tablas

3.1 Variables obtenidas de la prueba piloto.....	32
3.2. Distribución del número de parcelas y superficie, por estrato de bosque dentro de la reserva de la biosfera Sierra Gorda (Fuente: INEGI, 2009).	33
3.3 Comparación con ecuaciones existentes por especie.	34
4.1 Medidas dasométricas de altura (H) y diámetro normal (DN), así como coeficiente de forma (CF) y factor de expansión de la biomasa (FEB) empleados por especie e individuo.	44
4.2 Densidad de árboles, área basal (AB), cobertura vegetal (%) y diámetro normal (DN), por unidad de bosque.....	46
4.3 Densidad de la madera (ρ) y fracción de carbono en porcentaje (F_c), a nivel de especie.	47
4.4 Biomasa promedio por tipo de bosque y biomasa total dentro de la reserva de la biosfera Sierra Gorda.....	51
4.5 Carbono promedio por unidad de bosque y carbono total en función de la superficie por estrato de bosque, dentro de la reserva de la biosfera Sierra Gorda.....	51
4.6 Porcentaje de la fracción de carbono (F_c) a nivel de especie.	55
4.7 Estimación de biomasa por unidad de superficie interpolada a nivel de comunidad.	58
4.8 Promedio de carbono por unidad de superficie rodalizada a nivel de comunidad.	60
4.9 Parámetros de los modelos de regresión lineal de mínimos cuadrados (OLS) y eje mayor estandarizado (SMA), correspondientes a cada unidad de bosque.	60
4.10 Parámetros del modelo de regresión lineal, entre el índice de área foliar remoto ajustado (IAF_{Ra}) y la estimación de carbono.	62

Índice de figuras

1.1 Ubicación geográfica de la reserva de la biosfera Sierra Gorda, en el estado de Querétaro, México.....	17
3.1 Distribución espacial de las comunidades de bosque templado de coníferas y latifoliadas, dentro de la reserva de la reserva de la biosfera Sierra Gorda.....	27
3.2 Distribución espacial de los registros de actividad de <i>Dendroctonus spp.</i> , y área potencial de muestreo de las comunidades de bosque templado de coníferas y latifoliadas de la reserva de la biosfera Sierra Gorda.....	29
3.3 Distribución de 118 parcelas muestreadas en la superficie de las comunidades de bosque templado de coníferas y latifoliadas, dentro de la reserva de la biosfera Sierra Gorda.....	32
3.4 Diseño de trampa para hojarasca empleado en este estudio (0.5 m ²).....	35
3.5 Muestras de hojarasca en horno para secado de acero inoxidable Elvec ®.....	36
3.6 Parámetros del terreno empleados en el proceso de rodalización de la reserva de la biosfera Sierra Gorda. Donde A) zonas de influencia para el conjunto de carreteras y vialidades 1.0 y B) red hidrográfica 1:50 000 edición 2.0 (Fuente: INEGI, 2010; INEGI, 2011).....	37
3.7 Parámetros del terreno empleados en el proceso de rodalización de la reserva de la biosfera Sierra Gorda. Donde A) pendiente y B) aspecto (Fuente: INEGI, 2014).....	38
3.8 Mapa correspondiente a 681 rodales, resultado del ensamblaje vectorial de los parámetros de uso de suelo y vegetación, red hidrográfica 2.0, conjunto de carreteras y vialidades 1.0, pendiente y aspecto, de la RBSG (INEGI, 2010; INEGI, 2011; INEGI, 2014; Luna et al., 2014).....	38
3.9 Sitios de muestreo del Índice de área foliar (IAF), dentro de la reserva de la biosfera Sierra Gorda.....	40

3.10 Ejemplo del índice de área foliar, del producto MYD15A2 correspondiente al día 25 de enero de 2014.....	41
4.1 Histograma de frecuencias de las categorías diamétricas en las cuatro especies de coníferas y el género de latifoliadas dentro de la reserva de la biosfera Sierra Gorda. Donde A) <i>Pinus cembroides</i> ; B) <i>P. greggii</i> ; C) <i>P. patula</i> ; D) <i>Juniperus flaccida</i> y E) <i>Quercus spp.</i>	45
4.2 Producción de biomasa y carbono en las cuatro especies de coníferas y el género de latifoliadas dentro de la reserva de la biosfera Sierra Gorda. Los valores representan la media \pm el error estándar de la media en Mg árbol ⁻¹ . Barras con letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas.	48
4.3 Relación lineal de la biomasa total por individuo en función de la altura por especie. Donde A) <i>Pinus cembroides</i> ; B) <i>P. greggii</i> ; C) <i>P. patula</i> ; D) <i>Quercus spp.</i> , y E) <i>Juniperus flaccida</i>	49
4.4 Relación lineal de la biomasa total por individuo (B) en función del diámetro normal por especie. Donde A) <i>Pinus cembroides</i> ; B) <i>P. greggii</i> ; C) <i>P. patula</i> ; D) <i>Quercus spp.</i> , y E) <i>Juniperus flaccida</i>	50
4.5 Gráficos de acumulación mensual de hojarasca por especie, en el periodo septiembre de 2014 a marzo de 2015. Donde A) <i>Pinus cembroides</i> ; B) <i>P. greggii</i> ; C) <i>P. patula</i> ; D) <i>Quercus spp.</i> , y E) <i>Juniperus flaccida</i> . Las barras representan el error estándar de la media.	53
4.6 Acumulación promedio anual de biomasa (B) y carbono (C), en las cuatro especies de coníferas y el género de latifoliadas, dentro de la RBSG. Los valores representan la media \pm el error estándar de la media en Mg ha ⁻¹ año ⁻¹ . Barras con letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas.	54
4.7 Mapa de rodales en función del tipo de vegetación, cuerpos de agua, vialidades, pendiente y aspecto, de la reserva de la biosfera Sierra Gorda.	56

4.8 Distribución espacial del promedio de biomasa (Mg rodal^{-1}), de la superficie rodalizada en los bosques de coníferas y latifoliadas, de la reserva de la biosfera Sierra Gorda.	58
4.9 Distribución espacial del promedio de biomasa (Mg rodal^{-1}), de la superficie rodalizada en los bosques de coníferas y latifoliadas, de la reserva de la biosfera Sierra Gorda.	59
4.10 Modelos de regresión lineal de mínimos cuadrados (OLS) y eje mayor estandarizado (SMA), entre el índice de área foliar remoto (IAF_R) y terrestre (IAF_T). Donde A) y B) corresponden al modelo generalizado; C) y D) al modelo en bosque de encino.....	61

I. INTRODUCCIÓN

El cambio climático (CC) es un fenómeno natural del planeta. Su definición hace referencia a los cambios cíclicos, continuos y significativos, en los patrones de clima a nivel global y específico (Cubasch *et al.*, 2013). En comparación con otros momentos en la historia del planeta, actualmente los cambios se han desarrollado a un ritmo mayor. Múltiples evidencias apuntan como principal causa, al incremento en las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), derivados de actividades humanas (IPCC, 2007). Como resultado, el CC se percibe a nivel mundial como uno de los principales desafíos ambientales (Jiménez *et al.*, 2013). Algunos de sus efectos en los últimos 100 años incluyen: el aumento de la temperatura global de hasta 0.85°C, el deterioro de la criósfera, precipitaciones irregulares, mayor incidencia de olas de calor, incremento de la actividad ciclónica; así como una elevación en el nivel del mar de 3.3 mm anuales, durante la última década (Cubasch *et al.*, 2013). Estos efectos han generado pérdidas económicas y humanas, así como en la biodiversidad, ocasionando un deterioro considerable en el equilibrio ambiental del planeta (King, 2005). En respuesta, se han desarrollado medidas de mitigación orientadas principalmente a reducir las emisiones de GEI; y medidas de adaptación, cuyo objetivo se centra en disminuir la vulnerabilidad de la población en áreas como seguridad alimentaria, recursos hídricos y salud (Guarna, 2012; Victor *et al.*, 2014).

La captura de carbono, como medida de mitigación de los efectos de CC, se efectúa a partir la fijación de CO₂ atmosférico a través de la fotosíntesis (Prentice *et al.*, 2001). Mediante este proceso, las plantas transforman el CO₂ en nutrientes, y al mismo tiempo liberan oxígeno y agua a la atmósfera. Los nutrientes se almacenan y utilizan para formar biomasa expresada en hojas, ramas, fuste y raíces (Lorenz & Lal, 2010). El carbono también puede considerarse capturado, cuando forma parte de algún proceso durante el ciclo de carbono previo a liberarse a la atmósfera (Martínez *et al.*, 2004).

Los océanos se consideran como los mayores depósitos de carbono del planeta, con una reserva de aproximadamente 37,100 Pg. En segundo y tercer lugar se encuentran el depósito geológico con 4,130 Pg de C y el de suelo con 2,500 Pg de C, respectivamente (Lal, 2010). En último lugar se encuentra el depósito biótico, dentro del cual los ecosistemas forestales ocupan el primer lugar en almacenamiento, con alrededor de 677 Pg

de C (Paladinić *et al.*, 2009; Lorenz & Lal, 2010). Además de ser depósitos de carbono, proveen servicios ambientales como el mantenimiento de la biodiversidad, la protección contra catástrofes naturales y la producción de materias primas como la madera (Jandl *et al.*, 2007). En este contexto, estimaciones confiables de biomasa son esenciales para evaluar su productividad (Brown, 2002), así como en la planeación y aprovechamiento de sus recursos (Paladinić *et al.*, 2009).

El rol de los bosques como reservorios de carbono, se hizo formal en la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC). A partir del Protocolo de Kioto (PK), se incentivó a los países a mantener e incrementar su cobertura forestal (UNFCCC, 1998). En la 13ª Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, en Bali, se incorporó como medida de mitigación, los esfuerzos para detener la deforestación y degradación de los bosques (Van der Werf *et al.*, 2009). Éste cambio se resumió en la iniciativa REDD+, cuya finalidad se centra en promover acciones para reducir las emisiones ocasionadas por la deforestación y degradación de los bosques, así como la importancia de su conservación, manejo sustentable e incremento de reservas de carbono (UNFCCC, 2008).

La cuantificación de los reservorios de carbono forestal, conlleva estimaciones de biomasa seca tanto aérea como subterránea (Chambers *et al.*, 2001; Green *et al.*, 2007). De acuerdo a lo acordado por el IPCC (2006), el 50% de la biomasa estimada se traduce en carbono almacenado. Por lo general, las estimaciones se hacen únicamente a partir de la biomasa aérea (árboles, madera muerta y hojarasca), ya que la cuantificación de biomasa subterránea, implica procedimientos complejos, tardados, poco representativos y costosos (Danjon & Reubens, 2008). La biomasa aérea se calcula en función de dos métodos principales. El primero, es por ecuaciones de volumen del tallo, densidad básica y factores de expansión de la biomasa (FEB); el segundo es mediante de ecuaciones alométricas que involucran medidas dasométricas como la altura (Brown, 2002; Lehtonen *et al.*, 2004). Este último es el más usado, debido a su simplicidad (Baishya & Barik, 2011) y menor grado de incertidumbre (Einarsson *et al.*, 2004). Como resultado, se obtiene información puntual de la biomasa y carbono por unidad de superficie. El siguiente paso del proceso es la extrapolación de la información, cuyo resultado permite observar la variabilidad en la

distribución de las unidades medidas. Las técnicas más conocidas se basan en la percepción remota, con un análisis a nivel de pixel; y en sistemas de información geográfica, con métodos geoestadísticos a partir de variogramas (Zawadzki *et al.*, 2005; Hall *et al.*, 2006).

De acuerdo a su condición en la CMNUCC como país no Anexo 1 (economía en desarrollo) y a su participación del PK, México se comprometió a la generación de información actualizada y confiable sobre sus depósitos de carbono forestal (UNFCCC, 1998). De esta manera, en los últimos años a lo largo de todo el país, se han llevado a cabo distintos estudios, con la finalidad de favorecer la construcción de inventarios forestales, así como desarrollar modelos alométricos para estimaciones de biomasa y carbono a nivel específico (Návar, 2009; Rojas *et al.*, 2015).

Dentro del estado de Querétaro se encuentra la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda (RBSG), considerada como la poseedora de mayor número de ecosistemas de las 176 áreas naturales protegidas del país (INE, 1999). Esta reserva posee una amplia extensión de bosques templados, con un considerable grado de conservación. Sin embargo, no cuenta con información asociada a los depósitos de carbono en biomasa forestal. Por ello, se considera de suma importancia, estimar el contenido de biomasa y carbono de sus ecosistemas de bosque, que permita determinar su potencial para el desarrollo de proyectos, orientados a la mitigación de emisiones de CO₂ (Martínez *et al.*, 2004).

1.1 Justificación

La Reserva de la Biosfera Sierra Gorda de Querétaro, México, cuenta con una superficie de 383,567 ha, distribuida entre los municipios de Jalpan de Serra, Landa de Matamoros, Arroyo Seco, Pinal de Amoles y Peñamiller (INE, 1999). En función del alto grado de conservación en aproximadamente el 48% de las 147,018 ha de bosques templados, se ha considerado como buena opción de reservorio de carbono. Por eso es importante estimar su contenido de biomasa y carbono forestal, con la finalidad de contribuir con información precisa y relevante para implementar un mecanismo de Pago por Servicios Ambientales por captura de carbono. Este proyecto promoverá de manera directa la conservación de los ecosistemas, además de generar nuevas fuentes de ingreso para las comunidades.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo general

El propósito de este estudio fue estimar las reservas de carbono de las comunidades de bosque templado de coníferas y latifoliadas (pino, mixto, encino y enebro) de la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda, en el estado de Querétaro.

1.2.2 Objetivos específicos

1. Cuantificar el contenido de carbono en biomasa aérea y hojarasca en los bosques templados de coníferas y latifoliadas de la RBSG.
2. Explorar la relación del Índice de Área Foliar (IAF), como estimador espacial del contenido de carbono en los bosques templados de coníferas y latifoliadas de la RBSG.

1.3 Área de estudio

La Reserva de la Biosfera Sierra Gorda, se ubica en la porción norte del estado de Querétaro (Figura 1.1) (20°50' y 21°45'N; 98°50' y 100°10'O), entre las provincias fisiográficas del Altiplano Sur y la Sierra Madre Oriental (INEGI, 2000a). Su superficie es de aproximadamente 383,567 ha -cerca del 32% del territorio estatal- e incluye los municipios de Jalpan de Serra, Landa de Matamoros, Arroyo Seco, Pinal de Amoles y Peñamiller. Su topografía es escarpada, con altitudes que van desde los 300 hasta los 3,100 msnm (INE, 1999). Gran parte del territorio es de origen sedimentario, particularmente del Cretácico inferior. Predominan los litosoles negros o grises, con alto contenido de materia orgánica, seguidos por luvisoles rojos o pardo-amarillos; finalmente se encuentran algunos regosoles, rendzinas y vertisoles pélicos (INEGI, 2009). Pertenece a la región hidrológica del río Pánuco, compuesta de las subcuencas del río Moctezuma, Extóraz, Santa María y Jalpan, principalmente (INE, 1999; INEGI, 2010). Climatológicamente, en la zona centro predominan los climas templados subhúmedos con lluvias en verano (A)C(w0)(w); en el norte los cálidos subhúmedos Aw0(w); hacia el este los templados subhúmedos C(w2)(w) y semicálidos húmedos (A)C(m)(w); y hacia la zona suroeste predominan los templados subhúmedos C(w2) y semisecos semicálidos con lluvias en verano BS1hw (INEGI, 2000b). En cuanto a vegetación, se distinguen cuatro de las siete categorías propuestas por

Challenger & Soberón (2008), el matorral xerófilo, el bosque tropical caducifolio, bosque mesófilo de montaña y bosque templado de coníferas y latifoliadas.

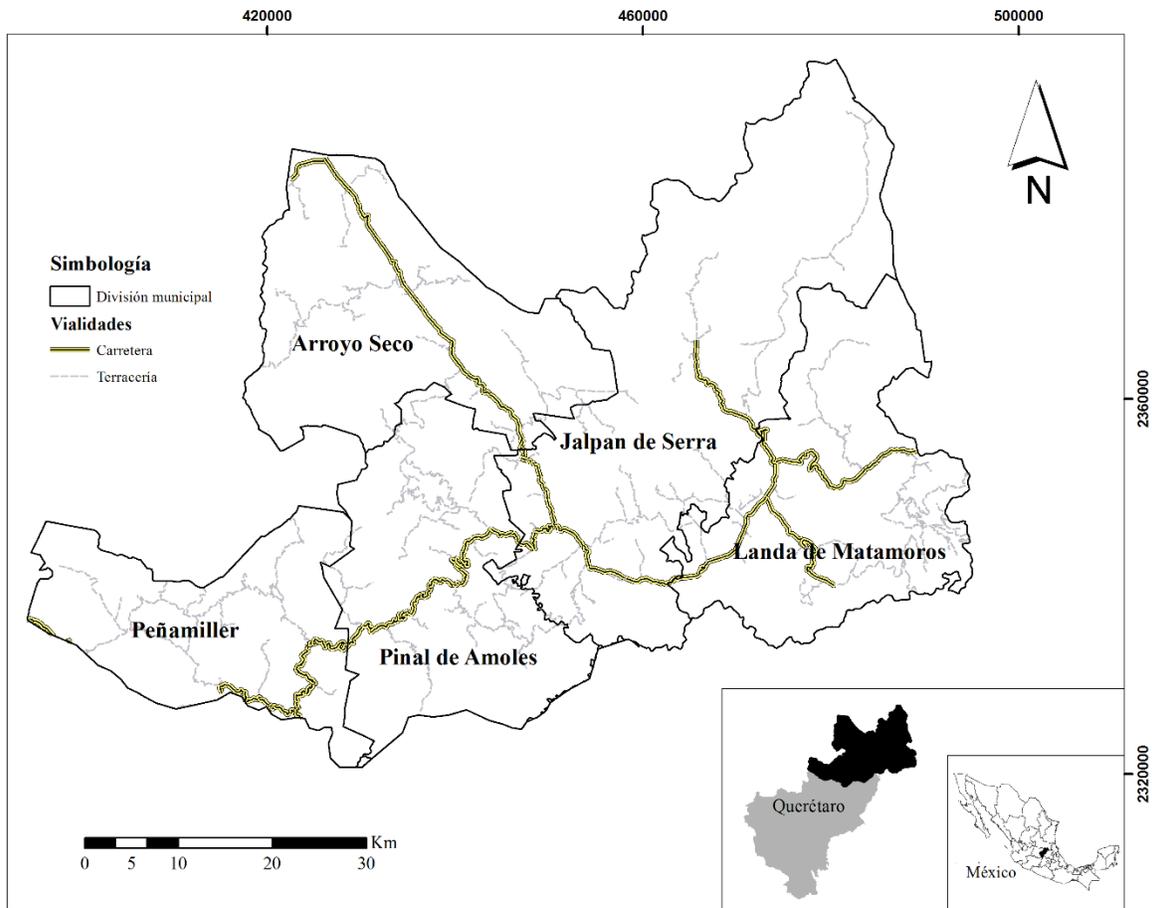


Figura 1.1 Ubicación geográfica de la reserva de la biosfera Sierra Gorda, en el estado de Querétaro, México.

II. REVISIÓN DE LA LITERATURA

2.1 Secuestro de carbono en ecosistemas de bosque

Los ecosistemas de bosque cubren un estimado del 30% de la superficie terrestre del planeta (Lorenz & Lal, 2010). Se divide en tres biomas principales, el boreal, templado y tropical, cada uno definido por su propio clima, formas de vida y ecofisiología (Woodward *et al.*, 2004). Como el resto de los ecosistemas del planeta, ofrecen diversos servicios ecológicos como la regulación del ciclo hidrológico y del clima a nivel local y global, protección de las cuencas y de la vegetación, conservación del suelo, prevención de inundaciones e impacto por tormentas (Pearce & Pearce, 2001). Adicionalmente, se reconocen por su participación dentro del ciclo de carbono, a través del secuestro de CO₂ atmosférico, durante el proceso de fotosíntesis y su subsecuente almacenamiento en forma de vegetación y detritos (Kintisch, 2009).

La dinámica del secuestro de carbono en los tres tipos de biomas, varía considerablemente. Los bosques boreales, con una extensión de 950 a 1,570 millones de ha, almacenan alrededor de 78 a 143 Pg C en vegetación y 338 Pg C en suelo, con un consumo promedio anual de 0.49 a 0.7 Pg C (Robinson, 2007; Saugier *et al.*, 2001). Por su parte, los bosques templados mantienen de 73 a 159 Pg C en vegetación y de 153 a 195 Pg C en suelo, en una extensión de 920 a 1,600 millones de ha; su consumo promedio oscila en 0.37 Pg C año⁻¹ (Luyssaert *et al.* 2007; Robinson, 2007). Finalmente, los bosques tropicales, con una extensión de hasta 2,200 millones de ha, almacenan entre 206 a 389 Pg C en vegetación, y entre 214 a 435 Pg C en suelos. Anualmente asimilan entre 0.72 y 1.0 Pg C (Robinson, 2007; Lewis *et al.*, 2009). En general, el almacenamiento de carbono puede variar en el tiempo, desde meses en forma de hojas y raíces, hasta siglos en madera (Zhou & Luo, 2008).

El secuestro de carbono se ha consolidado como una de las múltiples medidas de mitigación y adaptación ante los efectos del Cambio Climático (Lorenz & Lal, 2010). A partir de la firma y ratificación del Protocolo de Kioto, diversos países acordaron gestionar los inventarios nacionales de sus emisiones de GEI y posibles sumideros (FAO, 2001). Se comprometieron además, a reducir sus emisiones de GEI en aproximadamente 5.2% (400 millones de toneladas de C año⁻¹) para el año 2012 (UNFCCC, 1998). Como resultado, los

principales esfuerzos de mitigación se han orientado hacia la conservación y manejo de los ecosistemas de bosque, debido a que se han reconocido como los mejores sumideros de carbono terrestre a nivel global (Field & Raupach, 2004; Sohngen, 2009).

2.1.1 Manejo y conservación de bosques: Proyecto REDD +

De acuerdo al IPCC (2007), anualmente la deforestación y degradación de bosques, contribuye con el 17% de las emisiones de GEI a nivel mundial. En este contexto, se han desarrollado los programas de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación del Bosque (REDD+), como mecanismos de mitigación del CC. Su enfoque principal es la compensación económica por el mantenimiento de los bosques en los países en desarrollo. El mecanismo opera mediante un mercado voluntario de carbono, en el cual se emiten créditos de GEI, a proyectos exitosos en la reducción de emisiones por deforestación y degradación de bosques (Shoch *et al.*, 2013). Desde su nacimiento, el REDD+ ha publicado dos manuales (Versión 1.0 y 2.0), con la información necesaria sobre sus metodologías, lineamientos base, requisitos, etc. Mediante estas publicaciones de libre acceso, se pretende proveer de la información necesaria para el desarrollo de proyectos en todo el mundo, que propicien la reducción de emisiones por degradación y deforestación de bosques. En México, la implementación de los proyectos REDD+ permanece aún en evaluación, con posibilidad de una aplicación nacional obligatoria en el año 2016.

2.1.1.2 Metodología VM006 del REDD+

La metodología VM006, corresponde a una de las cuatro opciones descritas en el Manual de REDD para desarrolladores de proyectos orientados a la reducción de la deforestación y degradación de bosques (Shoch *et al.*, 2013). Esta metodología se caracteriza por contabilizar el carbono en actividades de proyecto que reducen las emisiones de deforestación y degradación en mosaico. Las condiciones base para su aplicación incluyen entre otras cosas, deforestación en un patrón de mosaico (irregular); degradación y deforestación no planeada debido a la conversión de suelo forestal en cultivos, de pastoreo, agricultura a pequeña escala y asentamientos; tala de madera para uso doméstico y comercial; recolección de leña o producción de carbón; y finalmente por incendios forestales. Como requisito obligatorio, la metodología requiere de información histórica y

precisa, sobre el uso de suelo y cobertura forestal, proveniente de imágenes de detección remota, de al menos 15 años antes de la fecha de inicio de las estimaciones (Shoch *et al.*, 2013). Esta metodología establece como obligatoria la cuantificación de reservas de carbono en la biomasa aérea de los árboles, excluyendo la biomasa aérea leñosa que no son árboles (sotobosque) y colocando como opcional la cuantificación en las reservas en hojarasca, suelo y biomasa subterránea.

A través de los años, los bosques templados de coníferas y latifoliadas de la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda, han sufrido constantes problemas relacionados a la deforestación. Entre estos se encuentran la extracción de madera para uso doméstico y comercialización, así como la conversión de suelos forestales en suelos agrícolas, para pastoreo de supervivencia y asentamientos (INE, 1999). En este contexto, se consideró la metodología VM006, como óptima como línea base para la cuantificación de las reservas de carbono en biomasa aérea, dentro de la RBSG.

