

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN**

**FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**



**TESIS**

**INFLUENCIA DE LAS VARIABLES GEOGRÁFICAS EN LA  
ESTRUCTURA Y CONTENIDO DE CARBONO EN BOSQUES  
TEMPLADOS DEL ESTADO DE DURANGO**

**POR**

**M.C. JESÚS EDUARDO SILVA GARCÍA**

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE  
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE  
RECURSOS NATURALES**

**DICIEMBRE, 2020**


**INFLUENCIA DE LAS VARIABLES GEOGRÁFICAS EN LA ESTRUCTURA Y  
CONTENIDO DE CARBONO EN BOSQUES TEMPLADOS DEL ESTADO DE  
DURANGO**

Aprobación de Tesis



---

Dr. Oscar Alberto Aguirre Calderón  
Director



---

Dr. Eduardo Alanís Rodríguez  
Co-Director



---

Dr. Enrique Jurado Ybarra  
Asesor



---

Dr. Javier Jiménez Pérez  
Asesor



---

Dr. Benedicto Vargas Larreta  
Asesor Externo

Diciembre, 2020

## **AGRADECIMIENTOS**

Al consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo económico otorgado para realizar mis estudios de Doctorado.

A la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, por permitirme ser parte del programa de posgrado y al personal docente, técnico y administrativo por transmitir sus conocimientos, experiencias y por todo el apoyo durante esta etapa académica.

Al Dr. Oscar Alberto Aguirre Calderón, por ser asesor principal y dirigir el trabajo de tesis, por todo el apoyo académico y motivación, pero sobre todo por su valiosa amistad

Al Dr. Eduardo Alanís Rodríguez, por todos los consejos y sugerencias, por el apoyo en todo momento, pero principalmente por la motivación para poder cumplir con el objetivo planteado.

al Dr. Enrique Jurado Ybarra, al Dr. Javier Jiménez Pérez y al Dr. Benedicto Vargas Larreta, por ser miembros de mi comité de tesis, por sus valiosas contribuciones, sugerencias y por el tiempo dedicado para la realización y revisión de esta investigación.

Al Dr. Javier Corral Rivas, por la aportación de información dasométrica requerida para los diferentes capítulos que conforman esta tesis.

Al equipo de servicios técnicos del Ejido Pueblo Nuevo, por brindar la información necesaria, así como por compartir sus conocimientos.

Al M.C. Ernesto Rubio Camacho por sus valiosas aportaciones y por el apoyo brindado para el análisis de distribución espacial.

A mis compañeros de generación Fernando, Rebeca y Silvia por ser parte importante durante la estancia en la Facultad y por sus consejos y pláticas tan amenas.

A mis amigos Mayra, Saul y Mariana, por el apoyo incondicional y por las largas horas de trabajo en las cuales me apoyaron.

## **DEDICATORIAS**

### **A Dios**

Por darme la fortaleza necesaria, el conocimiento y salud para poder cumplir los objetivos planteados a lo largo de mi vida y durante esta etapa académica; además, por su infinita bondad y amor.

### **A mis abuelos Luis (Don Huicho †) y Amalia (Mama Quita)**

Por ser ejemplo de vida, educarme con buenos valores, por ser los pilares de mi formación personal y académica, por ser la motivación más grande para poder culminar mis estudios y sobre todo por su inmenso amor.

### **A mis padres Gerardo y Guadalupe**

Por ejemplos de perseverancia y constancia, cualidades que me han inculcado a lo largo del camino y por la valentía de salir adelante pese a los obstáculos.

### **A mis hermanos y hermanas Jesús (Tío Chuy), José Luis (Tío Pepe), Edgar, Luis, Raziél, Maricruz y Nayeli**

Por la motivación brindada todo el tiempo, por su apoyo incondicional y por sus grandes consejos que siempre están en mi mente.

**¡Gracias a ustedes!**

## ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS.....	III
ÍNDICE DE TABLAS .....	IV
RESUMEN.....	1
ABSTRACT .....	3
INTRODUCCIÓN .....	5
JUSTIFICACIÓN .....	8
HIPÓTESIS.....	9
OBJETIVOS .....	10
General.....	10
Específicos .....	10
<b>CAPÍTULO I</b>	
<b>INFLUENCIA DE LA ELEVACIÓN Y EXPOSICIÓN EN LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE UN BOSQUE TEMPLADO DEL NOROESTE DE MÉXICO.....</b>	<b>12</b>
RESUMEN.....	12
ABSTRACT .....	13
INTRODUCCIÓN.....	14
MATERIALES Y MÉTODOS .....	16
RESULTADOS .....	20
DISCUSIÓN.....	28
<b>CAPÍTULO II</b>	
<b>COMPARACIÓN DE LOS CAMBIOS EN EL VOLUMEN Y LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL EN UN BOSQUE NATURAL VS INTERVENIDO EN EL NOROESTE DE MÉXICO.....</b>	<b>33</b>
RESUMEN.....	33
ABSTRACT .....	34
INTRODUCCIÓN.....	35
MATERIALES Y MÉTODOS .....	37
RESULTADOS .....	42
DISCUSIÓN.....	53
<b>CAPÍTULO III</b>	
<b>ESTRUCTURA Y CONTENIDO DE CARBONO EN UN BOSQUE TEMPLADO DEL NOROESTE DE MÉXICO.....</b>	<b>57</b>
RESUMEN.....	57
ABSTRACT .....	58

INTRODUCCIÓN.....	59
MATERIALES Y MÉTODOS .....	61
RESULTADOS .....	67
DISCUSIÓN.....	73
<b>CONCLUSIONES .....</b>	<b>76</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>78</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