2.1.2 Aprovechamiento forestal dentro de la RBSG

La RBSG fue decretada como Área Natural Protegida Federal (ANP) en 1997, y es reconocida por ser una de las reservas más extensas y con mayor diversidad de ecosistemas. En su Programa de Manejo, se incluyen una serie de metas/compromisos con la conservación, manejo y rehabilitación de sus ecosistemas. De manera simplificada, se mencionan las características de las áreas aptas para el aprovechamiento forestal (INE, 1999). Sin embargo, al ser una ANP se encuentra protegida por la Ley general del equilibrio ecológico y protección del ambiente (1988); así como por la actual Ley general de desarrollo forestal sustentable (2012). En esta última, los Artículos 74 al 84, enumeran una serie de requisitos a cumplir, para efectuar cualquier tipo de aprovechamiento forestal maderable. Entre los requisitos se deben considerar, la aprobación de los propietarios, títulos de propiedad y planos del terreno, la elaboración de un Programa de Manejo Forestal del área en función, así como de una manifestación de impacto ambiental.

2.2 Bosques templados dentro de la RBSG

A nivel nacional, la vegetación de los ecosistemas terrestres ha sido clasificada y descrita en múltiples ocasiones (González, 2003; Challenger & Soberón, 2008). En consenso, los

sistemas más utilizados son el de 1978 de Rzedowski (Rzedowski, 2006), que reconoce 10 tipos de vegetación; el de Miranda & Hernández X. (1963) con 32 comunidades y finalmente el del INEGI (2005, 2009, 2012) con 50 tipos de vegetación. Recientemente, Challenger & Soberón (2008) propusieron una clasificación, donde se engloban los tres sistemas mencionados. Se reconocen así, siete categorías: bosques tropicales perennifolios, bosques tropicales caducifolios, bosques mesófilos de montaña, bosques templados de coníferas y latifoliadas, matorrales xerófilos, pastizales y humedales.

Para efectos de este trabajo, se consideró la clasificación de Challenger & Soberón (2008). La categoría seleccionada de bosques templados de coníferas y latifoliadas, corresponde a los bosques de *Quercus spp.*, y bosque de coníferas de Rzedowski (1978), así como bosques de enebros, pinares, encinares y bosque de abetos de Miranda & Hernández X. (1963). En general, ésta categoría describe e incluye las tres comunidades dominantes entre los bosques templados de la RBSG: bosques de latifoliadas (dominancia de *Quercus*), bosques de coníferas (*Pinus*, *Juniperus*, *Cupressus* y *Abies*) y bosques mixtos (*Pinus* y *Quercus*).

2.2.1 Bosque de *Quercus*

Estas comunidades representan gran parte de la cubierta vegetal en las regiones de clima templado y semihúmedo (Köppen, 1948). La precipitación y temperatura media anual oscilan entre 350 mm a 2,000 mm, y de 10° a 26°C, respectivamente. Se distribuyen en diversos tipos de suelo, particularmente los moderadamente ácidos -pH 5.5 a 6.5-, de abundante materia orgánica y hojarasca. Su altura varía desde 2 m a 30 m, en ocasiones hasta 50 m; pueden estar en comunidades cerradas o muy abiertas. La mayor parte de especies mexicanas son clasificadas como caducifolias, con periodos de senescencia breves de hasta un mes, así mismo pueden encontrarse algunas estrictamente perennifolias (Rzedowski, 2006). En la RBSG, cubren un aproximado de 93,429.13 ha. Se encuentran en climas Cw y (A)Cw (García, 1988), una altitud entre los 800 y 3,100 msnm en suelos con buen drenaje, derivados de calizas y lutitas. Generalmente alcanzan alturas entre 8 m y 12 m, con algunas excepciones de hasta 30 m. Las especies dominantes son *Quercus mexicana* y *Q. castanea*, a menudo se encuentra *Q. polymorpha*, *Q. affinis*, *Q. crassifolia*, *Q. greggii*,

Q. laurina, *Q. glabrescens*, *Q. obtusata*, *Q. rugosa*, *Q. rhysophylla* y *Q. xalapensis* (Zamudio *et al.*, 1992).

2.2.2 Bosque de *Pinus*

En el territorio mexicano, los pinares ocupan sólo el 5% de la superficie. Se distribuyen a altitudes de 1,500 a 3,000 msnm, en casos extremos hasta los 3,650 msnm. Tienen preferencia por climas Cw (Köppen, 1948), con una temperatura media anual de entre 6° y 28° C, y rangos de precipitación desde 350 mm y hasta 1,000 mm anuales. Por lo general, se encuentran en suelos ácidos –pH de 5 y 7- y arcillosos con buen drenaje. (Rzedowski, 2006). En la RBSG, abarcan una superficie de 22,269.36 ha. En el extremo noreste (Landa de Matamoros y Jalpan de Serra) y noroeste (Arroyo Seco), se desarrollan en sustratos calizos, con climas (A)Cw y Cw (García,1988), a altitudes de 1,100 a 2,200 msnm. Con una altura entre 8 m y hasta 15 m, las especies más comunes son *Pinus greggii*, *P. teocote* y *P. oocarpa*. En el extremo suroeste (Pinal de Amoles), los pinares generalmente se ubican entre los 2,400 y 2,850 msnm. Tienen preferencia por sustratos de roca caliza, bajo condiciones de clima relativamente húmedo (C(w2)). Los ejemplares más comunes son *P. patula*, y *P. ayacahuite*, que en promedio alcanzan los 20 m de altura. Se puede encontrar también porciones de *P. cembroides* (piñoneros), en espacios abiertos, con alturas de entre 6 m y 10 m; generalmente entre los 1,900 y 2,600 msnm, bajo condiciones áridas correspondientes al clima BS o C(w0) (Zamudio *et al.*, 1992).

2.2.3 Bosque de *Juniperus*

Los bosques escuamifolios (Miranda & Hernández X., 1963), se encuentran poco distribuidos en el territorio mexicano. Son considerados mayormente como comunidades secundarias, mezclados con otras coníferas y latifoliadas (Challenger & Soberón, 2008). De acuerdo a Rzedowski (2006), prevalecen en una gran variedad de suelos alcalinos, con altos contenidos de yeso, drenajes deficientes y poco profundos. Se desarrollan en altitudes superiores a los 1,000 msnm, en climas fríos (E), templados, semihúmedos (Cw y Cs) y semiáridos (BS) (Köppen, 1948). Su altura oscila entre los 6 m y 15 m. Las especies más comunes son *Juniperus flaccida*, *J. deppeana* y *J. monosperma* (INEGI, 2009). En la RBSG ocupan una superficie de 5,611.81 ha, frecuentemente como comunidades subordinadas o codominantes. Los bosques puros llegan alcanzar alturas de 4 m a 12 m. Se

desarrollan en suelos calizos poco profundos, entre 1,500 y 2,500 msnm, dominados por climas BS1 y C(w₀) (García, 1988). La especie más común es *Juniperus flaccida*, seguida de *J. deppeana* (Zamudio *et al.*, 1992).

2.2.4 Bosque mixto

Se denominan así, por constituirse de una mezcla entre coníferas y latifoliadas, generalmente de *Pinus spp.* y *Quercus spp.*, con predominancia de una u otra especie. De acuerdo al INEGI (2005), cubren una superficie nacional de aproximadamente 16 millones de ha. En ocasiones se les considera únicamente como zonas de transición entre los bosques de *Quercus* y *Pinus* (Challenger & Soberón, 2008). Dentro de la RBSG, comúnmente se distribuyen en la región noreste y noroeste, con una extensión 25,027.95 ha. Las asociaciones más comunes son entre *Pinus greggii*, *P. patula*, *Quercus laurina* y *Q. obtusata* (INE, 1999).

2.3 Cuantificación de las reservas de carbono forestal

De acuerdo a la FAO (2005), la biomasa es definida como toda aquella materia orgánica viva o muerta, encontrada sobre el suelo o por debajo de éste. En los ecosistemas de bosques, se puede encontrar en forma de madera muerta, hojarasca, suelo orgánico, vegetación y raíces (IPCC, 2003; IPCC, 2006). Conforme a lo acordado por el IPCC (2006), el carbono forestal representa el 50% de la biomasa seca estimada. Existen diversos métodos para la cuantificación de carbono a partir de la biomasa. En general, parten de una línea base determinada por una serie de medidas extraídas en campo como la altura (H) y el diámetro normal (DN), con las cuales estructuran los inventarios de datos forestales. Como resultado, se obtienen estimaciones puntuales de biomasa y carbono, con las cuales se puede escalar a una cuantificación a nivel de paisaje (Zianis *et al.*, 2005).

2.3.1 Biomasa aérea

Referente a la cuantificación de biomasa de árboles individuales, se han descrito dos metodologías principales (Einarsson *et al.*, 2004). La primera implica un muestreo destructivo para calcular directamente la biomasa seca en ramas, fuste y hojas (Cutini *et al.*, 2013). Con esta información, se construyen ecuaciones alométricas, para describir la relación -generalmente no lineal-, entre la información proveniente del inventario forestal y

la medición directa de la biomasa (Brown, 2002; Lehtonen *et al.*, 2004). La segunda metodología se basa en la aplicación de una ecuación general de biomasa comercial, con los valores procedentes de un inventario forestal (Einarsson *et al.*, 2004). Para ello, se debe generar o referenciar el volumen de fuste (VF), densidad de la madera (ρ) y factores de expansión de la biomasa (FEB), a nivel de especie o género (Pimienta de la Torre *et al.*, 2007). La selección del método a emplear, dependerá de las condiciones de la zona de estudio (Brown, 2002), por ejemplo, para la medición directa de biomasa en campo (muestreo destructivo), frecuentemente es necesario contar con permisos y/o concesiones de aprovechamiento forestal.

2.3.2 Suelo

Los suelos son considerados como el mayor depósito de carbono terrestre. Pueden almacenar entre tres y cuatro veces más carbono que los depósitos biótico y atmosférico (Batjes & Sombroek, 1998; Petrokofsky *et al.*, 2012). Sus principales suministros provienen de la materia vegetal muerta, como hojas y madera. Sus pérdidas son el resultado de la descomposición y mineralización de dicha materia orgánica (Heimann & Reichstein, 2008). La cuantificación de carbono en suelos orgánicos (COS), comúnmente se efectúa en el horizonte O y A, a una profundidad máxima de hasta 1 m. El muestreo se determina en función del área de estudio y de la cantidad de tipos de suelo existentes (Don *et al.*, 2007). Al igual que la estimación de carbono en biomasa aérea, la cuantificación de COS depende de la biomasa seca, volumen y densidad. Sin embargo, la fracción de carbono (F_c) se calcula sólo a partir de métodos químicos especializado. Como resultado se obtiene un promedio estimado de carbono en Mg o g, por unidad de superficie (ha o m^2) (Jandl *et al.*, 2007; Hoover, 2008).

2.3.3 Hojarasca

Anualmente, gran parte del secuestro de carbono en bosques se almacena en forma de estructuras efímeras, como ramas, corteza y follaje. Al renovarse, éstas estructuras se incorporan al componente de hojarasca en el suelo forestal (Schlesinger & Lichter, 2001). La hojarasca es considerada como uno de los componentes más dinámicos del ciclo de carbono (Newman *et al.*, 2006). Su estimación provee de información directa sobre las entradas de carbono anuales, entre la vegetación y el suelo (Hoover, 2008). Durante su

proceso de cuantificación, deben resolverse tanto errores derivados del diseño de las trampas, como los errores de muestreo (Hoover, 2008; Mohan, 2008). En la literatura, se reportan múltiples esfuerzos por determinar la forma y tamaño adecuado de las trampas. Por lo general, los diseños son cilíndricos o rectangulares, con un área promedio de 0.5 m² a 1 m². Respecto al tamaño de la muestra, frecuentemente oscila entre 20 y 60 trampas por unidad de superficie (ha) (Finotti *et al.*, 2003). La cuantificación de carbono en hojarasca, responde a la relación entre la biomasa por unidad de área, volumen y la fracción de carbono. Similar a la biomasa aérea, la F_c en hojarasca es de aproximadamente el 50%; sin embargo, es recomendable emplear análisis de laboratorio, ya que la F_c puede variar considerablemente, dependiendo el grado de descomposición de la materia (Hoover, 2008).

2.4 Métodos de extrapolación espacial del contenido de biomasa y carbono

Tradicionalmente, los inventarios forestales de biomasa son fuentes de información útil para cuantificar las reservas de carbono dentro de un ecosistema. Sin embargo, al ser estimaciones puntuales, no describen la distribución espacial del parámetro medido (Aguirre *et al.*, 2009). Así mismo, en ocasiones existen áreas donde la información es limitada, o bien no se cuenta con los recursos suficientes para desarrollar un muestreo (Dong *et al.*, 2003; Zianis *et al.*, 2005). En respuesta a ello, se han desarrollado algunas metodologías alternas basadas en la interpolación espacial de datos o en el uso de la percepción remota como fuente de información alterna. Entre estos métodos se encuentran los paramétricos, basados en un ajuste de modelos matemáticos de regresión lineal entre las variables medidas y la información de imágenes satelitales, cuya unidad básica es el pixel (de Gier, 2003). O bien, métodos geoestadísticos de interpolación en base a variogramas, como el Kriging o Cokriging (Li & Heap, 2008). Particularmente los métodos basados en percepción remota, se consideran de suma utilidad, ya que proveen información espacial de fácil acceso, bajo costo y temporalmente representativa (de Gier, 2003).

La estimación espacial de la biomasa, a partir de metodologías de percepción remota, se basa en algunos atributos de la vegetación como como la estacionalidad (índice de vegetación de diferencia normalizada), o la dinámica de la cobertura vegetal (índice de área foliar) (Dong *et al.*, 2003). El procedimiento básico para el procesamiento de la información consta de al menos tres fases. Inicialmente, se hace una asociación entre la

estimación puntual de la biomasa o carbono. A continuación, se generan modelos de regresión entre ambas variables. Finalmente se valida la estimación, mediante la ecuación generada (de Gier, 2003). Éste último paso, permitirá efectuar el escalamiento de la información por una parte a nivel temporal (monitoreo continuo) y a nivel espacial.

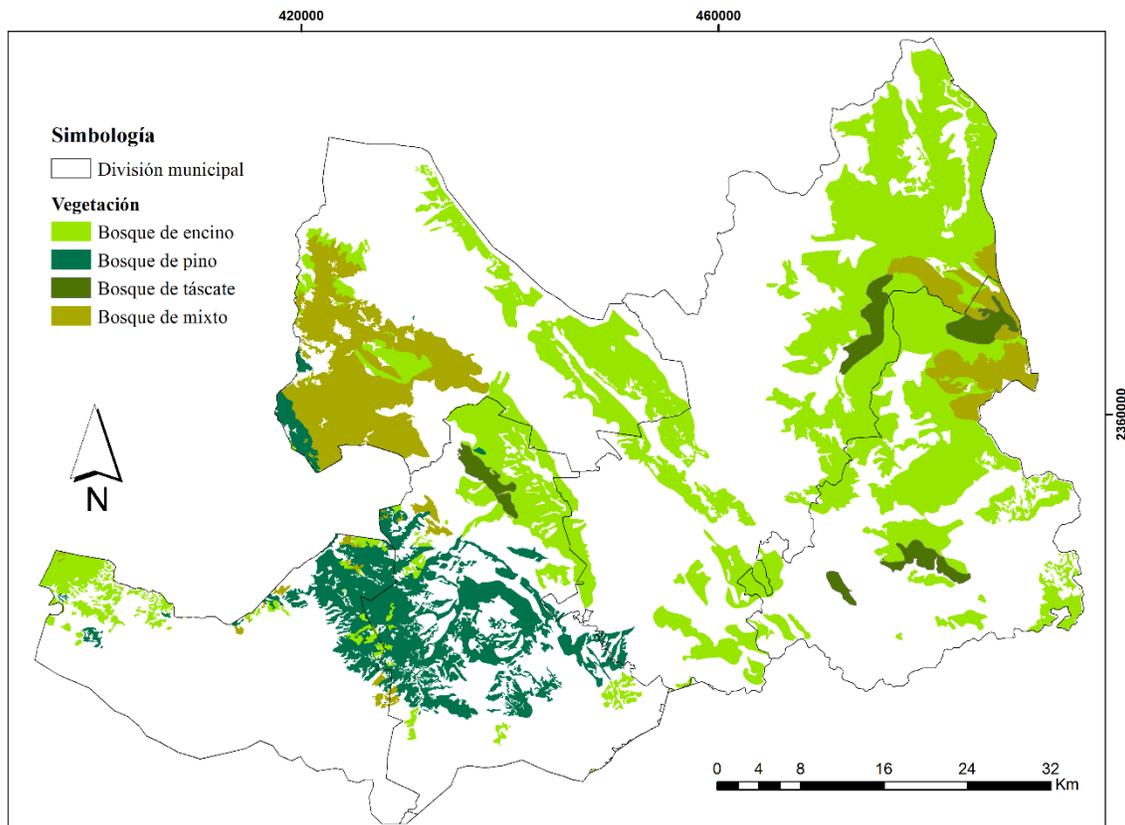
Actualmente existen diversos productos de sensores remotos, en su mayoría de libre acceso –como MODIS o LANDSTAT– que representan el territorio en pixeles de variable magnitud, comúnmente de 1 km (Fisher & Mustard, 2007). A nivel se han publicado múltiples trabajos en diferentes ecosistemas –particularmente bosques-, sobre la utilización de este tipo de metodologías (Dong *et al.*, 2003; Lu, 2006; Main *et al.*, 2011; Vashum & Jayakumar, 2012). En México se ha publicado trabajos similares tanto en la zona norte (Lobell *et al.*, 2003; López *et al.*, 2015), centro (Aguirre *et al.*, 2012; Castillo *et al.*, 2013) y sur del país (Hernández *et al.*, 2014).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Biomasa aérea

3.1.1 Espacio muestral

Dentro de la RBSG, el espacio muestral fue determinado en función de la extensión de sus bosques templados de coníferas y latifoliadas. De acuerdo al mapa corregido de Uso de Suelo y Vegetación (USV) (Luna *et al.*, 2014) de la Secretaría de Desarrollo Sustentable, el espacio muestral fue subdividido en cuatro estratos correspondientes al bosque de encino, bosque de pino, bosque de táscate y bosque mixto (Figura 3.1). Correspondiente a cada estrato, se encontraron cuatro especies dominantes de coníferas, *Pinus greggii*, *P. patula*, *P. cembroides*, *Juniperus flaccida*; y al menos 12 especies de latifoliadas, todas pertenecientes al género *Quercus spp.*



Figurb 3.1 Distribución espacial de las comunidades de bosque templado de coníferas y latifoliadas, dentro de la reserva de la reserva de la biosfera Sierra Gorda.

El área potencial de muestreo (Figura 3.2) fue seleccionada en base al índice de fenología y a los registros de plaga, como criterios de exclusión. El índice de fenología se construyó a partir de un modelo fenológico de 12 años, correspondiente a siete parámetros fenológicos: la actividad mínima, la máxima, la duración de la temporada, las pendientes de verdor y senescencia, y las integrales superior e inferior. Este modelo sirvió para describir la actividad vegetal por temporadas, de los bosques templados de coníferas y latifoliadas. De esta manera, se detectaron espacialmente sitios cuya actividad a lo largo de los años, sufrió modificaciones críticas en la vegetación. Los registros de plaga proporcionados por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) y la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), permitieron excluir aquellos lugares presencia y actividad de descortezadores (*Dendroctonus spp.*), principalmente asociados a bosques de pino y bosques mixtos.

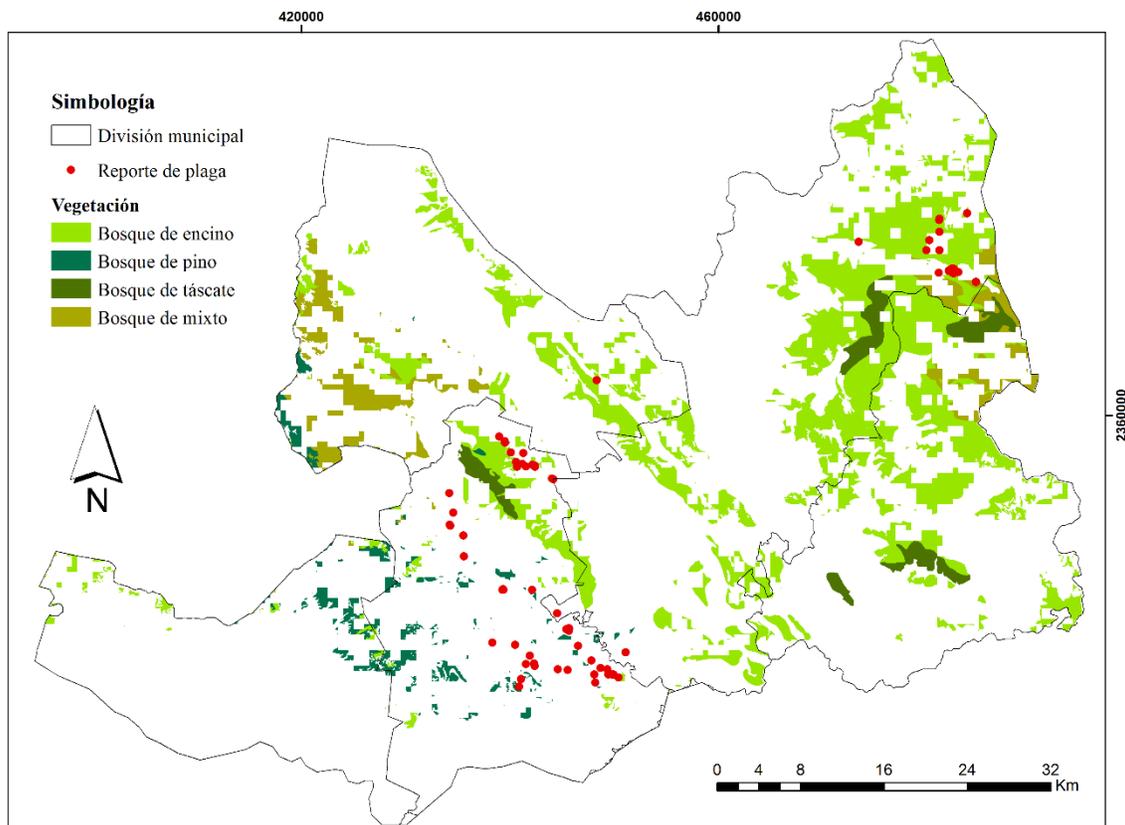


Figura 3.2 Distribución espacial de los registros de actividad de *Dendroctonus* spp., y área potencial de muestreo de las comunidades de bosque templado de coníferas y latifoliadas de la reserva de la biosfera Sierra Gorda.

3.1.2 Cuantificación de Biomasa

En función de las disposiciones de la Ley general de desarrollo forestal sustentable en México y de acuerdo con el Programa de Manejo de la RBSG, la biomasa seca por árbol se cuantificó a partir de la ecuación general de valor comercial de fuste (Ecuación 1), avalada por la FAO (Reyes *et al.*, 1992; Brown, 1997). De acuerdo con la ecuación, la biomasa total por individuo es resultado del producto entre la densidad de la madera, el volumen del fuste y el FEB. En general, estos parámetros se determinaron en función de las cuatro especies de coníferas y el género de latifoliadas.

$$B = FEB * V_F * \rho \quad (1)$$

donde: B = biomasa total por árbol

FEB = factor de expansión de biomasa

V_F = volumen del fuste

ρ = densidad de la madera

Los factores de expansión de la biomasa, fueron obtenidos de la literatura disponible. Para el género *Quercus* spp. fueron considerados los trabajos de Silva & Nívar (2010) y Domínguez *et al.* (2009). En *Juniperus flaccida*, fue aplicado el FEB para coníferas en general, de acuerdo al IPCC (2003). Para las especies de género *Pinus* spp. fue utilizado el valor por defecto, publicado por Silva & Nívar (2010).

El volumen del fuste, fue calculado mediante el área basal (AB), la altura (H) y el coeficiente de forma (CF), de acuerdo a Ecuación 2 (Furlan *et al.*, 2010; Romahn & Ramírez, 2010). El CF (Ecuación 4), fue expresado como una medida de ajuste, entre el V_R del árbol con volumen de figuras geométricas, de altura y diámetro similares (V_G) (Romahn & Ramírez, 2010). Para el género *Quercus* spp., el CF fue extraído de un trabajo nacional, publicado por Fernández & Oliver (2014). En el resto de coníferas, fue utilizado el valor por defecto de Husch *et al.* (1982). El V_R fue estimado de acuerdo a la Ecuación 5,

propuesta por Huber (Romanh & Ramírez, 2010; Cruz de León & Uranga-Valencia, 2013), mediante la relación entre el área de la sección transversal media (AM), con la altura total.

$$V_F = AB * H * CF \quad (2)$$

$$AB = \frac{\pi * DN^2}{4} \quad (3)$$

$$CF = \frac{V_R}{V_G} \quad (4)$$

$$V_R = AB * H \quad (5)$$

donde: V_F = volumen del fuste

AB = área de la sección basal

H = altura total

CF = coeficiente de forma

DN = diámetro normal (1.3 m)

V_R = volumen real

V_G = volumen geométrico

AM = área de la sección media transversal

La densidad de la madera con el método de núcleos (Grissino, 2003; Olale *et al.*, 2011). Para ello, mediante taladros pressler (Haglöf®) de 300 mm x Ø 5.15 mm, fueron extraídos núcleos de madera, correspondientes a 10 individuos de cada especie. Los núcleos fueron secados en hornos Elvec® a 100°C hasta peso constante. A partir de la ecuación del cilindro, se calculó el volumen húmedo de cada muestra (Romanh & Ramírez, 2010). La densidad correspondió a la relación entre el peso y volumen de cada cilindro.

3.1.3 Cuantificación de Carbono

La fracción de carbono (F_c) por especie, fue calculada con los núcleos extraídos del análisis de densidad de la madera. Los núcleos fueron triturados y homogeneizados, posteriormente fueron enviados al laboratorio de calidad de agua y suelos Lab-Lalaguas de la Maestría en Gestión Integrada de Cuencas, de la Universidad Autónoma de Querétaro. La cuantificación de carbono se llevó a cabo mediante la técnica de combustión catalítica a 680°C, combinada con detección infrarroja no dispersiva. Se empleó un analizador de

carbono orgánico total Shimadzu Modelo TOC-L CON ASI-L, con muestras de 35 mg, en viales de 24 ml (©Shimadzu Corporation, 2014).

3.1.4 Muestreo

Se empleó un muestreo estratificado por tipo de vegetación (bosque de encino, pino, táscate y mixto). Las unidades de muestreo fueron parcelas de 50 m x 50 m (0.25 ha). Dentro de cada parcela fueron medidos los árboles vivos con un DN mayor a 10 cm una H superior a 1.3 m. Mediante distanciómetros Leica DISTO™ 810 TOUCH y forcípulas forestales, fueron medidas la H, DN (a 1.30 m), ángulo de las ramas, forma de la copa y forma del tallo, de cada individuo dentro de las parcelas de muestreo.

El tamaño de muestra de cada estrato fue determinado con información obtenida de una prueba piloto de 40 parcelas (Tabla 3.1), a partir de las Ecuaciones 6 y 7, propuestas por Cochran, para una población infinita, con un intervalo de confianza del 90% (Krebs, 1998). La precisión absoluta para la media estratificada se determinó como el error estándar mínimo de los cuatro estratos (± 0.41 Mg). Como resultado, se obtuvo una muestra de 120 parcelas, distribuidas de acuerdo a la Tabla 3.2. La ubicación espacial de las parcelas de los sitios de muestreo fue aleatorizada, mediante la función *Random points* del programa ArcMap V.10 (ESRI® 2012).

$$n = \frac{2.79 \sum W_h s_h^2}{d^2} \quad (6)$$

$$n^* = \frac{n}{1+n/N} \quad (7)$$

donde n = Tamaño de muestra total requerida

W_h = Peso del estrato

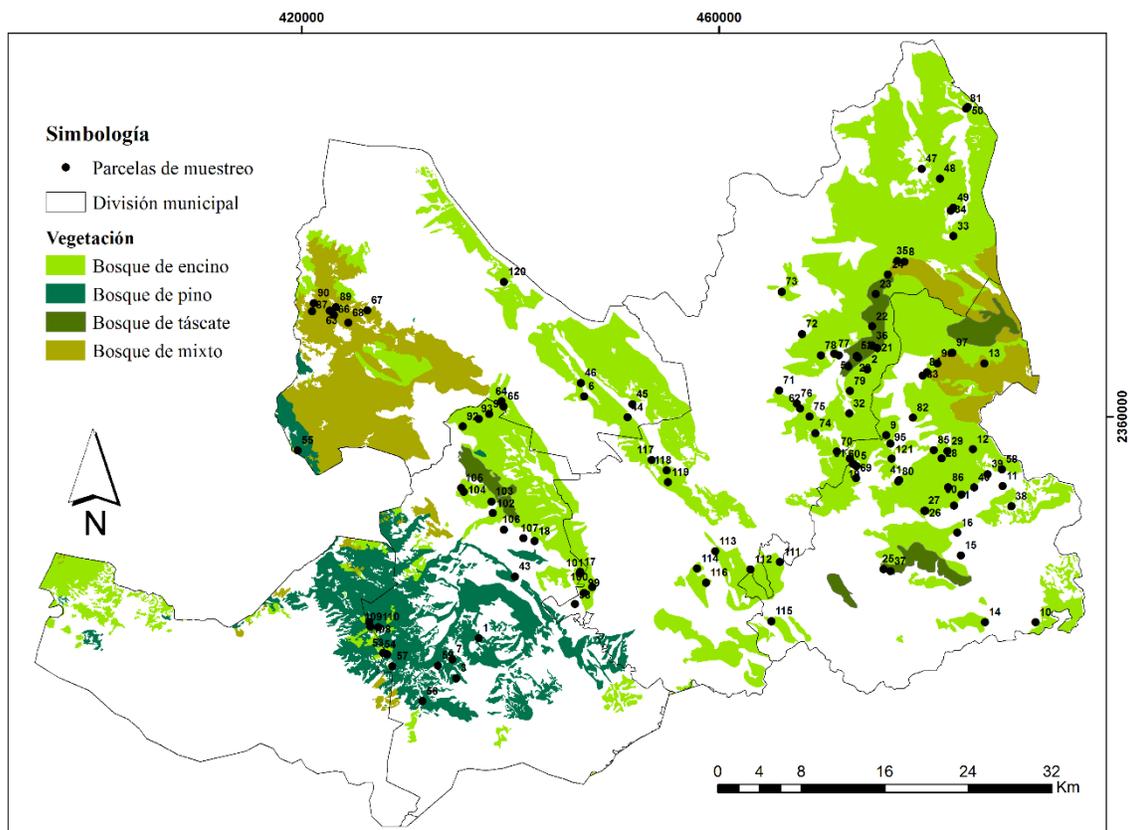
s_h^2 = Varianza observada del estrato h

d = Precisión absoluta deseada para la media estratificada

n^* = Tamaño de muestra total requerido para una población finita N

Tabla 3.1 Variables obtenidas de la prueba piloto.

Estrato	Superficie	Tamaño	Peso	Tamaño de muestra	Media del contenido de carbono por unidad de muestreo	Varianza de carbono por unidad de muestreo
	ha	N_h	W_h	n_h	\bar{X}_h (Mg)	s_h^2
BE	29 392.86	117 571.44	0.674	14	2.47	4.67
BMX	3 432.74	13 730.96	0.079	9	2.27	1.00
BP	6 818.93	27 275.72	0.156	9	2.30	3.62
BT	3 957.04	15 828.16	0.091	8	1.27	0.20
Total	43 601.57	174 406.28	1.000	40		



Figur 3.3 Distribución de 118 parcelas muestreadas en la superficie de las comunidades de bosque templado de coníferas y latifoliadas, dentro de la reserva de la biosfera Sierra Gorda.

Tabl 3.2. Distribución del número de parcelas y superficie, por estrato de bosque dentro de la reserva de la biosfera Sierra Gorda (Fuente: INEGI, 2009).

Estrato	Superficie (ha)	Porcentaje %	Número de parcelas
Bosque de encino	29 392.86	67.41	91
Bosque de pino	3 432.74	7.87	7
Bosque mixto	6 818.93	15.64	13
Bosque de táscate	3 957.04	9.08	9
Total	43 601.57	100	120

3.1.5 Validación de la ecuación de biomasa

El uso de la ecuación de biomasa genérica descrita en la sección 3.1.2, al integrar valores provenientes de la literatura, incrementa el grado de incertidumbre de las estimaciones a nivel de especie (Einarsson *et al.*, 2004). Para evitar sobrestimaciones o subestimaciones, se llevaron a cabo análisis de varianzas (ANOVA) entre la biomasa calculada mediante la ecuación genérica y la calculada en base a ecuaciones alométricas publicadas a nivel nacional (Tabla 3.3). Se aseguró que las ecuaciones alométricas fueran para la biomasa de árboles completos a nivel de especie, con tipos de vegetación y tamaño de muestra similares, además de valores de $r^2 > 0.8$. Para *Juniperus flaccida*, se encontraron dos ecuaciones disponibles, de las cuales sólo hubo diferencias significativas ($P < 0.0001$, $F = 38.82$, 2, 450) con la de Rodríguez *et al.* (2009). Esta diferencia se asoció principalmente, al grado de incertidumbre de la ecuación cotejada, la cual se desarrolló en base a un método no destructivo, empleando parámetros provenientes de la literatura. Respecto al resto de las coníferas, la restringida información disponible para *Pinus cembroides* y *P. greggii*, hizo posible la comparación sólo con dos trabajos. En *P. patula* y *Quercus spp.*, se seleccionaron las ecuaciones con el mejor ajuste, de acuerdo a Rojas *et al.* (2015). Adicionalmente, las tres especies de pinos, se compararon con las ecuaciones de Ayala *et al.* (2001) y Návar (2010), desarrolladas a nivel de género. Como resultado, a excepción de la ecuación de Rodríguez *et al.* (2009) para *Quercus spp.* ($P < 0.0001$, $F = 95.50$, 3, 3408), no se encontraron diferencias significativas entre el resto de comparaciones. Estos resultados validaron el uso de la ecuación de biomasa empleada en este trabajo, como estimador a nivel de individuo, entre las cuatro especies de coníferas y el género de latifoliadas.

Tablc 3.3 Comparación con ecuaciones existentes por especie.

Tipo de vegetación	Especie	Ecuación	Muestra	r ²	Lugar	Método	Referencia
BPE	<i>Juniperus flaccida</i>	[0.209142]*[DN^1.698]	256	0.97	Tamaulipas	ND	Rodríguez <i>et al.</i> , 2009 *
BEP	<i>Juniperus flaccida</i>	[Exp[-1.6469]*[DN^2.1255]]	8	0.99	Nuevo León	D	Rodríguez <i>et al.</i> , 2007
BPE	<i>Pinus spp.</i>	[0.084]*[DN^2.475]	80	0.97	Chiapas	D	Ayala <i>et al.</i> , 2001
BP	<i>Pinus spp.</i>	[Exp[-2.818]*[DN^2.574]]	520	0.94	Chihuahua, Durango	ND	Návar, 2010a
DS	<i>Pinus cembroides</i>	[Exp[0.9173]*[DN^1.0730]]	30	0.44	Zacatecas	D	Guerrero, 2013
BP	<i>Pinus greggii</i>	[-3.193]+[[0.0256]*[[DN^2]*H]]	30	0.99	Coahuila	D	Aguilar, 2009
BP	<i>Pinus patula</i>	[0.0357]*[DN^2.6916]	25	0.98	Tlaxcala	D	Díaz <i>et al.</i> , 2007
BEP	<i>Pinus patula</i>	[Exp[-1.8621]*[DN^2.27675]]	27	0.99	Puebla	D	Castellanos <i>et al.</i> , 1996
BEP	<i>Quercus spp.</i>	[0.0890]*[DN^2.5226]	118	0.95	Chihuahua, Durango	D	Návar, 2009b
BPE	<i>Quercus spp.</i>	[0.010702]*[DN^3.05082]	57	0.97	Tamaulipas	ND	Rodríguez <i>et al.</i> , 2009 *
BPE	<i>Quercus spp.</i>	[4371.4]*[Exp[[-70.972/DBH]]]+1.3]	16	0.89	Nuevo León	D	Domínguez-Cabrera <i>et al.</i> , 2009

BPE= bosque de pino-encino, BEP= bosque de encino-pino, BP= bosque de pino, DN= diámetro normal en cm a 1.30m, H= altura en m, D= destructivo, ND=no destructivo. *p<0.0001

3.2 Hojarasca

3.2.1 Diseño de trampas y muestreo

Basado en el protocolo de monitoreo de hojarasca de la CTFS Global Forest Carbon Research Initiative (Muller & Wright, 2010), fueron diseñadas trampas rectangulares de 0.5 m² x 1 m de altura (Figura 3.4). Para su construcción, fueron empleados tubos PVC hidráulico de ¾", pegamento, alambre galvanizado y malla sombra de 70. Tomando como referencia el trabajo de Finotti *et al.* (2003), fue determinado un tamaño de muestra de cinco trampas por especie. Las trampas fueron distribuidas aleatoriamente dentro de parcelas de 0.25 ha, de acuerdo a Bernier *et al.*, (2008) y Mohan (2008). Las especies

seleccionadas fueron: *Pinus patula*, *P. cembroides*, *P. greggii*, *Juniperus flaccida* y el género *Quercus spp.* Se estableció un intervalo mensual de muestreo, a partir de septiembre de 2014 y hasta agosto de 2015.



Figure 3.4 Diseño de trampa para hojarasca empleado en este estudio (0.5 m²).

3.2.2 Procesamiento de las muestras y cuantificación de carbono

Las muestras mensuales fueron colectadas en bolsas plásticas y etiquetadas para su procesamiento en el Laboratorio de Ecología de la Facultad de Ciencias Naturales, de la Universidad Autónoma de Querétaro. Dentro de estufas de acero inoxidable Elvec®, cada muestra fue pesada y secada a 70°C en charolas de aluminio, durante 72 h, hasta peso constante (Muller & Wright, 2010) (Figura 3.4). Para la cuantificación de carbono, de las 300 muestras colectadas, aleatoriamente fueron seleccionadas cuatro por especie. Cada muestra fue pesada, homogeneizada y etiquetada para el análisis de la fracción de carbono (FutMon, 2009). El análisis fue llevado a cabo en el laboratorio de calidad de agua y suelos Lab-Lalaguas de la Maestría en Gestión Integrada de Cuencas, de la Universidad Autónoma de Querétaro, mediante la técnica descrita en la sección 3.1.3. La biomasa fue considerada como el peso seco de cada muestra de hojarasca. La acumulación anual de

carbono en hojarasca ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) fue determinado de acuerdo a la ecuación 8 (Bernier *et al.*, 2008).

$$C_h = \frac{B_h \cdot F_c}{A} \quad (8)$$

donde C_h = Carbono en hojarasca ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)

B_h = Biomasa de hojarasca acumulada en un año (Mg año^{-1})

F_c = Fracción de carbono por especie

A = Área de la trampa (ha)



Figurf 3.5 Muestras de hojarasca en horno para secado de acero inoxidable Elvec ®.

3.3 Extrapolación espacial

3.3.1 Método geoestadístico de interpolación espacial

3.3.1.1 Rodalización del terreno

La rodalización o subdivisión de terreno, es un método que permite fragmentar una zona en función de las diferencias en sus atributos (González *et al.*, 2004). Siguiendo la metodología propuesta por González *et al.* (2004), la superficie de bosques templados de coníferas y latifoliadas de la RBSG, se fraccionó en una serie de rodales de acuerdo a cuatro parámetros del terreno. Los parámetros incluyeron la pendiente, el aspecto, la red

hidrográfica 1:50 000 edición 2.0 (INEGI, 2010), y el conjunto de datos de carreteras y vialidades 1.0 (INEGI, 2011). Mediante el programa ArcMap V.10 (ESRI ® 2012), se calcularon las zonas de influencia, delimitadas a una distancia de 20 m y 50 m para las redes hidrográficas (Figura 3.6 A), así como de 20 m a 20,000 m para las carreteras y vialidades (Figura 3.6 B). El aspecto y la pendiente, se calcularon a partir del modelo digital de elevación (MDE) de 15 m, para el estado de Querétaro CEM 3.0 (INEGI, 2014). La pendiente o el grado de inclinación del terreno, se clasificó en cinco grupos, como plana (0-1°), ligeramente suave (1-3°), suave (3-5°), moderada (5-15°) y fuerte (>15°) (Figura 3.7 A) (Oropeza, 2010). Por su parte, el aspecto u orientación de la ladera, se dividió en dirección norte, sur y este/oeste (Figura 3.7 B). El contenido de carbono por rodal, se definió en función a su asociación con las zonas de influencia, el grado de inclinación y la orientación del terreno. Como resultado del ensamblaje vectorial de los seis parámetros descritos, mediante la herramienta *Union* del paquete de *Analysis* (ArcMap V.10), se obtuvo un mapa correspondiente a 681 rodales de bosques templados de coníferas y latiflora, dentro de la RBSG (Figura 3.8).

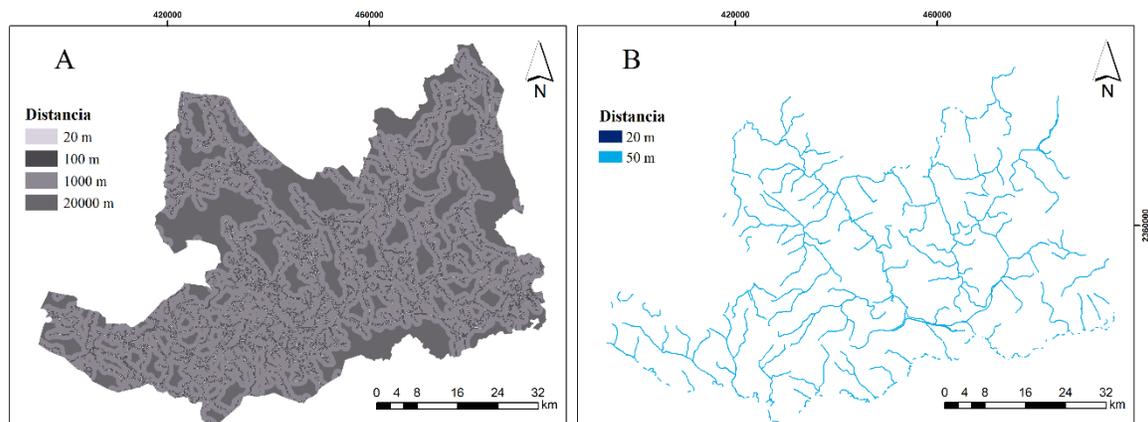
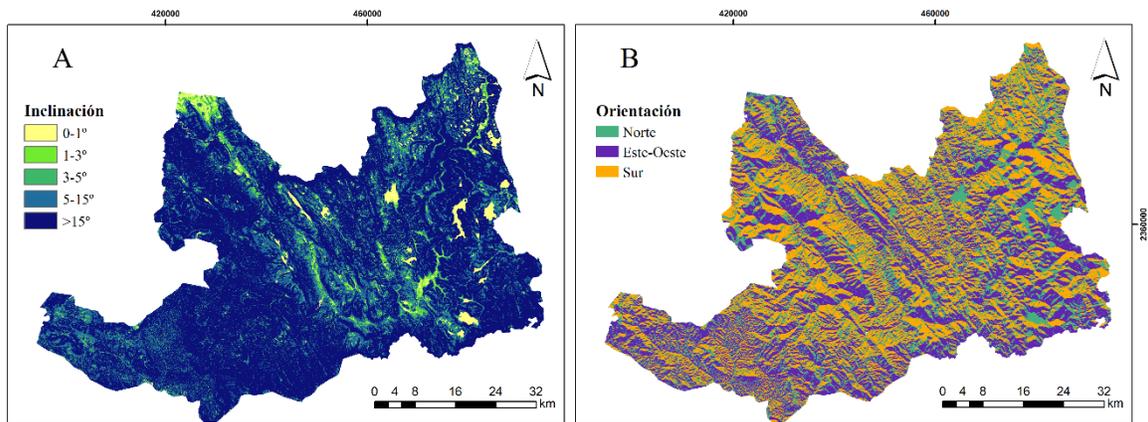
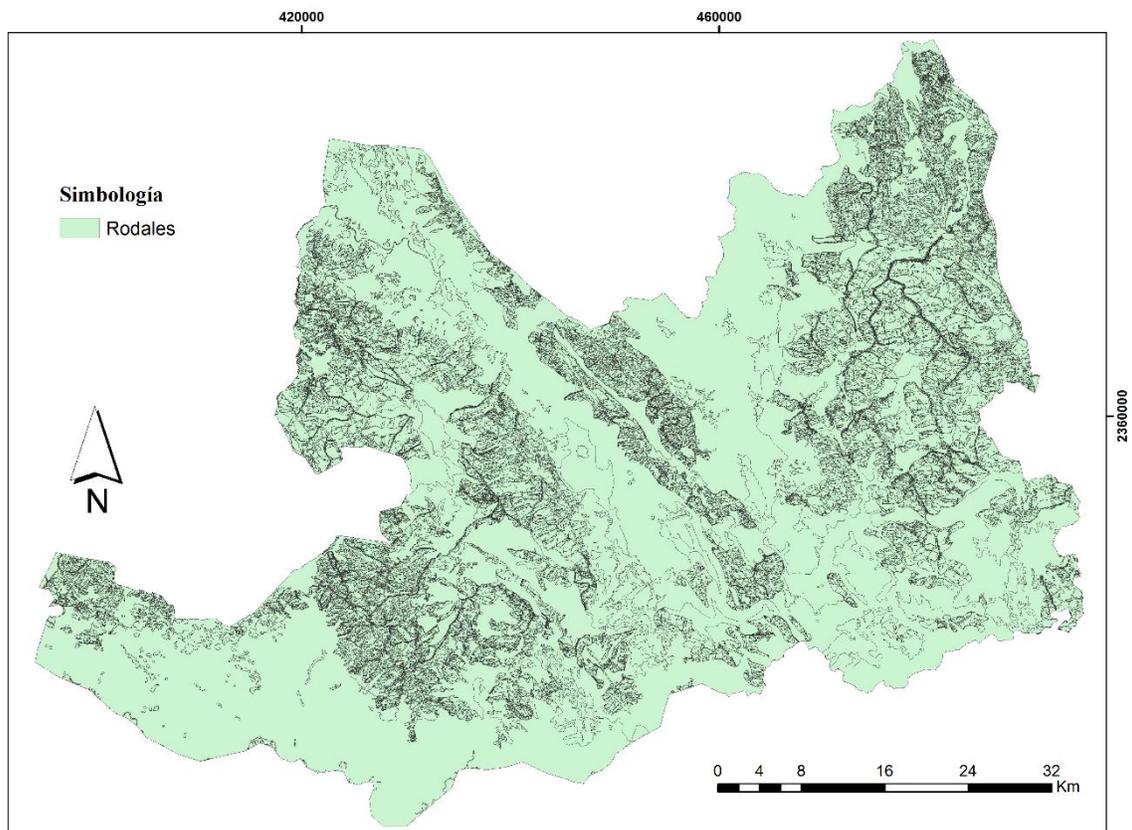


Figura 3.6 Parámetros del terreno empleados en el proceso de rodalización de la reserva de la biosfera Sierra Gorda. Donde A) zonas de influencia para el conjunto de carreteras y vialidades 1.0 y B) red hidrográfica 1:50 000 edición 2.0 (Fuente: INEGI, 2010; INEGI, 2011).



Figurh 3.7 Parámetros del terreno empleados en el proceso de rodalización de la reserva de la biosfera Sierra Gorda. Donde A) pendiente y B) aspecto (Fuente: INEGI, 2014).



Figuri 3.8 Mapa correspondiente a 681 rodales, resultado del ensamblaje vectorial de los parámetros de uso de suelo y vegetación, red hidrográfica 2.0, conjunto de carreteras y

vialidades 1.0, pendiente y aspecto, de la RBSG (INEGI, 2010; INEGI, 2011; INEGI, 2014; Luna et al., 2014).

3.3.1.2 Extrapolación espacial

La extrapolación espacial de la información a nivel de comunidad, consistió de dos pasos: primero, la interpolación espacial de biomasa y carbono; y segundo, la asociación entre el resultado de la interpolación, con los 681 rodales. Mediante el paquete *Geostatistical analysis* (ArcMap V. 10), se corrió un modelo geoestadístico de interpolación, Kriging ordinario, con la base de datos de biomasa y carbono de la RBSG. Los parámetros del modelo incluyeron, tamaño de celda de 100 m x 100 m. Los datos se normalizaron con una transformación logarítmica, y se eliminó el sesgo o tendencia, mediante una ecuación polinomial de segundo grado. La asociación entre las interpolaciones y el conjunto vectorial rodalizado, se hizo con la herramienta *Zonal statistics* del paquete (ArcMap V. 10). Como resultado, cada uno de los 681 rodales quedó integrado con información sobre el valor promedio y el valor total, de la biomasa aérea y carbono.

3.3.2 Método de extrapolación espacial basado en percepción remota

3.3.2.1 Muestreo

El parámetro seleccionado para el escalamiento espacial de la información, fue el índice de área foliar (IAF), para ello se construyó una base de datos provenientes tanto de sensores remotos, como de mediciones terrestres. La medición terrestre (IAF_T), se cuantificó con el analizador de dosel Licor LAI-2000 (LI-COR®). El tamaño de muestra correspondió a 70 parcelas de 0.25 ha, distribuidas en los bosques de coníferas y latifoliadas, de la RBSG (Figura 3.9). El analizador se utilizó en modo remoto, con un sensor bajo y sobre el dosel, en orientación Norte-Sur. Así mismo, se empleó la capucha de 180°, para asegurar un rango de visión mínimo de 0.25 ha. Dentro de cada parcela se tomó por triplicado, tres medidas internas y una externa ($\downarrow\downarrow\downarrow\uparrow$), a lo largo de tres transectos de 50 m cada uno (Li-Cor, 1992).

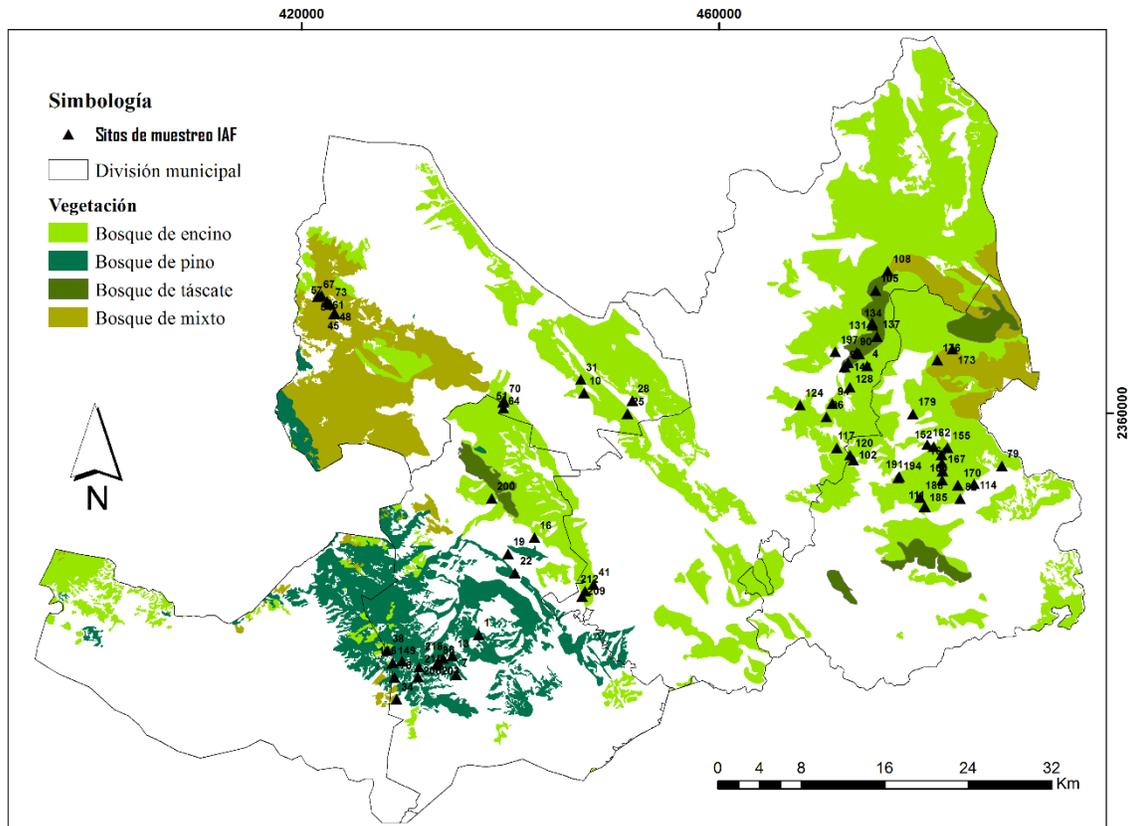
El índice de área foliar remoto (IAF_R), correspondió al producto MYD15A2 V4 del conjunto MODIS (Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer) (ORNL DAAC, 2014). Éste producto consiste de un compuesto de ocho días, a una resolución de 1 km por celda, en una representación sinusoidal. Del portal MODIS Global Subsets: Data Subsetting

and

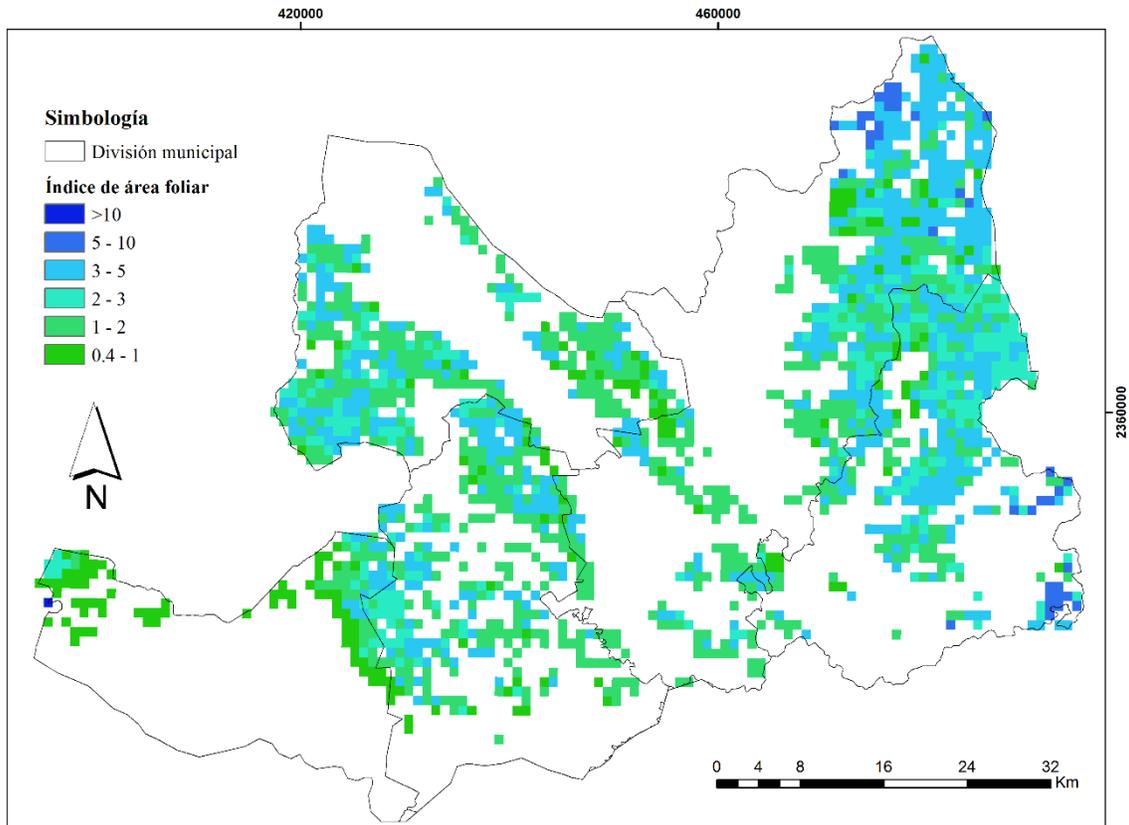
Visualization

(http://daac.ornl.gov/cgi-bin/MODIS/GLBVIZ_1_Glb/modis_subset_order_global_col5.pl), se

descargaron series de datos remotos, correspondientes al periodo de colecta del IAF_T, entre diciembre de 2013 y abril de 2015 (Figura 3.10). El área seleccionada correspondió a la extensión de la RBSG (Latitud: 21.28493413385955; Longitud:-99.4755914099818).



Figurj 3.9 Sitios de muestreo del Índice de área foliar (IAF), dentro de la reserva de la biosfera Sierra Gorda.



Figurk 3.10 Ejemplo del índice de área foliar, del producto MYD15A2 correspondiente al día 25 de enero de 2014.

3.3.2.2 Procesamiento de la información

A partir del vector creado con la base de datos del IAF_T , se extrajeron los valores de IAF_R , correspondientes a los pixeles asociados con la localización geográfica de cada parcela, fecha de colecta y comunidad de bosque. Con la finalidad de encontrar parámetros de ajuste del IAF_R en función del IAF_T , se corrieron análisis de regresión lineal, para cada una de las cuatro comunidades de bosque templado (ecuación 9). Para mejorar la precisión del ajuste, se aplicaron dos diferentes modelos de regresión, el de mínimos cuadrados ordinarios (OLS por sus siglas en inglés) y eje mayor estandarizado (SMA por sus siglas en inglés), con el paquete *smatr* del software *R* (Warton *et al.*, 2012). Adicionalmente se corrieron dos modelos correspondientes al total de información de la matriz (modelo general).

$$IAF_T = \beta_0 + IAF_R \beta_1 \quad (9)$$

Donde IAF_T representa la variable dependiente (Y), IAF_R la variable independiente (X), los parámetros β_0 y β_1 corresponden al intercepto y la pendiente, respectivamente.

A partir de los parámetros de intercepto (β_0) y pendiente (β_1), obtenidos de los modelos de regresión, se propuso un ajuste a los valores provenientes del producto satelital MYD15A2, de acuerdo a la ecuación 10. Para la comunidad de bosque de encino se seleccionó la matriz del día 07 de marzo de 2015, para el bosque de pino el día 09 de enero de 2014, al bosque mixto le correspondió el 23 de abril de 2014 y para el bosque de táscate se optó por el 18 de febrero de 2014. Respecto al modelo general, se empleó la fecha del 15 de abril de 2015, al corresponder con el número mayor de observaciones en campo.

$$IAF_{Ra} = \beta_0 + IAF_R \beta_1 \quad (10)$$

Donde IAF_{Ra} representa los valores remotos ajustados (Y), IAF_R la variable independiente (X), los parámetros β_0 y β_1 corresponden a los encontrados en la ecuación 9.

Se corrieron dos nuevos análisis de regresión lineal con los valores corregidos de IAF_R (IAF_{Ra}) y el inventario de carbono en biomasa aérea seca, correspondiente a las comunidades de bosque de encino, bosque de pino, bosque mixto y bosque de táscate de la RBSG (sección 3.1). Adicionalmente se corrió el modelo generalizado, con las cuatro matrices correspondientes a las comunidades de bosque. Como resultado de estas asociaciones, se obtuvo una función lineal de predicción de carbono en biomasa aérea, a partir del parámetro de índice de área foliar remoto ajustado (IAF_{Ra}), del día 18 de febrero de 2015, segunda fecha con mayor número de observaciones terrestres.

$$C = \beta_0 + IAF_{Ra} \beta_1 \quad (11)$$

Donde C representa el carbono estimado al día 18 de febrero de 2015 (Y), IAF_{Ra} la variable independiente (X), los parámetros β_0 y β_1 corresponden a los encontrados en la ecuación 10.

3.4 Análisis de los datos

De manera previa al análisis de la información, se aplicaron pruebas de normalidad y homogeneidad de varianzas, con la finalidad de determinar el tipo de análisis a emplear. Las variaciones de biomasa y carbono por especie, así como por estrato, se evaluaron con

una prueba no paramétrica de rangos Wilcoxon/Kruskal-Wallis. Mediante el análisis de varianza de un factor (ANOVA), se compararon las diferencias a nivel de especie, entre la densidad de la madera, la fracción de carbono, el área basal y el volumen fustal. Como prueba post hoc, se hicieron comparaciones múltiples con el test HDS de Tukey. Todos los análisis, se llevaron a cabo con el paquete estadístico JMP®V.8 (SAS, 2009).

Se construyeron y compararon modelos de regresión, entre las variables de altura y diámetro normal, contra la biomasa total por especie. Mediante el programa Table curve 2D ®, se seleccionó el modelo con mejor ajuste, en función del coeficiente de determinación ajustado (r^2_{adj}). Así mismo, se construyeron modelos de ajuste y predicción de carbono en función del IAF, mediante el programa R V. 3.2.2 (Copyright © 2015) empleando el paquete *smatr* y *lm*, mediante las funciones *sma(y~x, slope.test=1)* y *lm(y~x)*, para el modelo SMA y OLS, respectivamente.

IV. RESULTADOS

4.1 Biomasa aérea

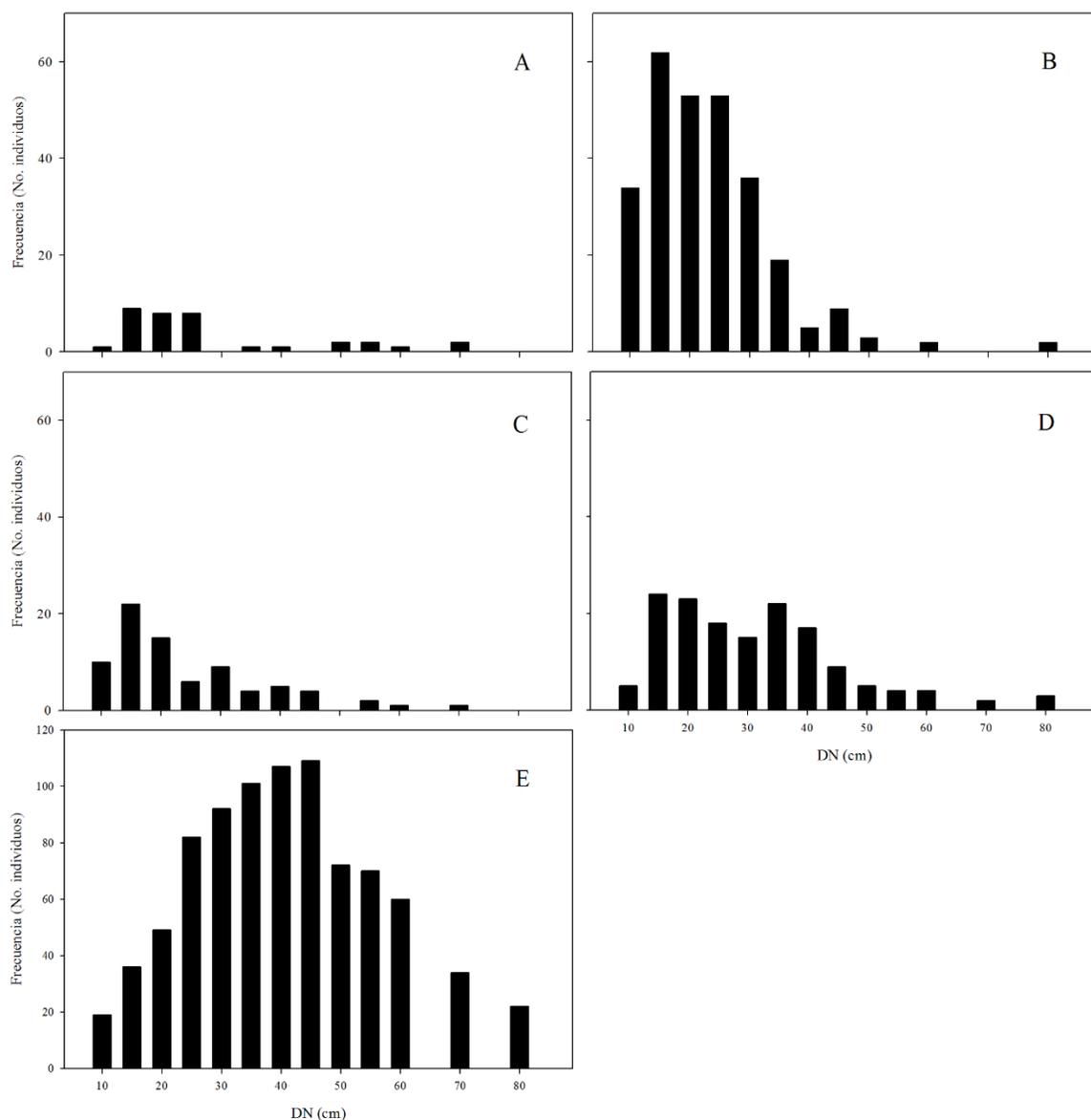
4.1.1 Estructura del bosque templado de coníferas y latifoliadas

La estructura de bosque se explicó a partir de características individuales como la diversidad de especies, la altura y el diámetro; así como características generales del patrón de distribución espacial, la densidad de individuos y la cobertura vegetal (Franklin *et al.*, 2002). Individualmente, se identificaron cuatro especies de coníferas, *Pinus greggii*, *P. patula*, *P. cembroides* y *Juniperus flaccida*. De acuerdo a los registros en la zona, las latifoliadas se componen de un número significativo de especies. El género más común fue *Quercus spp.* con al menos 12 especies, caracterizadas por su alta tasa de hibridación y entrecruzamiento (Zamudio *et al.*, 1992). En los pinos, la altura osciló entre 4 m y 50 m para *P. patula* y *P. greggii*, con diferencias significativas respecto a *P. cembroides*, cuya altura no superó los 40 m ($P < 0.0001$, $F=13.73$, 2, 389) (Tabla 4.1). Por su parte *J. flaccida* alcanzó valores entre 3 m y 20 m, similar a *Quercus spp.*, con 3 m y 36 m.

Tabld 4.1 Medidas dasométricas de altura (H) y diámetro normal (DN), así como coeficiente de forma (CF) y factor de expansión de la biomasa (FEB) empleados por especie e individuo.

Especie	n	H (m)		DN (cm)		CF	FEB
		\bar{x}	σ	\bar{x}	σ		
<i>Juniperus flaccida</i>	151	10.68	3.52	33.84	15.09	0.50	1.30
<i>Pinus cembroides</i>	35	11.00	9.02	31.40	17.48	0.50	1.05
<i>Pinus greggii</i>	278	15.43	6.27	25.77	12.77	0.50	1.05
<i>Pinus patula</i>	79	18.87	10.65	26.38	13.01	0.50	1.05
<i>Quercus spp.</i>	853	10.27	4.88	43.22	16.92	0.32	1.40
Total	1396						

El DN promedio en los pinos fue similar entre las tres especies, con valores entre 25 cm y 31 cm. El histograma de frecuencias correspondiente a las coníferas (Figura 4.1A-C) mostró una distribución similar del DN en las tres especies, donde alrededor del 50% de los individuos se agruparon en las categorías de 15 cm a 35 cm. En *J. flaccida* (Figura 4.1D) el DN promedio fue de 33 cm, con una distribución bimodal en 15 cm y 35 cm. Entre tanto *Quercus spp.*, tuvo un DN promedio de 43 cm, con una distribución simétrica de 25 cm a 45 cm, en comparación con las coníferas (Figura 4.1E).



Figur 4.1 Histograma de frecuencias de las categorías diamétricas en las cuatro especies de coníferas y el género de latifoliadas dentro de la reserva de la biosfera Sierra Gorda. Donde A) *Pinus cembroides*; B) *P. greggii*; C) *P. patula*; D) *Juniperus flaccida* y E) *Quercus spp.*

A nivel de comunidad, la densidad de individuos por unidad de superficie fue similar en el bosque de encino, bosque de táscate y bosque mixto, con un promedio de 120 a 130 árboles ha^{-1} y un máximo de 288 árboles ha^{-1} . Por el contrario, la densidad de árboles del bosque de pino fue menor en comparación con el bosque de encino ($P=0.039$, $F=2.87$, 3, 114), con un promedio de 81 árboles ha^{-1} , y un máximo de 192 árboles ha^{-1} (Tabla 4.2). El AB fue

significativamente diferente en el bosque de encino y bosque de pino (Wilcoxon, $P=0.0024$), y similar en el resto de comunidades. Por su parte, el VF fue semejante en las cuatro comunidades (Wilcoxon, $P=0.44$), con promedios entre 60 y 80 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$. La cobertura vegetal promedio, fue similar en las cuatro comunidades, con valores $<71\%$ de superficie cubierta, fracciones mínimas entre 39% y 55%, y máximas por debajo del 87%. En los encinos, la distribución es discontinua, con sitios caracterizados por cúmulos de árboles, y extensos espacios abiertos; o bien, con árboles de gran tamaño, distribuidos uniformemente. El sotobosque se caracterizó por ser abundante, en ocasiones con individuos de hasta 2 m de altura. En los pinos, particularmente *P. patula* y *P. greggii*, la distribución fue homogénea y continua, con algunos sitios de denso sotobosque. *P. cembroides* mostró una distribución menos homogénea, con cúmulos mezclados con latifoliadas u otras coníferas. En el bosque de táscate, los individuos se distribuyeron de manera discontinua, particularmente aquellos de mayor altura, al igual que en el bosque de pino.

Table 4.2 Densidad de árboles, área basal (AB), cobertura vegetal (%) y diámetro normal (DN), por unidad de bosque.

Comunidad	n	Densidad (árboles ha^{-1})				AB ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)		n	Cobertura %				DN (cm)	
		\bar{x}	σ	Mín.	Máx.	\bar{x}	σ		\bar{x}	σ	Mín.	Máx.	\bar{x}	
Bosque de encino	65	130	68	32	288	29.14	16.07	29	71.19	12.13	45.30	87.13	42.62	
Bosque de pino	18	81	50	32	192	15.76	12.22	17	66.88	11.55	48.83	86.60	26.90	
Bosque de táscate	12	130	51	44	192	18.75	7.31	9	66.35	8.36	54.83	77.67	35.25	
Bosque mixto	23	120	67	40	256	25.96	13.52	15	69.69	14.01	39.43	82.93	34.24	
Total	118							70						

4.1.2 Biomasa y carbono por especie

De acuerdo a las ecuaciones propuestas en la sección 3.2.1.4, la cuantificación de la biomasa por individuo, involucró factores como el CF y FEB (Tabla 4.3), ambos extraídos de la bibliografía disponible. La variable de densidad de la madera (ρ), obtenida a partir del método de núcleos (Grissino, 2003; Olale *et al.*, 2011), fue significativamente mayor en el género *Quercus spp.* (Wilcoxon, $P < 0.0001$), con un promedio de 0.80 g cm^3 , y similar en el resto de las coníferas, con un promedio entre 0.50 g cm^3 y 0.65 g cm^3 (Tabla 4.3). Respecto a la fracción de carbono en biomasa, no se encontraron diferencias significativas

entre las cinco especies. Los valores promedio en el F_c oscilaron entre 44% y 48%, sin superar el 50% teórico.

Tablf 4.3 Densidad de la madera (ρ) y fracción de carbono en porcentaje (F_c), a nivel de especie.

Especie	CF	FEB	ρ (g cm ³)				F_c (%)			
			n	\bar{x}	σ	EE	n	\bar{x}	σ	EE
<i>Juniperus flaccida</i>	0.50	1.30	10	0.52	0.03	0.01	2	47.12	1.22	0.86
<i>Pinus cembroides</i>	0.50	1.05	10	0.62	0.10	0.03	2	45.40	0.11	0.08
<i>Pinus greggii</i>	0.50	1.05	10	0.54	0.09	0.03	2	44.78	0.33	0.24
<i>Pinus patula</i>	0.50	1.05	10	0.50	0.06	0.02	2	46.97	2.23	1.58
<i>Quercus spp.</i>	0.32	1.40	10	0.80	0.07	0.02	2	44.17	0.42	0.30
Total			50				10			

Como resultado de la estimación de biomasa a nivel de especie (Figura 4.2), se encontraron diferencias significativas entre *Quercus spp.*, *J. flaccida* y *P. greggii* (Wilcoxon, $P < 0.0001$), no así entre el resto de las especies. El promedio de B en *Quercus spp.* fue de 0.66 Mg árbol⁻¹, con un máximo de 8.47 Mg árbol⁻¹. Los pinos registraron promedios de 0.64 Mg árbol⁻¹ en *P. cembroides*, 0.46 Mg árbol⁻¹ en *P. patula* y 0.33 Mg árbol⁻¹ en *P. greggii*, con valores máximos de entre 5.95 Mg árbol⁻¹ y 9.40 Mg árbol⁻¹. Finalmente el *J. flaccida* registró un promedio de 0.38 Mg árbol⁻¹, con valores máximos de 2.91 Mg árbol⁻¹. La estimación de C por especie mostró un patrón similar a la biomasa (Figura 4.2). Los promedios calculados fueron de 0.18 Mg árbol⁻¹ en *J. flaccida*, 0.15 Mg árbol⁻¹ en *P. greggii*, 0.21 Mg árbol⁻¹ en *P. patula* y 0.29 Mg árbol⁻¹ para *P. cembroides* y *Quercus spp.* Semejante a los resultados en B, se encontraron diferencias significativas entre el promedio de carbono de *Quercus spp.*, *J. flaccida* y *P. greggii* (Wilcoxon, $P < 0.0001$).

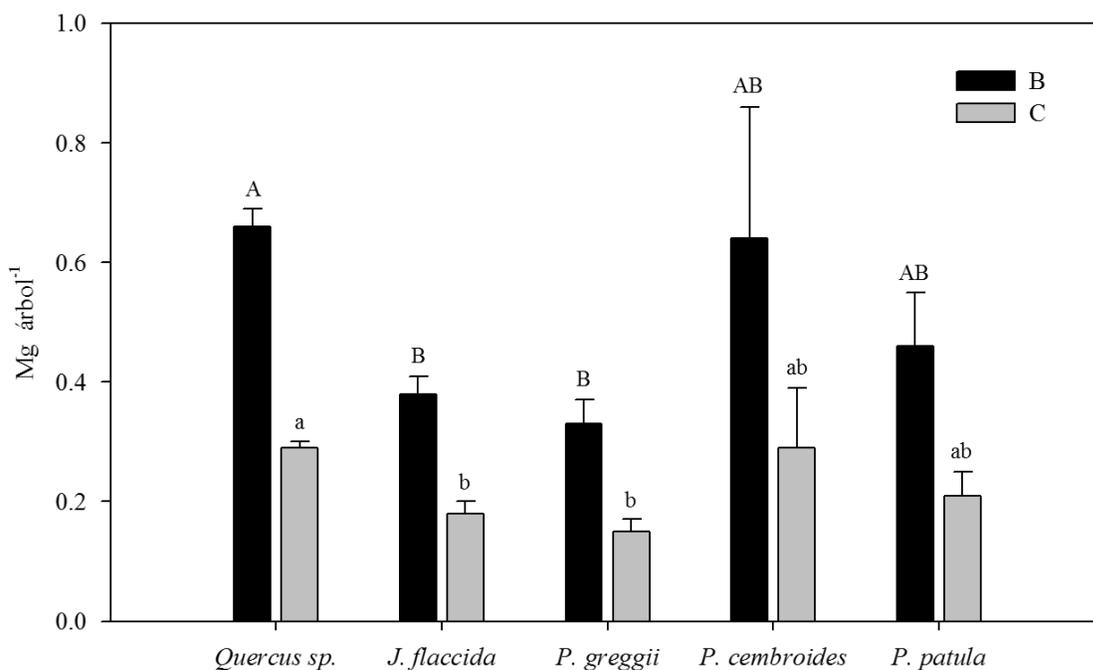


Figura 4.2 Producción de biomasa y carbono en las cuatro especies de coníferas y el género de latifoliadas dentro de la reserva de la biosfera Sierra Gorda. Los valores representan la media \pm el error estándar de la media en Mg árbol⁻¹. Barras con letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas.

4.1.2.1 Modelos de regresión para biomasa

De un total de 127 modelos de regresión entre la biomasa y las variables de H y DN, se seleccionaron los dos con los mejores valores de ajuste, en función del r^2_{adj} , correspondientes a la forma no lineal $Y=aX^b$. A excepción *P. cembroides* (Figura 4.3A y 4.4A) el resto de las especies registraron un mejor ajuste en la biomasa y DN, en comparación con la H. En las cinco especies (Figura 4.4), entre el 68% y 91% de los valores de B, fueron explicados por el DN.

Se observó un patrón similar en la distribución de la biomasa en *P. greggii*, *P. patula*, *J. flaccida* y *Quercus spp.* Todas ellas, registraron cantidades similares de biomasa en individuos con H y DN diferentes (Figura 4.3B y 4.4B). Es decir, árboles altos y delgados o anchos y de menor tamaño, ambos con bajos estimados de biomasa. Por el contrario, *P. cembroides* mostró un patrón ligeramente diferente, donde individuos con mayor H o DN,

registraron mayor estimado en la biomasa. Estos resultados se asocian con la estructura de bosques naturales, donde se puede encontrar una diversidad de individuos con diferentes alturas y constituciones, en algunos casos relacionados con árboles de diferentes generaciones.

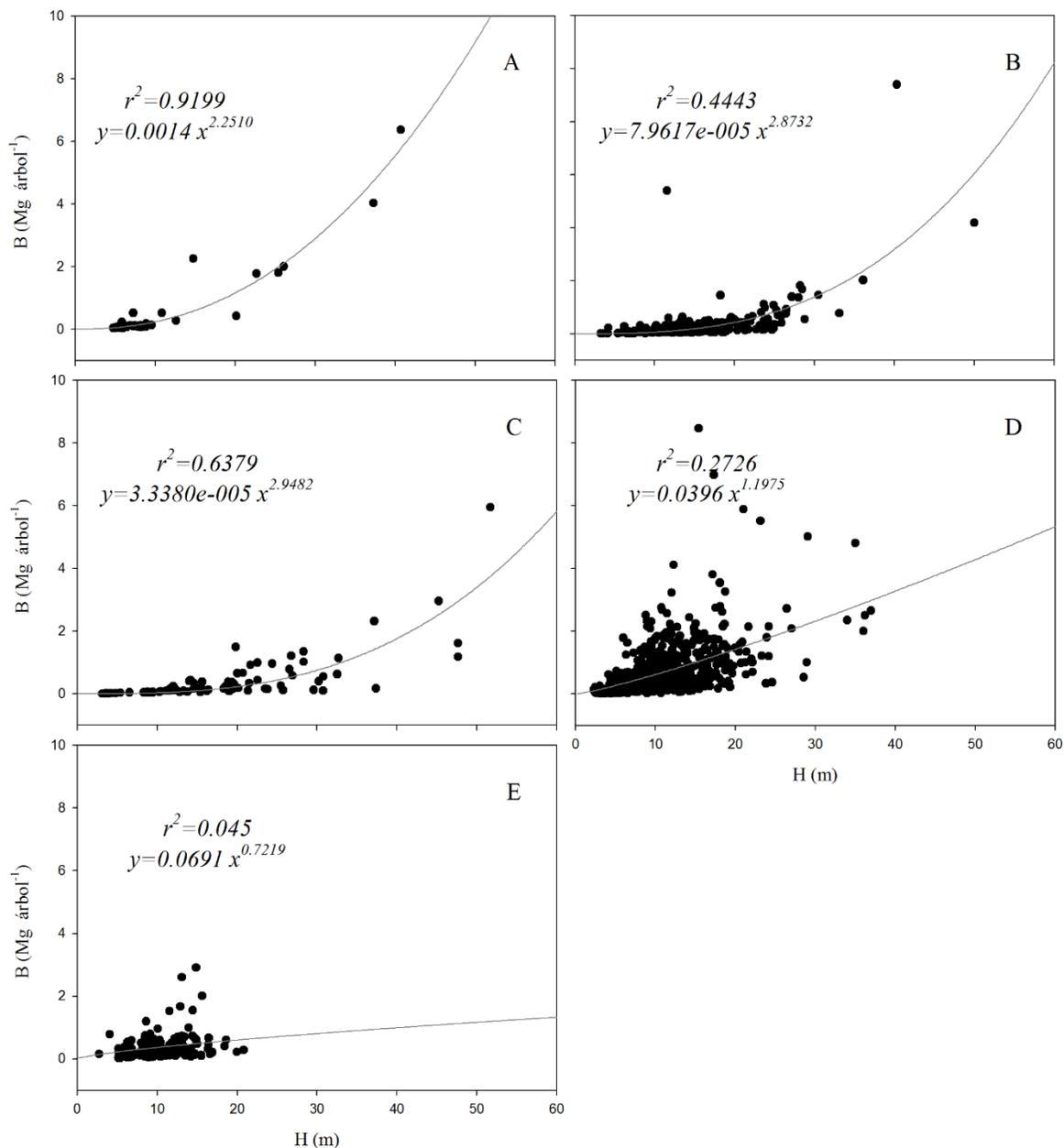
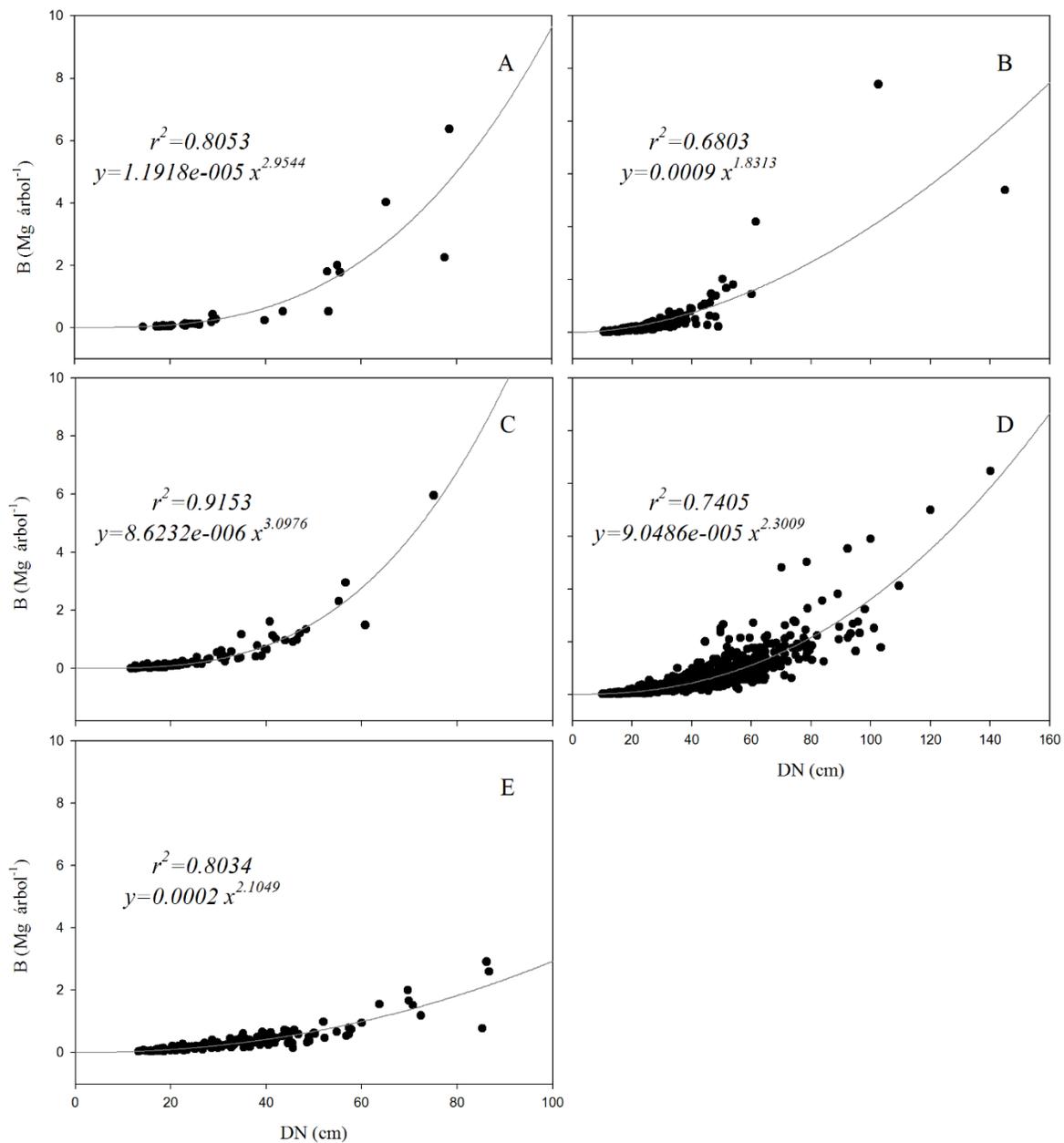


Figure 4.3 Relación lineal de la biomasa total por individuo en función de la altura por especie. Donde A) *Pinus cembroides*; B) *P. greggii*; C) *P. patula*; D) *Quercus spp.*, y E) *Juniperus flaccida*.



Figuro 4.4 Relación lineal de la biomasa total por individuo (B) en función del diámetro normal por especie. Donde A) *Pinus cembroides*; B) *P. greggii*; C) *P. patula*; D) *Quercus spp.*, y E) *Juniperus flaccida*.

4.1.3 Biomasa y carbono total por comunidad de bosque

El contenido promedio de biomasa por unidad de superficie, de acuerdo a la Tabla 4.4, fue mayor en el bosque de encino con 93 Mg ha⁻¹ y un máximo de 330 Mg ha⁻¹ (Wilcoxon, P=0.0038). Las comunidades de bosque de pino, de táscate y mixto, registraron promedios similares entre 44 Mg ha⁻¹ y 55 Mg ha⁻¹, con máximos de 117 Mg ha⁻¹ a 308 Mg ha⁻¹. Respecto al C (Tabla 4.5), el bosque de encino registró un promedio significativamente mayor de 41 Mg ha⁻¹, con un máximo de 146 Mg ha⁻¹ (Wilcoxon, P=0.0048). En las tres comunidades restantes, el promedio osciló en 20 Mg ha⁻¹ y 26 Mg ha⁻¹, con máximos entre 69 Mg ha⁻¹ y 139 Mg ha⁻¹. En función de la superficie ocupada por cada comunidad de bosque, se estimó un aproximado de 11,338.96 Gg ha⁻¹ de B y 5,036.62 Gg ha⁻¹ de C, al momento de este estudio. Sin embargo, es necesario mencionar que estas cifras se consideraron sólo como un estimado bruto, ya que la extrapolación espacial tanto de B como C, depende de un mayor número de factores, como la edad del bosque, el estado de perturbación, el tipo de manejo, el clima, entre otros.

Tabl 4.4 Biomasa promedio por tipo de bosque y biomasa total dentro de la reserva de la biosfera Sierra Gorda.

Comunidad	n	\bar{x}	σ	EE	Superficie total (ha)	B
		Mg ha ⁻¹				
Bosque de encino	65	93.23	81.05	10.05	93,423.64	8,709.47
Bosque de pino	18	44.95	72.86	17.17	22,239.42	999.62
Bosque de táscate	12	55.48	37.11	10.71	56,11.81	311.33
Bosque mixto	23	52.68	42.86	8.94	25,027.92	1,318.54
Total	118				14,6302.79	11,338.96

*Gg= 10³ Mg

Tabl 4.5 Carbono promedio por unidad de bosque y carbono total en función de la superficie por estrato de bosque, dentro de la reserva de la biosfera Sierra Gorda.

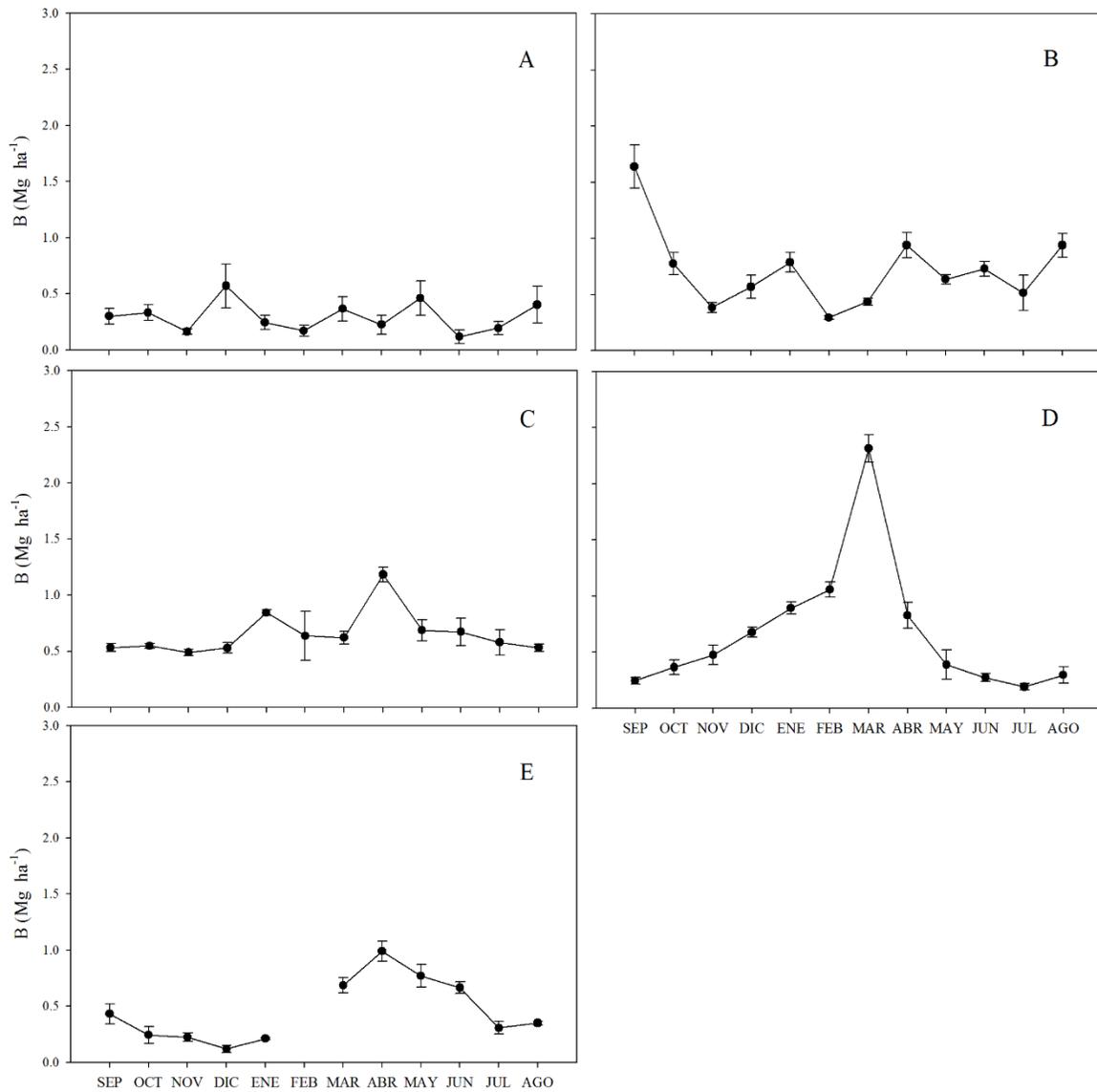
Comunidad	n	\bar{x}	σ	EE	Superficie	C
		Mg ha ⁻¹				
Bosque de encino	65	41.17	35.80	4.44	93,423.64	3,846.54
Bosque de pino	18	20.46	33.06	7.79	22,239.42	455.03
Bosque de táscate	12	26.14	17.49	5.05	5,611.81	146.70
Bosque mixto	23	23.51	19.08	3.98	25,027.92	588.36

Total	118	146,302.79	5,036.62
-------	-----	------------	----------

4.2 Hojarasca

4.2.1 Biomasa acumulada en hojarasca por especie

Los patrones de acumulación mensual de biomasa expresada en hojarasca, fueron variables en las cinco especies estudiadas (Figura 4.5). *Pinus cembroides* (Figura 4.5A) registró caídas constantes de hojarasca durante todo el año, sin diferencias significativas, con un promedio mensual de 0.29 Mg ha⁻¹. Similar a *P. cembroides*, *P. patula* (Figura 4.5C) registró promedios mensuales constantes, de aproximadamente 0.65 Mg ha⁻¹, con un máximo de 1.18 Mg ha⁻¹, durante el mes de abril (P=0.0001, F=4.51, 11, 48; Tukey $\alpha=0.05$; q=3.43). Por el contrario *P. greggii* (Figura 4.5B), tuvo una mayor fluctuación a lo largo del tiempo, con incrementos significativos en los meses de enero, abril, agosto y un máximo de 1.63 Mg ha⁻¹ en septiembre (P< 0.0001, F=12.53, 11, 48; Tukey $\alpha=0.05$; q=3.43). *Quercus spp.* (Figura 4.5D) registró un incremento gradual durante el otoño e invierno, con un pico máximo de 2.31 Mg ha⁻¹ en el mes de marzo (P< 0.0001, F=55.33, 11, 48; Tukey $\alpha=0.05$; q=3.43), el resto de año se mantuvo por debajo de 0.5 Mg ha⁻¹. Finalmente, *J. flaccida* (Figura 4.5E) experimentó un periodo de mayor acumulación de hojarasca durante la primavera, entre los meses de marzo a junio, para continuar con un periodo de julio a enero, menor a 0.5 Mg ha⁻¹ (P< 0.0001, F=23.37, 11, 48; Tukey $\alpha=0.05$; q=3.43). En general, de acuerdo a estos resultados, se observó que las cinco especies experimentaron un recambio foliar constante, algunas sin cambios significativos durante el año, como en *P. cembroides*, otras con cortos periodos de mayor actividad como *P. greggii*, *P. patula* y *Quercus spp.*; o bien con periodos de mayor duración como en *J. flaccida*.



Figurp 4.5 Gráficos de acumulación mensual de hojarasca por especie, en el periodo septiembre de 2014 a marzo de 2015. Donde A) *Pinus cembroides*; B) *P. greggii*; C) *P. patula*; D) *Quercus spp.*, y E) *Juniperus flaccida*. Las barras representan el error estándar de la media.

El análisis de varianza de la biomasa anual, expresada en hojarasca, indicó diferencias significativas entre dos grupos principales ($P < 0.0001$, $F = 26.36$, 4, 20; Tukey $\alpha = 0.05$; $q = 2.99$) (Figura 4.6). Por una parte se encontró *P. greggii*, *P. patula* y *Quercus spp.*, con un promedio entre $7.85 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $8.63 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; en segundo lugar, se agrupó *J. flaccida* y *P. cembroides*, con una media de $5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $3.53 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$,

respectivamente. Similar a la biomasa, en análisis de varianza del carbono estimado por especie, mostró diferencias significativas entre el grupo de *P. greggii*, *P. patula* y *Quercus spp.*, con el grupo de *J. flaccida* y *P. cembroides* ($P < 0.0001$, $F = 15.21$, 4, 20; Tukey $\alpha = 0.05$; $q = 2.99$). La media estimada en los tres primeros fue de $3.70 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ a $4.06 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y en los dos últimos (*J. flaccida* y *P. cembroides*) fue de $2.26 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $2.14 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, respectivamente (Figura 4.6). De acuerdo al análisis de laboratorio, la fracción de carbono promedio (F_c) de la biomasa en hojarasca, fue del 49%. En *P. cembroides* se registró un error de cuantificación en laboratorio, por lo que debe considerarse con reservas; sin embargo, éste error no afectó los resultados, ya que la especie no es dominante dentro del área de estudio. Adicionalmente, el análisis de varianza, no mostró diferencias significativas entre estos resultados (Tabla 4.6).

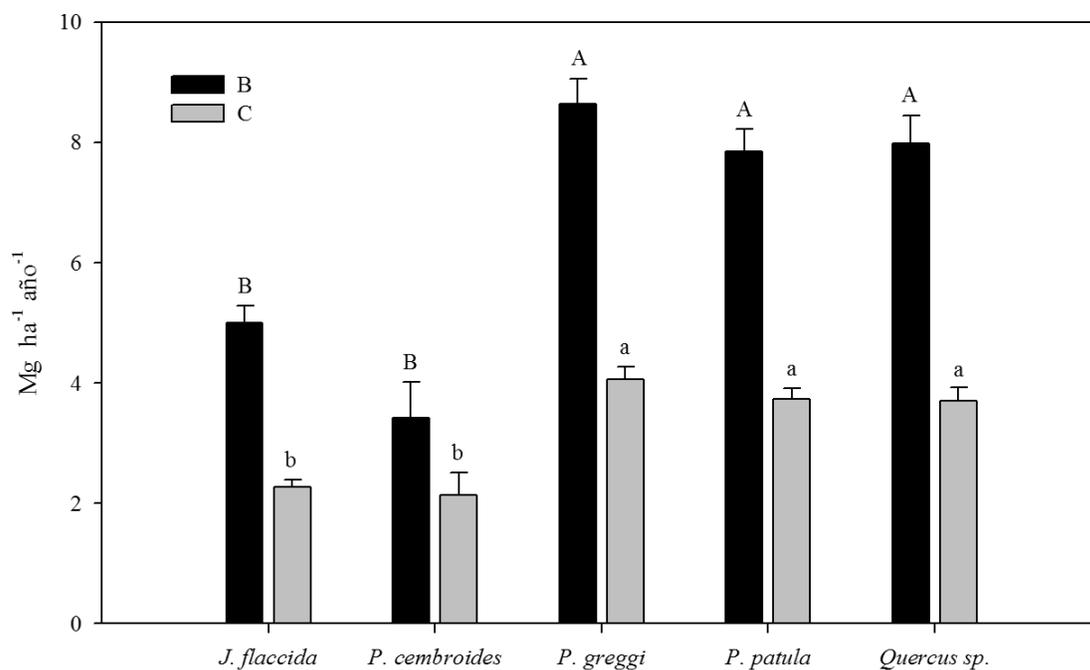


Figura 4.6 Acumulación promedio anual de biomasa (B) y carbono (C), en las cuatro especies de coníferas y el género de latifoliadas, dentro de la RBSG. Los valores representan la media \pm el error estándar de la media en $\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Barras con letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas.

Tabl 4.6 Porcentaje de la fracción de carbono (F_c) a nivel de especie.

Especie	n	\bar{x} (%)	σ	EE
<i>Juniperus flaccida</i>	2	45.30	0.05	0.04
<i>Pinus cembroides</i>	2	62.51	20.03	14.17
<i>Pinus greggii</i>	2	47.12	1.07	0.76
<i>Pinus patula</i>	2	47.61	1.81	1.28
<i>Quercus spp.</i>	2	46.40	0.10	0.07
Total	10			

4.3 Extrapolación de biomasa y carbono en la RBSG

4.3.1 Rodalización

Como resultado del proceso de rodalización de los bosques templados de coníferas y latifoliadas de la RBSG, se encontraron en total 681 rodales, cada uno con una combinación particular de parámetros del terreno (Figura 4.7). El bosque de encino, se conformó de 180 rodales, con áreas entre los 400 m² y hasta las 15,000 ha, ocupando una superficie de 92,532 ha. El bosque mixto se dividió en 175 rodales, con superficies entre 130 m² y 6,500 ha, con un total de 24,853 ha. El bosque de pino, con una superficie de 21,905 ha, se fraccionó en 170 rodales, con áreas entre 53 m² y 7,500 ha. Finalmente, las 5,611 ha del bosque de táscate se distribuyeron en 156 rodales, cuya superficie osciló entre 67 m² y 1,400 ha.

Al relacionar el estimado de biomasa y carbono, con los parámetros empleados para la rodalización, se encontraron diferencias significativas con el aspecto, la pendiente y la distancia a vialidades. No se encontraron diferencias significativas con la distancia a cuerpos de agua, en las cuatro comunidades de bosque. Respecto al parámetro de aspecto, únicamente en el bosque de táscate, se asoció la orientación Este-Oeste, a rodales con promedios de B y C superiores, a los de orientación Norte y Sur ($P=0.0016$, $F=6.74$, 2, 153; Tukey, $\alpha=0.05$; $q=2.36$). En cuanto a la pendiente, se registró un promedio mayor de B y C, en rodales con pendientes de moderadas (5°-15°) a fuertes (>15°), tanto en bosque de encino ($P=0.0013$, $F=4.69$, 4, 175; Tukey, $\alpha=0.05$; $q=2.75$) como bosque mixto ($P<0.0001$, $F=8.51$, 4, 170; Tukey, $\alpha=0.05$; $q=2.75$) y bosque de táscate ($P<0.0001$, $F=8.74$, 4, 151; Tukey, $\alpha=0.05$; $q=2.76$). Finalmente, se encontraron diferencias significativas en el

parámetro de vialidades tanto en el bosque de encino ($P < 0.0001$, $F = 46.64$, 3, 176; Tukey, $\alpha = 0.05$; $q = 2.59$), bosque mixto ($P < 0.0001$, $F = 14.45$, 3, 171; Tukey, $\alpha = 0.05$; $q = 2.59$), bosque de pino ($P < 0.0001$, $F = 46.19$, 3, 166; Tukey, $\alpha = 0.05$; $q = 2.59$) y bosque de táscate ($P < 0.0001$, $F = 25.42$, 3, 152; Tukey, $\alpha = 0.05$; $q = 2.59$). En las cuatro comunidades, los rodales ubicados a una distancia igual o superior a los 20,000 m de las carreteras o veredas, registraron un promedio mayor de B y C, de aquellos localizados a 20 m o 100 m.

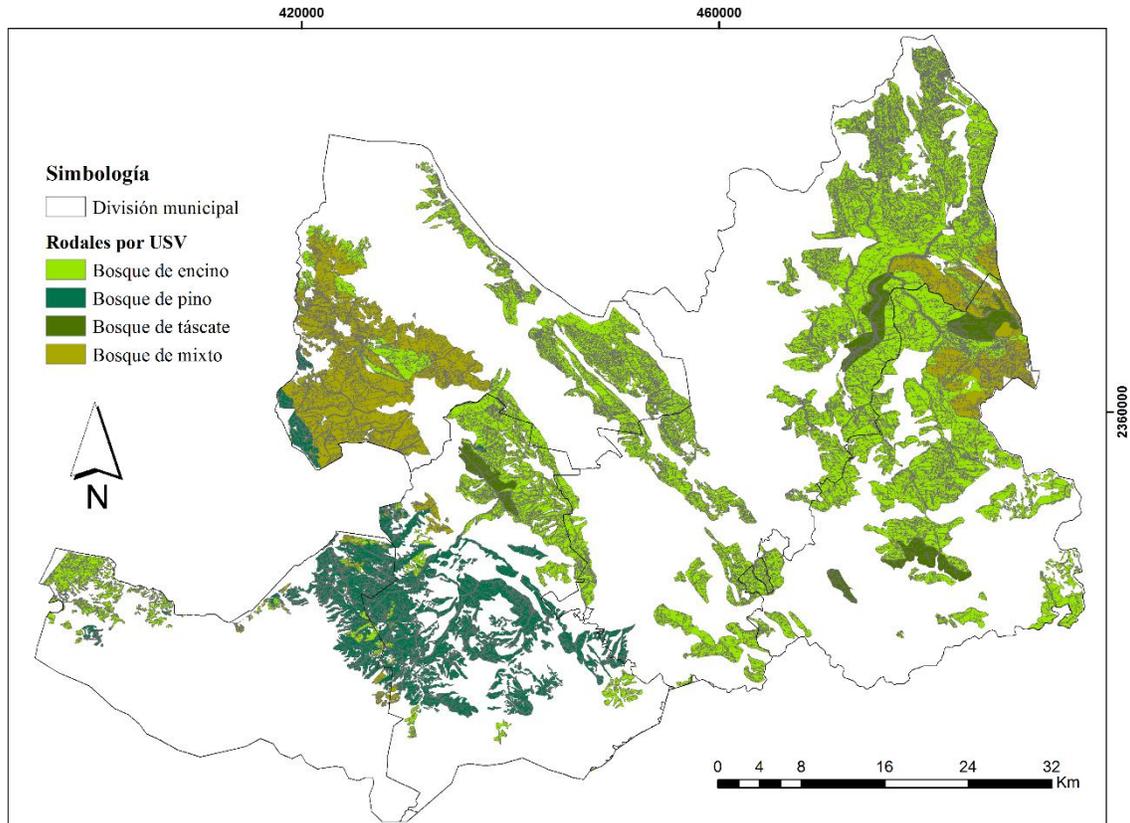
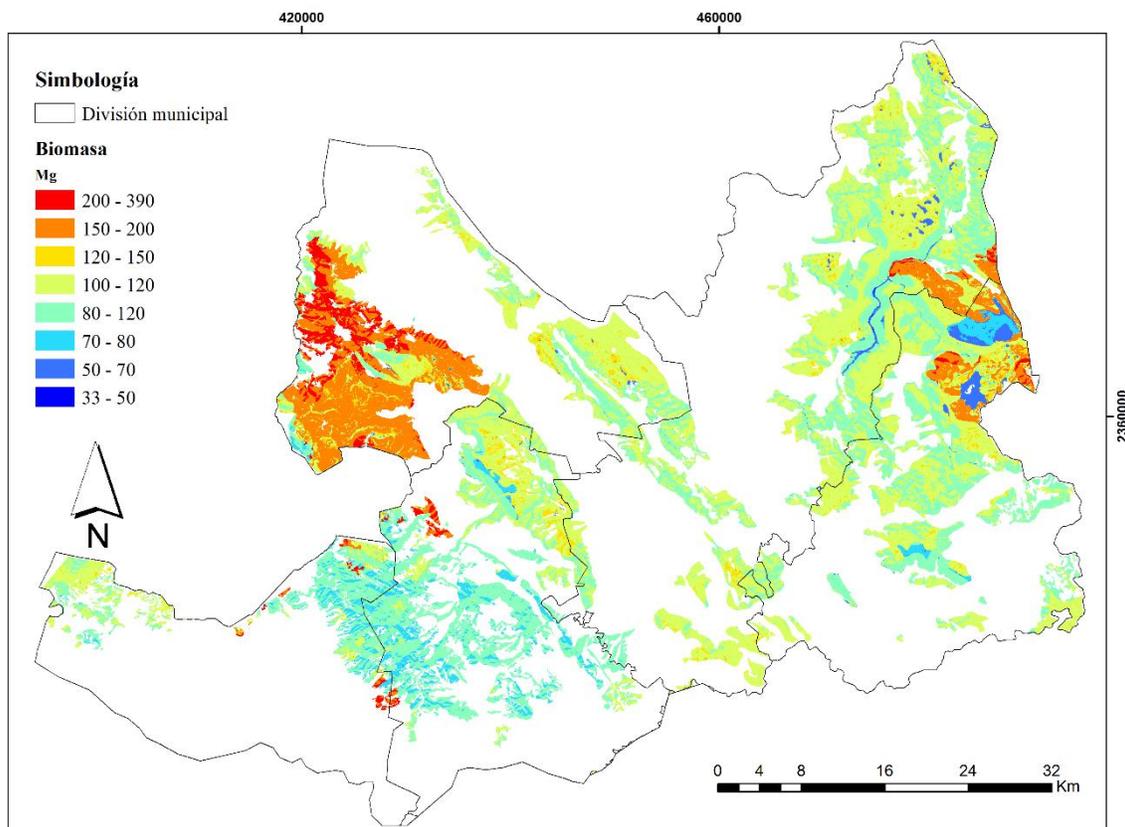


Figura 4.7 Mapa de rodajes en función del tipo de vegetación, cuerpos de agua, vialidades, pendiente y aspecto, de la reserva de la biosfera Sierra Gorda.

4.3.1.1 Predicción de biomasa y carbono en superficie rodalizada

Como resultado del escalamiento espacial a partir del método de rodalización, se observó una distribución heterogénea de la biomasa en los bosques templados de la RBSG. En la comunidad de bosque mixto se agruparon rodales con promedio de B de $148 \text{ Mg rodal}^{-1}$, con un mínimo de 40 Mg rodal^{-1} y un máximo $388 \text{ Mg rodal}^{-1}$. De acuerdo a la Figura 4.8, éstos se ubicaron principalmente en la parte noroeste, en el municipio de Arroyo Seco y en

noreste, en el municipio de Landa de Matamoros. El bosque de encino tuvo una distribución homogénea de la biomasa, con un promedio de 95 Mg rodal⁻¹, un mínimo de 51 Mg rodal⁻¹ y un máximo de 164 Mg rodal⁻¹. El bosque de pino, ubicado en la parte suroeste de la RBSG, principalmente en el municipio de Pinal de Amoles, alcanzó un promedio similar al bosque de encino, de 94 Mg rodal⁻¹, con un mínimo de 39 Mg rodal⁻¹ y un máximo de 170 Mg rodal⁻¹. El bosque de táscate registró un promedio de 67 Mg rodal⁻¹, con mínimo de 33 Mg rodal⁻¹ y máximo de 155 Mg rodal⁻¹, localizado principalmente en la fracción noreste, entre los municipios de Jalpan de Serra y Landa de Matamoros. Similar a lo descrito, el cálculo de B por unidad de superficie (ha), indicó un promedio mayor en la comunidad de bosque mixto, con 164 Mg ha⁻¹, seguido del bosque de encino, bosque de pino y finalmente bosque de táscate. De acuerdo al modelo de interpolación, la predicción de B total dentro de los bosques de coníferas y latifoliadas fue de aproximadamente 16,169.94 Gg (Tabla 4.7).



Figurs 4.8 Distribución espacial del promedio de biomasa (Mg rodal^{-1}), de la superficie rodalizada en los bosques de coníferas y latifoliadas, de la reserva de la biosfera Sierra Gorda.

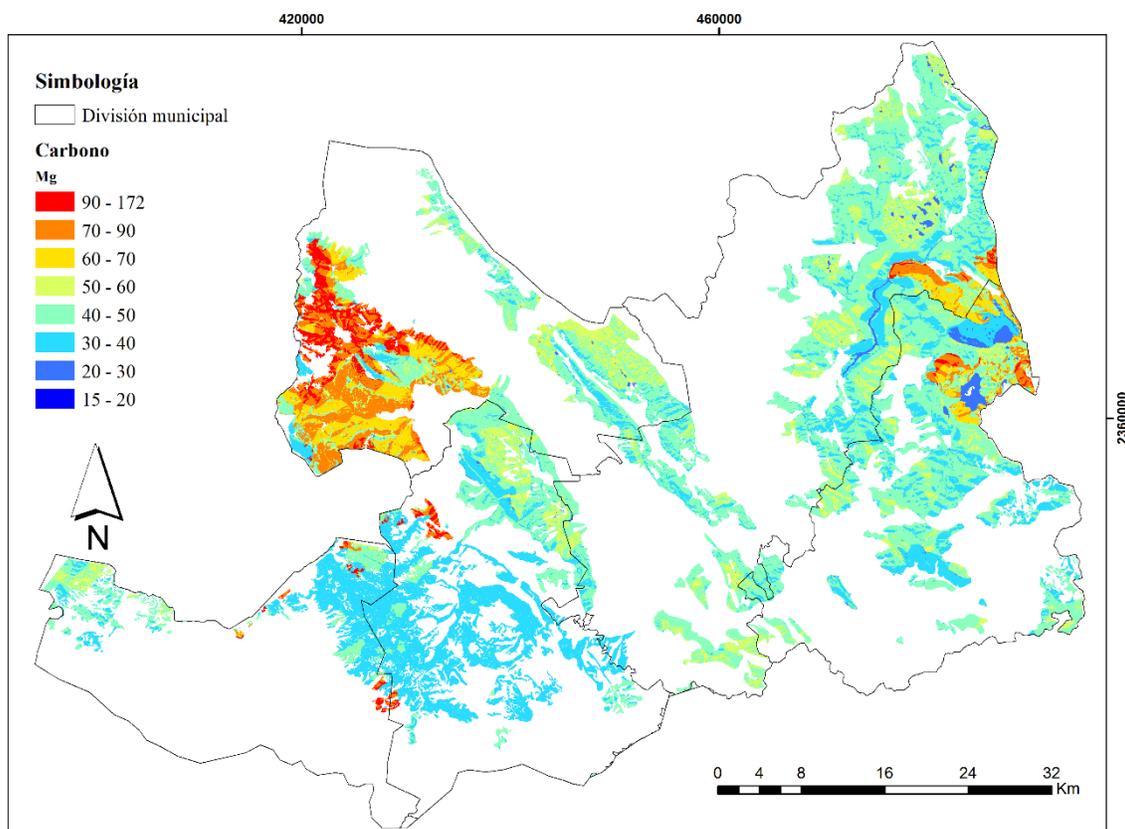
Tablj 4.7 Estimación de biomasa por unidad de superficie interpolada a nivel de comunidad.

Comunidad	n	\bar{X}	σ	EE	Superficie total	B
		Mg ha-1			ha	Gg
Bosque de encino	180	103.46	82.14	0.27	93,423.64	9,666.95
Bosque de mixto	175	164.02	96.86	0.61	22,239.42	4,104.49
Bosque pino	170	87.91	42.01	0.28	5,611.81	1,954.80
Bosque de táscate	156	79.28	36.88	0.49	25,027.92	443.70
Total	681				146,302.79	16,169.94

*Gg= 10^3 Mg

Referente al carbono, la distribución espacial fue homogénea en la superficie correspondiente a las comunidades de bosque de encino y bosque de pino (Figura 4.9). En

ambos estratos, el promedio de C fue de aproximadamente 42 Mg ha^{-1} , con un mínimo de 17 Mg ha^{-1} a 22 Mg ha^{-1} , y máximos de 72 Mg ha^{-1} y 76 Mg ha^{-1} . Similar a la B, el bosque mixto tuvo un promedio de 148 Mg ha^{-1} , un mínimo de 18 Mg ha^{-1} y un máximo de 171 Mg ha^{-1} , superior al resto de los estratos. En el bosque de táscate, la media osciló en 30 Mg ha^{-1} , con valores mínimos y máximos de 15 Mg ha^{-1} y 69 Mg ha^{-1} , respectivamente. Como resultado de la predicción de C, a partir del método de interpolación espacial (Tabla 4.8), la comunidad de bosque mixto tuvo un promedio superior de aproximadamente 72 Mg ha^{-1} . Sin embargo, debido a su extensión, el bosque de encino fue el estrato con el reservorio más importante, con cerca de $4,274 \text{ Gg}$ distribuidos en $93,423 \text{ ha}$. En total, el reservorio de C dentro de los bosques de coníferas y latifoliadas de la RBSG, se estimó en $7,170 \text{ Gg}$, aproximadamente el 44% de la B total.



Figur 4.9 Distribución espacial del promedio de biomasa (Mg rodal^{-1}), de la superficie rodalizada en los bosques de coníferas y latifoliadas, de la reserva de la biosfera Sierra Gorda.

Tabl 4.8 Promedio de carbono por unidad de superficie rodalizada a nivel de comunidad.

Comunidad	n	\bar{x}	σ	EE	Superficie total	C
		Mg ha ⁻¹			ha	Gg
Bosque de encino	180	45.74	35.83	0.12	93,423.64	4,274.14
Bosque mixto	175	72.92	42.61	0.27	22,239.42	1,824.94
Bosque de pino	170	39.27	18.61	0.12	5,611.81	873.10
Bosque de táscate	156	35.48	16.18	0.22	25,027.92	198.57
Total	681				146,302.79	7,170.75

4.3.2 Modelos de ajuste del IAF

De acuerdo a los valores de significancia del modelo y de la prueba de la pendiente (Tabla 4.9), tanto en SMA como OLS, no se encontró correlación entre las variables de IAF_R y el IAF_T, en las comunidades de bosque de pino, bosque de táscate y bosque mixto. Por el contrario, los niveles de significancia de los modelos generalizados y los correspondientes al bosque de encino, indicaron una correlación entre las variables, la cual fue explicada mediante una función de regresión lineal (Figura 4.10). Sin embargo, en ambos modelos de regresión, el coeficiente de determinación fue bajo ($r^2 < 0.30$). En el bosque de encino, cerca del 17% de los valores de IAF_T se explicaron en función del IAF_R ($r^2 = 0.174$, $P = 0.016$), en tanto que en el modelo generalizado, aproximadamente el 21% de los datos en IAF_T fueron explicados por cambios en el IAF_R ($r^2 = 0.217$, $P < 0.0001$).

Tabl 4.9 Parámetros de los modelos de regresión lineal de mínimos cuadrados (OLS) y eje mayor estandarizado (SMA), correspondientes a cada unidad de bosque.

Modelo	Bosque de encino		Bosque de pino		Bosque de táscate		Bosque mixto		General	
	OLS	SMA	OLS	SMA	OLS	SMA	OLS	SMA	OLS	SMA
β_0	1.238	0.694	1.665	0.838	1.464	-1.070	1.536	1.295	1.270	0.686
β_1	0.242	0.580	0.266	0.587	0.500	1.288	0.156	0.306	0.276	0.591
r^2	0.174	0.174	0.205	0.205	0.150	0.150	0.260	0.260	0.217	0.217
Sig.	0.016*	0.016*	0.104	0.104	0.303	0.303	0.079	0.079	0.000**	0.000**

* $p < 0.05$, ** $p < 0.0001$

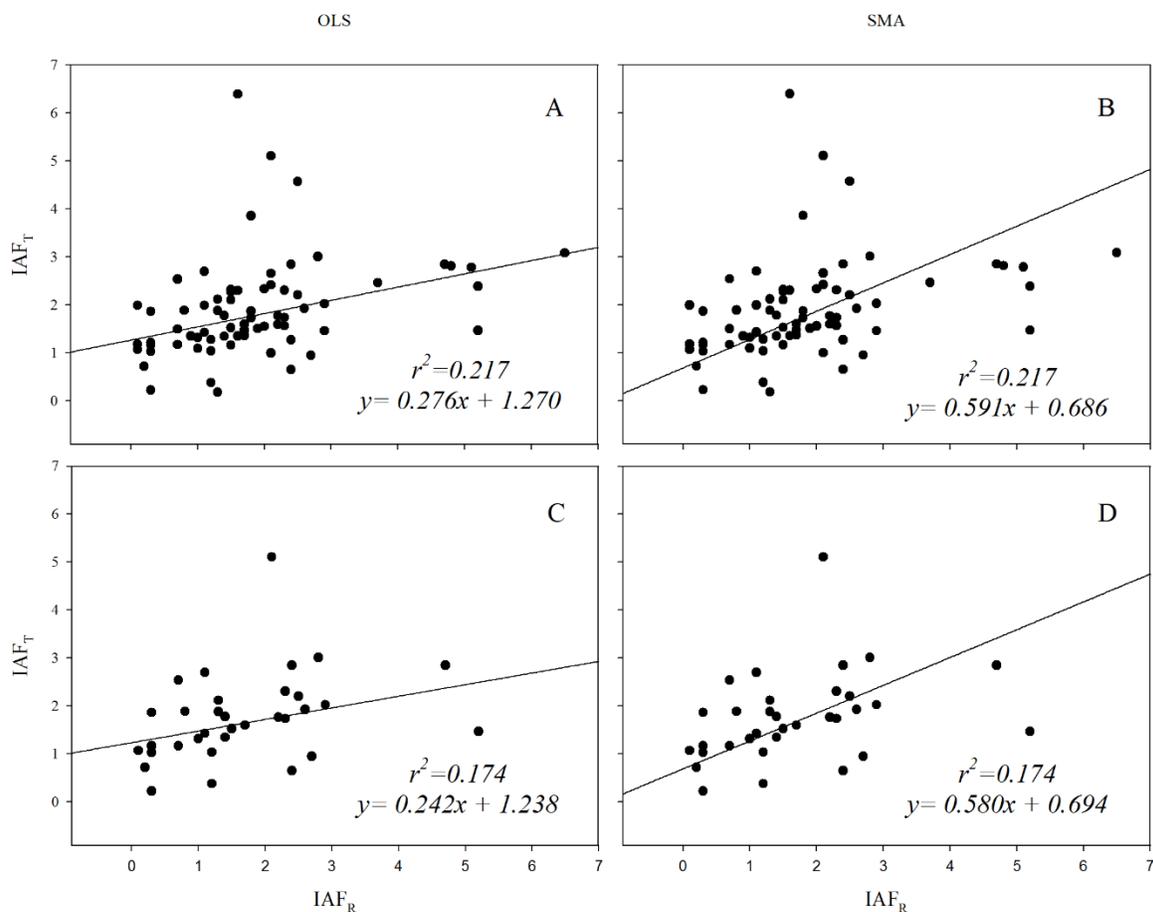


Figura 4.10 Modelos de regresión lineal de mínimos cuadrados (OLS) y eje mayor estandarizado (SMA), entre el índice de área foliar remoto (IAF_R) y terrestre (IAF_T). Donde A) y B) corresponden al modelo generalizado; C) y D) al modelo en bosque de encino.

Los modelos de regresión lineal de tipo SMA, se consideraron útiles para predecir el cambio en el IAF_T, en función al IAF_R, tanto en el modelo general como en el bosque de encino. De acuerdo a estos resultados, se empleó los parámetros de pendiente e intercepto, de la ecuación de regresión lineal, para ajustar las series de datos de IAF_R. El ajuste se efectuó de acuerdo a la ecuación 10, con valores de IAF_R (n=118) correspondientes al 15 de abril de 2015. Los valores ajustados, se corrieron en un nuevo análisis de regresión lineal, con el contenido de carbono (Mg ha⁻¹) asociado a cada uno de los 118 sitios de muestreo (ecuación 11). Como lo muestra la Tabla 4.10, no se encontró correlación significativa entre ambas variables tanto del modelo general como el del bosque de encino. En función de la falta de correlación entre las variables, no se generó la predicción de C en

biomasa aérea, mediante la variable de IAF_{Ra} , dentro de los bosques templados de coníferas y latifoliadas, de la RBSG.

Tablm 4.10 Parámetros del modelo de regresión lineal, entre el índice de área foliar remoto ajustado (IAF_{Ra}) y la estimación de carbono.

	β_0	β_1	r^2	Sig.
Bosque de encino	136.859	-77.194	0.037	0.127
General	123.707	-29.253	3.14e-6	0.984

V. DISCUSIONES

5.1 Estructura del bosque

Estructuralmente, las especies encontradas como parte del bosque de coníferas y latifoliadas de la RBSG, fueron en su mayoría similares a las descripciones publicadas en el país. *Pinus greggii* tanto el DN como la H promedio se encontraron dentro de los parámetros descritos en la bibliografía (Salazar & Soihet, 2001; CONAFOR, 2007d); sin embargo, algunos individuos superaron los 25 m y 40 cm, registrados como valores máximos para la especie. Los resultados encontrados en *P. patula*, coincidieron con el rango de 50-90 cm de DN, solamente en la altura se encontró una diferencia de aproximadamente 10 m, sobre el valor máximo descrito, de alrededor de 40 m (Gillespie, 1992; CONAFOR, 2007b). Similar a *P. patula*, los resultados de DN en *P. cembroides* fueron similares a lo descrito por Vázquez *et al.*, (1999a) y CONAFOR (2007a), con registros superiores a los 15 m máximos de H. En *Quercus spp.*, se encontraron similitudes con las especies de *Q. rugosa* y *Q. laurina* todas con registros dentro de la RBSG (Vázquez *et al.*, 1999b; CONAFOR, 2007e-f). Finalmente en *Juniperus flaccida* no hubo diferencias entre el DN; sin embargo, en la H superó los 17 m descritos por Sullivan (2007) y CONAFOR (2007c).

En comparación con otros trabajos, el AB fue dos veces mayor en el bosque de encino, cinco veces menor en el bosque de táscate, y similar en el bosque de pino y bosque mixto. Las diferencias encontradas en el bosque de encino se asociaron a una mayor densidad de individuos (275 árboles ha⁻¹), con diámetros hasta 20 cm menores, en comparación con los resultados de este trabajo (Domínguez *et al.*, 2012). Por el contrario, en el bosque de táscate tanto la densidad como el DN fueron significativamente mayores (176 árboles ha⁻¹ y 40 cm de DN), lo que se tradujo en una mayor AB por unidad de superficie (Saranzai *et al.* (2012). Finalmente las similitudes en el bosque de pino y bosque mixto, se debieron al contraste entre la densidad y DN de los individuos de cada comunidad. En este estudio, se encontraron bosques con baja densidad de árboles, pero con DN entre 26 cm y 34 cm. Por el contrario, en la literatura se registraron bosques con mayor densidad de individuos (>400 árboles ha⁻¹), pero con DN <20 cm (Castellanos *et al.*, 2008; Santiago *et al.*, 2012). De acuerdo a los resultados descritos, los bosques templados de coníferas y latifoliadas de la

RBSG, se clasificaron como bosques poco densos, con baja cobertura de sotobosque, determinado por rangos de AB menores a los 22 m² ha⁻¹.

5.2 Estimaciones de biomasa y carbono

En comparación con otros trabajos dentro de los bosques templados del país, los resultados de biomasa aérea por individuo fueron mayores a lo registrado en *P. patula*, *P. greggii* y *J. flaccida*. Referente a *P. patula*, autores como Castellanos (1993), Díaz *et al.* (2007) y Soriano (2015), registraron promedios de B entre 0.206 Mg árbol⁻¹ y 0.236 Mg árbol⁻¹, en individuos de aproximadamente 25 cm de DN. En este trabajo, individuos con similares DN (26 cm) registraron un promedio de 0.46 Mg árbol⁻¹, cerca del doble de lo reportado por estos autores. Similar a *P. patula*, López (2013) encontró una biomasa promedio de 0.172 Mg árbol⁻¹, en árboles de *P. greggii* con un DN de 22 cm, aproximadamente el 50% del promedio encontrado en este trabajo (0.33 Mg árbol⁻¹) para un individuo de 25 cm de DN. Así mismo, Rodríguez *et al.* (2007) hizo un registro de 0.187 Mg árbol⁻¹, a un DN de ~18 cm, correspondiente a la especie de *J. flaccida*. Nuevamente, éste valor correspondió a la mitad de lo encontrado en este trabajo, para individuos de la misma especie, con un promedio de 33 cm de DN. Para el género de *Quercus spp.*, se encontró una diferencia de alrededor de 200 kg, con los estudios de Rodríguez *et al.* (2007) y Gómez *et al.* (2011), quienes registraron hasta 0.868 Mg árbol⁻¹, en individuos de ~40 cm, respecto al promedio encontrado en este trabajo de 0.66 Mg árbol⁻¹, a un DN de 44 cm. Finalmente, para *P. cembroides* no se encontró información similar publicada; sin embargo, en comparación con el resto de coníferas, ésta tuvo un promedio mayor en biomasa aérea (0.64 Mg árbol⁻¹), similar al de *Quercus spp.* Las diferencias encontradas en las cuatro especies de coníferas, se relacionaron a su variabilidad en la densidad de la madera (mayor en el caso de *P. cembroides*), o bien en la metodología usada para su cuantificación, ya que a diferencia de la ecuación empleada en este trabajo, la mayoría de los estudios publicados, generaron ecuaciones alométricas, basadas principalmente en el DN o la H.

La concentración de carbono para las cuatro especies de coníferas fue menor al registrado en publicaciones similares. Para *P. greggii*, Pacheco *et al.* (2007) y Yamallel *et al.* (2012) registraron promedios de 51% y 47%, cerca de 7% más a los resultados encontrados. En *P. cembroides*, se reportó promedios de 50% (Yamallel *et al.*, 2012) y 48% (Pompa & Yerena

(2014). *P. patula* tuvo registros de 51% (Gutiérrez & Lopera, 2001) y 50% (Díaz *et al.*, 2007), ambas especies con una diferencia de 5%, respecto a este trabajo. Respecto al género *Quercus spp.*, Aguirre & Jiménez (2011) y Jiménez *et al.* (2013), reportaron un 48%, mientras que Gómez *et al.* (2011) registró un 47%, ambos resultados hasta 4% mayores a lo encontrado en la RBSG. Similar al género *Quercus spp.*, en *J. flaccida* se encontró una diferencia de casi 4%, respecto a lo publicado por Yamallel *et al.* (2012) y Jiménez *et al.* (2013), de ~51%. A pesar de haber empleado el mismo método de cuantificación de carbono –basado en oxidación catalítica a alta temperatura–, en su mayoría las cuantificaciones aquí citadas, correspondieron a tres componentes principales: fuste, ramas y hojas; sin embargo, en este trabajo, sólo se cuantificó la fracción de carbono en fuste. Se considera así, que esta diferencia, aunada al método alternativo de estimación de la densidad anhidra, determinaron las diferencias encontradas respecto al porcentaje de carbono de la biomasa.

La generación de ecuaciones alométricas, a partir del modelo no lineal (potencial), permitieron evaluar la relación entre la B, generada en este estudio, contra las variables dasométricas de H y DN. De acuerdo a la literatura, es más recomendable el uso del DN como variable para la generación de ecuaciones alométricas, debido a que se encuentra en la mayoría de los inventarios forestales, y a que en comparación con la H, es fácil de medir en campo (Segura & Kanninen, 2005). Debido a que las ecuaciones aquí presentadas no se construyeron en función de muestreos reales de B, se consideraron únicamente como un elemento descriptivo. En comparación con el DN, la correlación en *P. cembroides* con la H fue relativamente mayor ($P < 0.0001$, $r^2 = 0.91$) que con el DN ($P < 0.0001$, $r^2 = 0.80$). En las cuatro especies restantes, la correlación entre el DN fue significativamente mayor a la H. Los coeficientes de determinación (r^2) fueron superiores a 0.60, lo que se tradujo en un 60% de datos de B por árbol, explicados por el incremento en el DN. Al comparar estos resultados con ecuaciones similares, se encontró una diferencia considerable entre las cinco especies. Tanto *Quercus spp.* (Rodríguez *et al.*, 2007; Gómez *et al.*, 2011) como *J. flaccida* (Rodríguez *et al.*, 2007), los coeficientes de determinación oscilaron en 0.98. En *P. patula*, el modelo de Díaz *et al.* (2007) tuvo $r^2 = 0.98$, en comparación con el de Soriano (2015), que alcanzó 0.91. Finalmente, el modelo de López (2013) fue similar al encontrado en este trabajo para *P. greggii*, con un $r^2 = 0.91$. Es importante considerar que a excepción de *P.*

greggii, el resto de trabajos generó los modelos en base a muestras de entre 8 y 25 individuos de cada especie, en comparación con los modelos creados en este trabajo, con un tamaño de muestra entre 35 y 853 individuos. En consecuencia, el incremento en el tamaño de muestra agregó mayor variabilidad en los parámetros de DN y H. Así mismo, en comparación con los modelos de este estudio generados en base a estimaciones indirectas, los modelos se generaron en base a métodos destructivos para cuantificación de la biomasa. Las diferencias entre el ajuste de los modelos, se explicaron en función de las características descritas previamente.

A partir de la B generada mediante la ecuación 1, se pudo calcular el promedio de B por hectárea de bosque. Estudios similares desarrollados en bosques de encino reflejaron similitudes en el caso de Ruiz *et al.* (2014) y Fernández & Olivier (2014), con promedios de 100 Mg ha⁻¹ y 96 Mg ha⁻¹, para bosques cuya densidad fue >400 árboles ha⁻¹. Así mismo, en comparación con otros estudios cuya densidad fue <300 árboles, como Silva & Nívar (2010) y Castañeda *et al.* (2012), los registros de biomasa reportados en este trabajo, fueron hasta dos veces mayores. En el caso del bosque de pino, el promedio encontrado fue por una parte menor a lo registrado en el norte del país de ~64 Mg ha⁻¹ (Silva & Nívar, 2010) y ~125 Mg ha⁻¹ (Domínguez *et al.*, 2009); y mayor a los promedios encontrados en la región centro y sur, correspondientes a 39 Mg ha⁻¹ (Méndez *et al.*, 2011) y 25 Mg ha⁻¹ (Villegas *et al.*, 2013). Respecto al bosque mixto, tanto Rodríguez *et al.* (2009) como Domínguez *et al.* (2009) y Aguirre & Jiménez (2011), reportaron promedios superiores a los aquí registrados, de entre 93 Mg ha⁻¹ y 165 Mg ha⁻¹. Finalmente, en el caso de bosque de táscate no encontraron registros específicos relevantes. Estas diferencias en el promedio de B por unidad de superficie, pudieron relacionarse con la densidad de las comunidades de bosque comparadas. En general, los trabajos publicados hicieron referencia a zonas de estudio con promedios mayores a 300 árboles ha⁻¹; sin embargo en este trabajo, para las cuatro comunidades estudiadas, las densidades promedio alcanzaron los 130 árboles ha⁻¹, es decir cerca de un 50%.

5.3 Biomasa y carbono en hojarasca

Como variable descriptiva, la caída de hojarasca permitió observar el patrón de senescencia de las especies aquí estudiadas. Los resultados indicaron que, a excepción de *P.*

cembroides, el resto de las especies experimentaron periodos de mayor acumulación mensual de biomasa en hojarasca. Respecto a *P. greggii*, se observaron fluctuaciones, con periodos de mayor acumulación durante enero, abril, agosto, y un máximo en septiembre. Éste incremento significativo coincidió con el inicio del otoño. En *P. patula*, se observó un incremento de aproximadamente 0.53 Mg ha^{-1} durante el mes de abril. Al revisar el patrón de fenología descrito para la especie, se menciona que el periodo de senescencia corresponde a los meses de junio; sin embargo la época de senescencia aquí mencionada, es probable que sean el resultado de periodo previo de poca luz y baja temperatura, entre el otoño e invierno (Morillón *et al.*, 2002). Similar al patrón observado en *P. patula*, *Quercus spp.* experimentó un incremento gradual a partir de noviembre, culminando en el mes de marzo con un pico máximo de 2.5 Mg ha^{-1} . A diferencia de las coníferas, éste patrón coincide con los hábitos caducifolios del género *Quercus spp.*, caracterizados por episodios cortos de gran intensidad. En comparación con el resto de las coníferas, *J. flaccida* registró un periodo más largo de acumulación de biomasa. Éste periodo se extendió durante los cuatro meses de la primavera, en tanto que el resto del año se mantuvo con niveles por debajo de 0.50 Mg ha^{-1} . Estudios nacionales como el de Gutiérrez *et al.* (2012) en bosques de pino, muestran patrones similares, donde los intervalos con mayor acumulación de hojarasca, coinciden con las temporadas de primavera, o la época de lluvias del otoño.

Cuantificar la acumulación anual de hojarasca en los suelos forestales es una forma útil en el análisis de las interacciones entre los reservorios de biomasa aérea y suelo, como parte del ciclo de nutrientes (Kara *et al.*, 2014). El proceso de caída de hojarasca, promueve la degradación de la materia orgánica al favorecer la formación de microclimas en el suelo (Sayer *et al.*, 2010). Se ha demostrado que alteraciones en la caída de hojarasca fomentan la descomposición continua de la materia, en consecuencia se incrementa la liberación de carbono a la atmósfera (respiración) (Sayer & Tanner, 2007; Xu *et al.*, 2013). En este contexto, al comparar los resultados con otros trabajos nacionales, se encontraron similitudes en González *et al.* (2011) con una acumulación anual de $6.15 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, en el género de *Quercus spp.* Así mismo López *et al.* (2013) registraron una acumulación de $2.70 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, para *P. cembroides*, y Martínez (2014) con $6.57 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en *P. patula*. Estas semejanzas indicaron que por el momento, dentro de la zona de estudio, no ha

habido alteraciones ambientales que afecten directamente los patrones de caída de hojarasca.

5.4 Escalamiento espacial de la biomasa y carbono

De los métodos empleados para extrapolar el contenido de biomasa, el primero –en base a SIG- contabilizó alrededor de 5000 Gg de biomasa más a la estimación bruta de la sección 3.3.1.3 para los bosques templados de coníferas y latifoliadas de la RBSG. En cuanto al carbono, la diferencia fue de aproximadamente 2000 Gg. Espacialmente, la distribución de la biomasa fue sesgada. Esto rodales se asociaron particularmente, con zonas de escasa actividad humana, alejadas de cualquier tipo de vialidad, distribuidas en laderas con pendientes fuertes, vegetación primordialmente de bosque de encino, cuya orientación principal es hacia el norte. Ello demostró una relación directa entre el alto potencial de depósito de biomasa y/o carbono, en zonas de bosque predominantemente conservadas, e inaccesibles (Malhi *et al.*, 1999). Es importante considerar que tanto la medición bruta, como la basada en la interpolación, tienen un margen de error considerable. En primer lugar, la estimación bruta omite la distribución y variación de la composición de las comunidades de bosque. Así mismo, excluye la interacción con algunos parámetros físicos como el clima, la humedad, la topografía, el tipo de suelo, grado de erosión, entre otros. Por otra parte, la estimación basada en SIG, pese a emplear un método de interpolación (Kriging ordinario) insesgado, es conocido por ser susceptible a valores atípicos (en inglés *outliers*) (Gallardo & Maestre, 2008). Debido a su capacidad como predictor, este método no reproduce la variabilidad real, sino que suaviza las dispersiones reales de dichos valores, por lo que se habla de una subestimación en el contenido de biomasa y carbono (Davis, 2003).

Sobre el segundo método de extrapolación espacial a partir de funciones de predicción de carbono, El empleo del modelo SMA sobre el OLS, permitió agregar tanto el error en la variable X como en la Y, ya que ninguna de las dos mediciones representó una medición exacta (Gardner *et al.*, 2001). Este modelo también aseguró un mejor ajuste sobre valores atípicos. El coeficiente de determinación fue bajo tanto en el modelo general como en el desarrollado para el bosque de encino, con 21% y 17% de los valores de IAF_R explicados en función del IAF_T . Pese a estos resultados, la correlación entre las variables fue

significativa. Ahora bien, no se encontró correlación entre las variables de IAF_{Ra} ajustado, con el estimado de carbono por unidad de superficie. Este resultado pudo deberse a la falta de correlación entre los valores de IAF_T con el estimado de carbono, o bien a pudo estar asociado con el esfuerzo de muestreo, donde faltó incrementar el tamaño de muestra, con mediciones distribuidas durante todo el año, con la finalidad de representar el rango completo de su variabilidad en las comunidades de bosque de la RBSG.

VI. CONCLUSIONES

Estructuralmente, las comunidades de bosque templado de la RBSG tuvieron baja densidad de individuos por unidad de superficie. Las cuatro especies de coníferas registraron DN similares, pero alturas variables, destacándose *P. patula* del resto. Los reservorios de biomasa por árbol fueron mayores en las coníferas y similares en *Quercus spp.*, respecto de estudios similares dentro del país. A nivel comunidad se encontró una mayor variación, con similitudes y en su mayoría promedios por debajo de lo registrado en otros trabajos nacionales. Estas diferencias fueron atribuidas principalmente a la baja densidad de individuos por hectárea. Por otro lado, los modelos alométricos para la estimación de biomasa, registraron un ajuste por debajo del porcentaje esperado (90%), en comparación con funciones similares. En promedio, la concentración de carbono por especie, fue hasta 6% menor al 50% propuesto por el IPCC. En este trabajo, los valores no superaron el 47%.

Se determinó que a excepción de *P. greggi*, el resto de especies de pino coincidieron con un hábito perennifolio de senescencia, con una acumulación mensual promedio de hojarasca $< 0.5 \text{ Mg ha}^{-1}$. Por el contrario, tanto *J. flaccida* como *Quercus spp.*, demostraron patrones caducifolios, con periodos específicos de mayor acumulación. Los valores anuales fueron en tres de las cinco especies fueron similares a lo mencionado en la literatura nacional. Para el resto de las especies no se encontró información relevante. Los resultados descritos en este trabajo, se consideraron una primera aproximación para la comprensión del intercambio de materia orgánica, entre los reservorios de carbono de los bosques templados de la RBSG.

Finalmente, de los métodos de extrapolación espacial evaluados, únicamente el basado en SIG, permitió hacer estimaciones tanto de biomasa como carbono a nivel espacial. A partir del proceso de rodalización, se encontró una relación directa entre el alto contenido de biomasa y/o carbono, con zonas de bosque predominantemente conservadas, e inaccesibles. Sin embargo, ésta información se debe tomar con reservas, ya que debido al método empleado, las estimaciones tuvieron un margen de error considerable. Respecto al método basado en el uso del IAF, la falta de correlación entre las variables de carbono y el IAF_{Ra} , hizo imposible la generación de una función de estimación basada en el parámetro mencionado. Éste resultado se asoció principalmente a un esfuerzo de muestreo del IAF

insuficiente, el cual no representó la variabilidad del parámetro mencionado, dificultando la correlación de las variables.

En conclusión, con un cálculo bruto de aproximadamente 11,339 Gg de biomasa y 5,036 Gg de carbono, se demostró el alto potencial de los bosques templados de la RBSG, como reservorios de carbono. En función de estas estimaciones se considera de suma importancia, promover programas de manejo orientados a la conservación e incremento de la masa forestal, por ejemplo, bajo el régimen de pago por servicios ambientales por captura de carbono.

VII. BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar J. 2009. Captura de carbono en una plantación de *Pinus greggii* Engelm., en Arteaga Coahuila. Thesis, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. 60 pp.
- Aguirre-Calderón O. A. & J. Jiménez-Pérez. 2011. Evaluación del contenido de carbono en bosques del sur de Nuevo León. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 2(6): 73-84
- Aguirre-Salado C. A., E. J. Treviño-Garza, O. A. Aguirre-Calderón, J. Jiménez-Pérez, M. A. González-Tagle, J. R. Valdez-Lazalde & A. I. Aguirre-Salado. 2012. Construction of aboveground biomass models with remote sensing technology in the intertropical zone in Mexico. *Journal of Geographical Sciences*, 22(4): 669-680
- Aguirre-Salado C. A., J. R. Valdez-Lazalde, G. Ángeles-Pérez, H. de los Santos-Posadas, R. Haapanen & A. I. Aguirre-Salado. 2009. Mapeo de carbono arbóreo aéreo en bosques manejados de pino *Patula* en Hidalgo, México. *Agrociencia*, 43(2), 209-220
- Ayala R., De Jong B & Ramírez H. 2001. Ecuaciones para estimar biomasa de pinos y encinos en la meseta central de Chiapas. *Rev Chapingo Ser Cienc For Am* 7:153-157
- Baishya R. & S. K. Barik. 2011. Estimation of tree biomass, carbon pool and net primary production of an old-growth *Pinus kesiya*. Royle ex. Gordon forest in north-eastern India. *Annals of Forest Science*, 68: 727-736
- Batjes N. H. & W. G. Sombroek. 1997. Possibilities for carbon sequestration in tropical and subtropical soils. *Global Change Biol.*, 3:161-173.
- Bernier P., P. J. Hanson and P. S. Curtis. 2008. Measuring Litterfall and Branchfall in: Field Measurements for forest carbon monitoring. Springer Science. New York, NY. 96-106
- Brown S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. In *FAO Forestry Papers* 134, 134, 55 pp. Rome, Italy. FAO.
- Brown S. 2002. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. *Environmental Pollution* 116 (3): 363-372. - doi: 10.1016/S0269-7491(01)00212-3
- Castañeda-González J. C., A. Gallegos-Rodríguez, M. Sánchez-Durán & P. A. Domínguez-Calleros. 2012. Biomasa aérea y posibles emisiones de CO₂ después de un incendio; caso del bosque “La Primavera”, Jalisco, México. *Ra Ximhai*, 8(3): 15 pp.
- Castellanos B., J. F. 1993. Producción de biomasa y eficiencia de crecimiento en rodales de *Pinus patula*. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Posgraduados. Montecillos, México. 66 pp.
- Castellanos-Bolaños J. F., E. J. Treviño-Garza, O. A. Aguirre-Calderón, J. Jiménez-Pérez, M. Musalem-Santiago & R. López-Aguillón. 2008. Estructura de bosques de pino

- pátula bajo manejo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Madera y bosques*, 14(2): 51-63.
- Castillo-Santiago M. A., Ghilardi A., Oyama K., Hernández-Stefanoni J. L., Torres, I., Flamenco-Sandoval A. & Mas J. F. 2013. Estimating the spatial distribution of woody biomass suitable for charcoal making from remote sensing and geostatistics in central Mexico. *Energy for Sustainable Development*, 17(2): 177-188
- Challenger A. & J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres, en *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Conabio, México, 87-108 pp.
- Chambers J. Q., J. dos Santos, R. J. Ribeiro & N. Higuchi. 2001. Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon forest. *Forest Ecology and Management*, 152(1), 73-84
- Comisión Nacional Forestal. 2007a. Ficha técnica para la reforestación. *Pinus cembroides* Zucc. 7 pp. Disponible en: <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/13/955Pinus%20cembroides.pdf>
- Comisión Nacional Forestal. 2007b. Ficha técnica para la reforestación. *Pinus patula* Schl.et Cham. 8 pp. Disponible en: <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/13/975Pinus%20patula.pdf>
- Comisión Nacional Forestal. 2007c. Ficha técnica para la reforestación. *Juniperus flaccida* Schlechtendal. 5 pp. Disponible en: <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/13/934Juniperus%20flaccida.pdf>
- Comisión Nacional Forestal. 2007d. Ficha técnica para la reforestación. *Pinus greggii* Englem. 7 pp. Disponible en: <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/13/961Pinus%20greggii.pdf>
- Comisión Nacional Forestal. 2007e. Ficha técnica para la reforestación. *Quercus rugosa* Née. 7 pp. Disponible en: <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/13/996Quercus%20virginiana.pdf>
- Comisión Nacional Forestal. 2007f. Ficha técnica para la reforestación. *Quercus laurina* Humb et Bonpl. 6 pp. Disponible en: <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/13/993Quercus%20laurina.pdf>
- Cruz de León G. & L. P. Uranga-Valencia. 2013. Theoretical evaluation of Huber and Smalian methods applied to tree stem classical geometries. *BOSQUE*, 34(3): 311-317
- Cubasch, U., D. Wuebbles, D. Chen, M.C. Facchini, D. Frame, N. Mahowald, & J.-G. Winther. 2013: Introduction. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner,

- M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 40 pp.
- Cutini A., F. Chianucci, & M. C. Manetti. 2013. Allometric relationships for volume and biomass for stone pine (*Pinus pinea* L.) in Italian coastal stands. *Forest-Biogeosciences and Forestry*, 6(6): 331 pp.
- Danjon F. & B. Reubens. 2008. Assessing and analyzing 3D architecture of woody root systems, a review of methods and applications in tree and soil stability, resource acquisition and allocation. *Plant Soil*, 303:1–34
- Davis J. C. 2003. *Statistics and data analysis in geology*. 3ª edición. Wiley. New York. 656 pp.
- de Gier A. 2003. A new approach to Woody biomass assessment in woodlands and shrublands. In: P. Roy (ed.), *Geoinformatics for Tropical Ecosystems*, Bishen Singh Mahendra Pal Sing, Dehra Dun, India. 161-198
- Díaz-Franco R., M. Acosta-Mireles, F. Carrillo-Anzures, E. Buendía-Rodríguez, E. Flores-Ayala & J. D. Etchevers-Barra. 2007. Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus patula* Schl. et Cham. *Madera y Bosques*, 13(1): 25-34
- Domínguez-Cabrera G., O. A. Aguirre-Calderón, J. Jiménez-Pérez, R. Rodríguez-Laguna, & J. A. Díaz-Balderas. 2009. Biomasa aérea y factores de expansión de especies arbóreas en bosques del sur de Nuevo León. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 15(1): 59-64
- Domínguez-Hernández F., F. Huerta-Ortega, B. Barrios-Díaz & M. A. Posadas-García. 2012. Análisis dasométrico y propuesta de ordenamiento agroforestal del bosque en Tetela de Ocampo, Puebla. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 16(3): 75-82.
- Don A., J. Schumacher, M. Scherer-Lorenzen, T. Scholten, E. D. Schulze. 2007. Spatial and vertical variation of soil carbon at two grassland sites — Implications for measuring soil carbon stocks. *Geoderma*, 141: 272-282
- Dong J., R. K. Kaufmann, R. B. Myneni, C. J. Tucker, P. E Kauppi., J. Liski & M. K.Hughes. 2003. Remote sensing estimates of boreal and temperate forest woody biomass: carbon pools, sources, and sinks. *Remote Sensing of Environment*, 84(3): 393-410
- Einarsson S. F., B. D. Sigurdsson & A. Snorrason. 2004. Estimating aboveground biomass for Norway spruce (*Picea abies*) in Iceland. *Icelandic Agricultural Sciences* 17(18): 53-63
- FAO. 2001. *Global forest resources assessment 2000-main report*. FAO Forestry paper 140. FAO, Rome. 511 pp.

- FAO. 2005. Global Forest Resource Assessment. FAO Forestry Paper 147. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 351 pp.
- Fernández P. H. & J. V. Oliver. 2014. Cuantificación de biomasa y valor energético de renovales de *Quercus ilex* en condiciones mediterráneas. *Bosque* 35(1): 65-74
- Field C. B. & M. R. Raupach. 2004. The Global Carbon Cycle: Integrating Humans, Climate, and the Natural World. Island Press. Washington, DC. 552 pp.
- Finotti R., S. Rodrigues Freitas, R. Cerqueira & M. V. Vieira. 2003. A Method to Determine the Minimum Number of Litter Traps in Litterfall Studies. *Biotropica* 35(3): 419-421
- Fisher J. I. & J. F. Mustard. 2007. Cross-scalar satellite phenology from ground, Landsat, and MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, 109: 261-273
- Forest monitoring for the future (FutMon). 2009. Litterfall sampling and analysis field protocol. Última fecha de consulta: 11 de octubre de 2015. Disponible en: www.futmon.org/sites/default/files/documenten/field_prot_litter_V1_150509.pdf
- Franklin J. F., T. A. Spies, R. Van Pelt, A. B. Carey, D. A. Thornburgh, D. R. Berg ... & K. Bible. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155(1): 399-423.
- Furlan G. F., J. R. dos Santos & J. C. Mura. 2010. Eucalyptus Biomass and volumen estimation using interferometric and polarimetric SAR data. *Remote Sensing* 2: 939-956
- Gallardo A. & F. T. Maestre. 2008. Métodos geoestadísticos para el análisis de datos ecológicos espacialmente explícitos. En: *Introducción al análisis espacial de datos en ecología y ciencias ambientales: métodos y aplicaciones*. DYKINSON S. L. Madrid, España, 849 pp.
- García E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Offset Larios S.A. México D.F. p.46-52
- Gardner R. H., W. M. Kemp, V. S. Kennedy & J. E. Petersen. 2001. Scaling relations in experimental ecology. Columbia University Press. New York. 352 pp.
- Gillespie A. J. R. 1992. *Pinus patula* Schiede and Deppe. *Patula* pine. SO-ITF-SM-54. New Orleans, LA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. 404-409
- Gómez-Díaz J. D., J. D. Etchevers-Barra, A. I. Monterrosos-Rivas, J. Campo-Alvez & J. A. Tinoco-Rueda. 2011. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Quercus magnoliaefolia*. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 17(2): 261-272

- González M. F. 2003. Las comunidades vegetales de México. INE-SENARNAT. México, D. F. 81 pp.
- González-Murguía R., E. J. Treviño, O. A. Aguirre, J. Jiménez, I. Cantú Silva & R. Foroughbakhch P. 2004. Rodalización mediante sistemas de información geográfica y sensores remotos. *Investigaciones geográficas*, 53: 39-57
- González-Rodríguez H., T. G. Domínguez-Gómez, I. Cantú-Silva, M. V. Gómez-Meza, R. G. Ramírez-Lozano, M. Pando-Moreno & C. J. Fernández. 2011. Litterfall deposition and leaf litter nutrient return in different locations at Northeastern Mexico. *Plant Ecology*, 212(10): 1747-1757
- Green C., B. Tobin M., O'Shea, E. P. Farrell & K. A. Byrne. 2007. Above-and belowground biomass measurements in an unthinned stand of Sitka spruce (*Picea sitchensis* (Bong) Carr.). *European Journal of Forest Research*, 126(2), 179-188
- Grissino-Mayer H. D. 2003. A manual and tutorial for the proper use of an increment borer. *Tree-ring Research*, 59(2): 63 -79
- Guarna B. 2012. An analysis of carbon sequestration on Clarkson University's campus. Última consulta: 12 mayo 2013. Disponible en: <http://www.clarkson.edu/green/docs>
- Guerrero L. 2013. Cuantificación de biomasa, carbono y producción de oxígeno de *Pinus cembroides* Zucc. En Mazapil, Zacatecas, México. Thesis, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro
- Gutiérrez V. & G. Lopera. 2001. Metodología para la cuantificación de existencias y flujos de carbono en plantaciones forestales. In: Gayoso, J. y R. Jandl. (eds.). *Medición y monitoreo de la captura de carbono en ecosistemas forestales*. IUFRO World Series. Viena, Austria. 13:75-85.
- Gutiérrez-Vázquez M. H., J. Méndez-González, C. Flores-López, J. A. Ramírez-Díaz & B. N. Gutiérrez-Vázquez. 2012. Caída de hojarasca en plantaciones de *Pinus greggii* Engelm: Y *Pinus cembroides* Zucc., en Coahuila, México. *Revista fitotecnia mexicana*, 35(2): 123-133
- Hall R. J., R. S. Skakun, E. J. Arsenault & B. S. Case. 2006. Modeling forest stand structure attributes using Landsat ETM + data, Application to mapping of aboveground biomass and stand volume. *For. Ecol. Manage.* 225: 378–390
- Heimann M. & M. Reichstein. 2008. Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. *Nature*, 451: 289-292.
- Hernández-Stefanoni J. L., J. M. Dupuy, K. D. Johnson, R. Birdsey, F. Tun-Dzul, A. Peduzzi, & D. López-Merlín. 2014. Improving Species Diversity and Biomass Estimates of Tropical Dry Forests Using Airborne LiDAR. *Remote Sensing*, 6(6): 4741-4763
- Hoover C. M. 2008. *Field Measurements for Forest Carbon Monitoring. A Landscape-Scale Approach*. Springer Science. 247 pp.

- Husch B., C. I. Miller & T. W. Beers. 1982. Forest mensuration. John Wiley and Sons. New York. 456 pp.
- INE. 1999. Programa de manejo de la Reserva de la Biósfera Sierra Gorda. Instituto Nacional
- INEGI. 2000a. Conjunto de datos vectorial Fisiográficos escala 1:1, 000,000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México, D. F.
- INEGI. 2000b. Conjunto de datos vectorial de Unidades climáticas escala 1:1, 000,000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México, D. F.
- INEGI. 2005. Guía para la interpretación de cartografía: uso de suelo y vegetación. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México, D. F. 87 pp.
- INEGI. 2009. Conjunto de datos vectorial Edafológico escala 1:250,000: Serie II. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México, D. F.
- INEGI. 2010. Red hidrográfica Escala 1:50, 000: Versión 2.0. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México, D. F.
- INEGI. 2011. Documento técnico descriptivo. Conjunto de datos vectoriales de carreteras y vialidades. Edición 1.0. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México, D. F. 16 p.
- INEGI. 2012. Guía para la interpretación de cartografía: Uso del suelo y vegetación: Escala 1:250, 000: Serie IV. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México, D. F. 132 pp.
- INEGI. 2014. Continuo de elevaciones mexicano 3.0 (CEM) del estado de Querétaro. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México, D. F.
- IPCC. 2003. Good Practice Guidance for land use, land-use change and forestry. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Program; Penman J., Gytarsky M., Hraishi T., Krug T., Kruger D., Pipatti R., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K. & Wagner F. (eds). Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Japan.
- IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (Volume 4, AFOLU). National Greenhouse Gas Inventories Program; Eggleston H. S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published IGES, Japan.
- IPCC. 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. IPCC, Ginebra, Suiza, 104 pp.
- Jandl R., L. Vesterdal, M. Olsson, O. Bens, F. Badeck & J. Rock. 2007. Carbon sequestration and forest management. CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources, 2(17): 16 pp.

- Jiménez Pérez J., E. J. Treviño Garza, Y. Yamallel & J. Israel. 2013. Concentración de carbono en especies del bosque de pino-encino en la Sierra Madre Oriental. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 4(17): 50-61
- Kara O., I. Bolat, K. Cakıroglu, & M. Senturk. 2014. Litter decomposition and microbial biomass in temperate forests in Northwestern Turkey. *Journal of soil science and plant nutrition*, 14(1): 31-41
- King D. 2005. Climate Change: the Science and Policy. *Journal of Applied Ecology*. 42(5): 779-783
- Kintisch E. 2009. Projections of climate change go from bad to worse, scientists report. *Science*, 323:1546–1547
- Köppen W. 1948. *Climatología*. Fondo de Cultura Económica. México. 495 pp.
- Krebs C. J. 1998. *Ecological methodology*. 2° ed. Addison Wesley Longman. 273-285 pp.
- Lal R. 2010. Soil carbon sequestration. SOLAW Background Thematic Report - TR04B. FAO. 36 pp.
- Lehtonen A., R. Mäkipää, J. Heikkinen, R. Sievänen, & J. Liski. 2004. Biomass expansion factors (BEFs) for Scots pine, Norway spruce and birch according to stand age for boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 188(1): 211-224
- Lewis S.L., G. Lopez-Gonzalez, B. Sonké, K. Affum-Baffoe *et al.* 2009. Increasing carbon storage in intact African tropical forests. *Nature* 457:1003–1007
- Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable. Diario Oficial de la Federación, 25 de febrero de 2003. México.
- Li J. and A.D. Heap. 2008. A Review of Spatial Interpolation Methods for Environmental Scientists. *Geoscience Australia, Record 2008/23*, 137 pp.
- Lobell D. B., G. P. Asner, J. I. Ortiz-Monasterio & T. L. Benning. 2003. Remote sensing of regional crop production in the Yaqui Valley, Mexico: estimates and uncertainties. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 94(2): 205-220
- López S. D. 2013. Análisis del Tamaño de Muestra para Evaluar Biomasa Aérea en *Pinus greggii* Engelm., en Arteaga, Coahuila, México. Tesis de Grado. División de Agronomía, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. 60 pp.
- López-López J. D., J. Méndez González, J. A. Nájera-Luna, J. Cerano-Paredes, J. D. Flores-Flores & J. A. Nájera-Castro. 2013. Producción de hojarasca en *Pinus halepensis* Mill. y *Pinus cembroides* Zucc. y su relación con algunos factores climáticos. *Agrociencia*, 47(5): 497-510
- López-Serrano P. M., C. A. López-Sánchez, R. A. Díaz-Varela, J. J. Corral-Rivas, B. Vargas-Larreta, & J. G. Álvarez-González. 2015. Estimating biomass of mixed and

- uneven-aged forests using spectral data and a hybrid model combining regression trees and linear models. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 1067 pp.
- Lorenz K. and R. Lal. 2010. Carbon sequestration in forest ecosystems. Dordrecht. Springer. 298 pp.
- Lu D. 2006. The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation. *International Journal of Remote Sensing*, 27(7 -10): 1297-1328
- Luna-Soria H., O. García-Rubio & H. Suzán-Azpíri. 2014. Análisis de la variabilidad climática. En: Elementos técnicos del programa estatal de acción ante el cambio climático-Querétaro. UAQ. Querétaro, Qro. 23-36 p.
- Luyssaert S., I. Inglima, M. Jung, A. D. Richardson *et al.* 2007. The CO₂-balance of boreal, temperate and tropical forests derived from a global database *Glob Change Biol.* 13:2509–2537
- Main-Knorn M., G. G. Moisen, S. P. Healey, W. S. Keeton, E. A. Freeman & P. Hostert. 2011. Evaluating the remote sensing and inventory-based estimation of biomass in the western Carpathians. *Remote Sensing*, 3(7): 1427-1446
- Malhi Y., D. D. Baldocchi & P. G. Jarvis. 1999. The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. *Plant, Cell & Environment*, 22(6): 715-740
- Martínez Castillo B. E. 2014. Descomposición de la fracción foliar de *Pinus patula* Schltdl. & Cham. y dinámica de la producción de hojarasca en un bosque manejado, en el estado de Hidalgo. Tesis de maestría en Ciencias Forestales. Colegio de Postgraduados. 128 pp.
- Martínez J., Fernández B. A. & Osnaya P. 2004. Cambio climático: una visión desde México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. México, D.F. 525 pp.
- Méndez-González J., S. L. Luckie-Navarrete, M. A. Capó-Arteaga & J. A. Nájera-Luna. 2011. Ecuaciones alométricas y estimación de incrementos en biomasa aérea y carbono en una plantación mixta de *Pinus devoniana* Lindl. y *P. pseudostrobus* Lindl., en Guanajuato, México. *Agrociencia*, 45(4): 479-491
- Miranda F. y E. Hernández X. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28: 29-179
- Mohan K. B. 2008. Litter Dynamics in Plantation and Agroforestry Systems of the Tropics—A Review of Observations and Methods in: *Ecological basis of agroforestry*. CRC Press. Boca Raton, Florida. 191-216
- Morillón G. D., F. R. Saldaña, T. I. Castañeda & M. U. Miranda, 2002. Atlas bioclimático de la república Mexicana. *Energías Renovables y Medio Ambiente* 10, 57-62
- Muller-Landau H. C. & S. J. Wright. 2010. Litterfall monitoring protocol. CTFS Global Forest Carbon Research Initiative. 16 pp.

- Návar J. 2009. Biomass component equations for Latin American species and groups of species. *Annals of Forest Science*, 66(2): 21 pp.
- Návar J. 2009b. Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico. *For Ecol Manag* 257: 427–434
- Návar J. 2010. Alometría para biomasa en especies arbóreas del noroeste de México. *Trop Subtrop Agroecosyt* 12:507–519
- Newman G. S., M. A. Arthur & R. N. Muller. Above- and Belowground Net Primary Production in a Temperate Mixed Deciduous Forest. *Ecosystems*, 9: 317–329
- Olale K., K. D. Shepherd & R. Jamnadass. 2011. A Protocol for Measuring Tree Wood Density and Carbon Content in Tropical Agroforestry. World Agroforestry Center. Nairobi, Kenya. 17 pp.
- Oropeza, O. 2010. Capítulo B1: En: Atlas regional de impactos derivados de las actividades petroleras en Coatzacoalcos, Veracruz. 122 p.
- Pacheco E. F. C., A. Aldrete, A. Gómez, A. M. Fierros, V. M. Cetina, H. Vaquera. 2007. Almacenamiento de carbono en la biomasa aérea de una plantación joven de *Pinus greggii* Engelm. *Revista Fitotecnia*. México 30: 251-254
- Paladinić E., D. Vuletić, I. Martinić, H. Marjanović, K. Indir, M. Benko, & V. Novotny. 2009. Forest biomass and sequestered carbon estimation according to main tree components on the forest stand scale. *Periodicum biologorum*, 111(4): 459-466
- Pearce D. & C. Pearce. 2001. The value of forest ecosystems. Montreal. A Report to the Secretariat Convention on Biological Diversity. 57 pp.
- Petrokofsky G., H. Kanamaru, F. Achard, S. J. Goetz, H. Joosten, P. Holmgren, A. Lehtonen, M. Menton, A. S. Pullin & M. Wattenbach. 2012. Comparison of methods for measuring and assessing carbon stocks and carbon stock changes in terrestrial carbon pools. How do the accuracy and precision of current methods compare? A systematic review protocol. *Environmental Evidence*, 1:6
- Pimienta de la Torre D. J., C. Domínguez, C. O. Aguirre, F. J. Hernández & P. J. Jiménez. 2007. Estimación de biomasa y contenido de carbono de *Pinus cooperi* Blanco, en Pueblo Nuevo, Durango. *Madera y Bosques*, 13(1): 35–46
- Pompa-García M., & J. I. Yerena-Yamalliel. 2014. Concentración de carbono en *Pinus cembroides* Zucc: Fuente potencial de mitigación del calentamiento global. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 20(3): 169-175.
- Prentice I. C., G.D. Farquhar, M.J.R. Fasham, M.L. Goulden, M. Heimann, V.J. Jaramillo, H.S. Khashgi, C. Le Quéré, R.J. Scholes & D.W.R. Wallace. 2001. The Carbon Cycle and Atmospheric Carbon Dioxide. In: *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*[Houghton, J.T., Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, and C.A. Johnson (eds.)].

- Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 881pp.
- Reyes G., S. Brown, J. Chapman & A. E. Lugo. 1992. Wood densities of tropical tree species. USDA Forest Service, General Technical Report SO-88, Southern Forest Experiment Station, New Orleans, Louisiana, USA. 15 pp.
- Robinson D. 2007. Implications of a large global root biomass for carbon sink estimates and for soil carbon dynamics. *Proc. R. Soc. B*, 274:2753–2759
- Rodríguez R., J. Jiménez, O. Aguirre, E. Jurado. 2007. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa aérea en especies de encino y pino en Iturbide, N.L. *Rev. Cien. For. Mex.* 32:39–56
- Rodríguez R., J. Jiménez, O. Aguirre, E. Treviño, R. Razo. 2009. Estimación de carbono almacenado en el bosque de pino-encino en la Reserva de la Biosfera el Cielo, Tamaulipas, México. *Ra Ximhai* 5:317–327
- Rojas-García F., B. H. De Jong, P. Martínez-Zurimendí, & F. Paz-Pellat. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science*, 1-30 pp.
- Romahn de la Vega C. F. & H. Ramírez Maldonado. 2010. *Dendrometría*. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Chapingo. 312 pp.
- Ruiz-Aquino F., J. I. Valdez-Hernández, F. Manzano-Méndez, G. Rodríguez-Ortiz, A. Romero-Manzanares & M. E. Fuentes-López. 2014. Ecuaciones de biomasa aérea para *Quercus laurina* y *Q. crassifolia* en Oaxaca. *Madera y Bosques*, 20(2): 33-48
- Rzedowski J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México.
- Rzedowski J. 2006. *Vegetación de México*. 1ra. Edición digital. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Salazar R. & C. Soihet. 2001. *Pinus greggii* Engelm. Nota técnica sobre manejo de semillas no.128. Proyecto de Semillas Forestales. Turrialba, Costa Rica. 55-56
- Santiago Pérez A. L., R. Villavicencio García, J. D. J Godínez Herrera, M. Chávez Anaya & S. L. Toledo González. 2012. Tamaño de fragmentos forestales en el bosque de pino-encino, sierra de Quila, Jalisco. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 3(14): 23-38.
- Sarangzai A. M., M. Ahmed, A. Ahmed, L. Tareen & S. U. Jan. 2012. The ecology and dynamics of *Juniperus excelsa* forest in Balochistan-Pakistan. *Pak. J. Bot*, 44(5): 1617-1625.
- SAS Institute Inc. 2009. *JMP®8. User Guide, Second Edition*. Cary, NC: SAS Institute Inc. 532 pp.

- Saugier B., J. Roy & H. A. Mooney. 2001. Estimations of global terrestrial productivity: Converging toward a single number? Pp. 543–557 in *Terrestrial global productivity*, edited by J. Roy, B. Saugier, and H. A. Mooney. San Diego: Academic Press.
- Sayer E. J. & E. V. Tanner. 2010. Experimental investigation of the importance of litterfall in lowland semi-evergreen tropical forest nutrient cycling. *Journal of Ecology*, 98(5): 1052-1062
- Sayer E. J., Powers J. S. & Tanner E. V. 2007. Increased litterfall in tropical forests boosts the transfer of soil CO₂ to the atmosphere. *PLoS One*, 2(12), e1299.
- Schlesinger W. H. & J. Lichter. 2001. Limited carbon storage in soil and litter of experimental forest plots under increased atmospheric CO₂. *Nature*, 411: 466 – 469
- Segura M., & Kanninen M. 2005. Allometric models for tree volume and total aboveground biomass in a tropical humid forest in Costa Rica. *Biotropica*, 37(1): 2-8
- Shoch D., J. Eaton & S. Settlermyer. 2013. *Manual de Metodologías REDD VCS para Desarrolladores de Proyectos Versión 2.0*. TerraCarbon. 104 pp.
- Silva-Arredondo F. & J. Návar-Cháidez. 2010. Factores de expansión de biomasa en comunidades forestales templadas del norte de Durango, México. *Rev. Mex. Cien. For.* 1(1): 55-62
- Sohngen B. 2009. *An Analysis of Forestry Carbon Sequestration as a Response to Climate Change at 11*, Copenhagen Consensus on Climate.
- Soriano-Luna M. D. L., G. Ángeles-Pérez, T. Martínez-Trinidad, F. O. Plascencia-Escalante & R. Razo-Zárate. 2015. Estimación de biomasa aérea por componente estructural en Zacualtipán, Hidalgo, México. *Agrociencia*, 49(4): 423-438
- Sullivan, J. 2007. *Juniperus flaccida*. In: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory. Fire effects information system. 11 pp.
- UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change). Report of the Conference of the Parties on its thirteenth session, held in Bali from 3 to 15 December 2007. Addendum Part Two: Action taken by the Conference of the Parties 2007 at its thirteenth session. FCCC/CP/2007/6/Add1* distributed 14 March 2008
- UNFCCC. 1998. Kyoto protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. 21 pp.
- Van der Werf G. R., D. C. Morton, R. S. Defries, J. G. J. Olivier, P. S. Kasibhatla, R. B. Jackson, G. J. Collatz & J. T. Randerson. 2009. CO₂ emissions from forest loss. *Nat Geosci*, 2:737–738
- Vashum K. T. & S. Jayakumar. 2012. Methods to estimate above-ground biomass and carbon stock in natural forests-a review. *Journal of Ecosystem & Ecography*, 2(116): 1-7

- Vázquez-Yanes C., A. I. Batis Muñoz, M. I. Alcocer Silva, M. Gual Díaz & C. Sánchez Dirzo. 1999a. Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Reporte técnico del proyecto J084. CONABIO - Instituto de Ecología, UNAM. En *Pinus cembroides* Zucc. 208-210
- Vázquez-Yanes C., A. I. Batis Muñoz, M. I. Alcocer Silva, M. Gual Díaz & C. Sánchez Dirzo. 1999b. Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Reporte técnico del proyecto J084. CONABIO - Instituto de Ecología, UNAM. *Quercus rugosa* Née, 124-127
- Victor D. G., D. Zhou, E. H. M. Ahmed, P. K. Dadhich, J. G. J. Olivier, H-H. Rogner, K. Sheikho, & M. Yamaguchi. 2014: Introductory Chapter. In: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 42 pp.
- Villegas-Jiménez D. E., G. Rodríguez-Ortiz, V. A. Velasco-Velasco, J. Ruiz-Luna, J. C. Carrillo-Rodríguez & S. E. Ramírez-Sánchez. 2013. Partición de biomasa aérea en procedencias de *Pinus greggii* plantadas en el sur de México. Revista fitotecnia mexicana, 36(4), 421-427.
- Warton D. I., R. A. Duursma, D. S. Falster & S. Taskinen. 2012. smatr 3—an R package for estimation and inference about allometric lines. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(2): 257-259
- Woodward F.I., M. R. Lomas & C. K. Kelly. 2004. Global climate and the distribution of plant biomes. *Philos. Trans R Soc. Lond. B.*, 359:1465–1476
- Xu S., L. L. Liu., & E. J. Sayer. 2013. Variability of above-ground litter inputs alters soil physicochemical and biological processes: a meta-analysis of litterfall-manipulation experiments. *Biogeosciences*, 10(11): 7423-7433
- Yamallel Y., J. Israel, J. Jiménez Pérez, O. A. Aguirre Calderón, E. J. Treviño Garza & E. Alanís Rodríguez. 2012. Concentración de carbono en el fuste de 21 especies de coníferas del noreste de México. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 3(13): 49-56
- Zamudio R.S., Rzedowski, J., Carranza, G.E. & Calderón, R.G. 1992. La vegetación del estado de Querétaro. Instituto de Ecología A.C. Centro Regional del Bajío. 90 pp.
- Zawadzki, J., C. J. Cieszewski, M. Zasada, & R. C. Lowe. 2005. Applying geostatistics for investigations of forest ecosystems using remote sensing imagery. *Silva Fenn.* 39: 599–617

- Zhou T. & Y. Luo. 2008. Spatial patterns of ecosystem carbon residence time and NPP-driven carbon uptake in the conterminous United States. *Global Biogeochem Cy* 22, GB3032, doi:10.1029/2007GB002939
- Zianis D., P. Muukkonen, R. Makipaa & M. Mencuccini. 2005. Biomass and stem volume equation for tree species in Europe. *Silva Fennica (Monographs 4)*: 63 pp.

GLOSARIO

A: Área

AB: Área basal

AM: Área de la sección transversal media

ANP: Área Natural Protegida

B: Biomasa

BE: Bosque de encino

B_h: Biomasa de hojarasca acumulada en un año ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)

BM: Bosque mixto

BP: Bosque de pino

BT: Bosque de táscate

C: Carbono

CC: Cambio climático

CF: Coeficiente de forma

C_h: Carbono en hojarasca ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)

CMNUCC: Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático

CO₂: Dióxido de carbono

CONAFOR: Comisión Nacional Forestal

CONANP: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas

COS: Carbono orgánico en suelo

DAP: Diámetro a la altura del pecho

DN: Diámetro normal a 1.3 m

FAO: Food and Agriculture Organization of the United Nations

F_c: Fracción de carbono

FEB: factor de expansión de biomasa

GEI: Gases de efecto invernadero

Gg: Gigagramo (10^9 g)

H: Altura

h: Hora

ha: Hectárea (10,000 m²)

HSD: Honest significant difference

IAF: Índice de área foliar

IAF_R: Índice de área foliar remoto

IAF_{Ra}: Índice de área foliar remoto ajustado

IAF_T: índice de área foliar terrestre

INEGI: Instituto Nacional de Estadística y Geografía

IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change

MDE: Modelo digital de elevación

Mg: Megagramo o tonelada métrica (10⁶ g)

mg: Miligramo

ml: Mililitro

MODIS: Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer

OLS: Ordinary least squares

Pg: Petagramo (10¹⁵ g)

PK: Protocolo de Kioto

RBSG: Reserva de la Biosfera Sierra Gorda

REDD+: Reducción de emisiones por deforestación y degradación del bosque

SMA: Standard major axis

SO: Suelo orgánico

USV: Uso de suelo y vegetación

V_F: volumen del fuste

V_G: volumen geométrico

V_R: volumen real

ρ: densidad de la madera