### CAPITULO I

#### INFLUENCIA DE LA ELEVACIÓN Y EXPOSICIÓN EN LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE UN BOSQUE TEMPLADO DEL NOROESTE DE MÉXICO

- Figura 1. Localización de los sitios de muestreo en el área de estudio. .... 16
- Figura 2. Medias y error estándar de (A) Abundancia ( $N\ ha^{-1}$ ), (B) Área basal ( $m^2\ ha^{-1}$ ), (C) Riqueza (S), (D) Volumen ( $m^3\ ha^{-1}$ ), (E) Índice de diversidad verdadera de Shannon ( ${}^1D$ ), (F), Índice de Margalef ( $D_{mg}$ ). Medias con letras diferentes (a, b) indican diferencias ( $p < 0.05$ ). ..... 26
- Figura 3. Dendrograma de similitud basado en análisis Bray Curtis entre áreas con diferentes rangos altitudinales. .... 27

### CAPÍTULO II

#### COMPARACIÓN DE LOS CAMBIOS EN EL VOLUMEN Y LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL EN UN BOSQUE NATURAL VS INTERVENIDO EN EL NOROESTE DE MÉXICO

- Figura 4. Localización de las áreas de estudio. .... 37
- Figura 5. Representación gráfica de los índices estructurales de distribución espacial. .... 40
- Figura 6. Representación gráfica de la distribución espacial del arbolado por parcela en el bosque intervenido y bosque natural. .... 45

### CAPÍTULO III

#### ESTRUCTURA Y CONTENIDO DE CARBONO EN UN BOSQUE TEMPLADO DEL NOROESTE DE MÉXICO

- Figura 7. Localización del área de estudio. .... 61
- Figura 8. Número de individuos por clase diamétrica. .... 68

## ÍNDICE DE TABLAS

### CAPITULO I

#### INFLUENCIA DE LA ELEVACIÓN Y EXPOSICIÓN EN LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE UN BOSQUE TEMPLADO DEL NOROESTE DE MÉXICO

Tabla 1. Número de familias, géneros y especies presentes en el área de estudio.....20

Tabla 2. Parámetros estructurales estimados por área y rango altitudinal (ordenados de acuerdo al mayor valor porcentual). .....21

### CAPÍTULO II

#### COMPARACIÓN DE LOS CAMBIOS EN EL VOLUMEN Y LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL EN UN BOSQUE NATURAL VS INTERVENIDO EN EL NOROESTE DE MÉXICO

Tabla 3. Características dasométricas de las bosques analizados y años de medición. ....42

Tabla 4. Distribución del índice de uniformidad de ángulos ( $W_i$ ) general y por género: *Arbutus*, *Pinus* y *Quercus*. El grupo general incluye el total de especies. ....46

Tabla 5. Distribución del índice de mezcla de especies ( $M_i$ ) general y por género: *Arbutus*, *Pinus* y *Quercus*. El grupo general incluye el total de especies. ....47

Tabla 6. Distribución del índice de dominancia dimensional diamétrica ( $UDI$ ) general y por género: *Arbutus*, *Pinus* y *Quercus*. El grupo general incluye el total de especies.....48

Tabla 7. Distribución del índice de dominancia dimensional en altura ( $UHi$ ) general y por género: *Arbutus*, *Pinus* y *Quercus*. El grupo general incluye el total de especies.....49

Tabla 8. Distribución del índice de diferenciación dimensional diamétrica ( $TDi$ ) general y por género: *Arbutus*, *Pinus* y *Quercus*. El grupo general incluye el total de especies.....50

Tabla 9. Distribución del índice de diferenciación dimensional en altura ( $THi$ ) general y por género: *Arbutus*, *Pinus* y *Quercus*. El grupo general incluye todas las especies. ....52



### **CAPÍTULO III**

#### **ESTRUCTURA Y CONTENIDO DE CARBONO EN UN BOSQUE TEMPLADO DEL NOROESTE DE MÉXICO.**

Tabla 10. Estimadores de los parámetros y valores de los estadísticos de bondad de ajuste para el cálculo del volumen por especie. ....	64
Tabla 11. Ecuaciones para estimación de Biomasa total en especies forestales de bosques templados. ....	65
Tabla 12. Nombre científico, nombre común y familia de las especies (ordenadas alfabéticamente). ....	67
Tabla 13. Parámetros estructurales estimados por familia (ordenada de acuerdo al mayor valor porcentual). ....	68
Tabla 14. Parámetros estructurales estimados para cada especie en el área de estudio. ....	69
Tabla 15. Valores de volumen e índice de valor forestal (IVF) de acuerdo al mayor valor porcentual. ....	70
Tabla 16. Contenido de Volumen, Biomasa y Carbono por especie. ....	72

## RESUMEN

México cuenta con una superficie boscosa de aproximadamente 65 millones de hectáreas, de las cuales el 52% pertenecen a bosques templados, que además de brindar materias primas y alimentos, brindan diversos servicios ecosistémicos para la sociedad humana. El estado de Durango es considerado la principal reserva forestal del país y juega un papel importante en la difusión de información científica y el manejo forestal. Conocer la estructura y composición florística de las diferentes comunidades arbóreas, comprender las influencias climáticas y geográficas, así como las intervenciones silvícolas, son de gran relevancia para establecer mejores prácticas de manejo que aseguren la conservación de los recursos. El objetivo de la tesis fue determinar el efecto de variables geográficas sobre la estructura y distribución espacial de los bosques templados naturales e intervenidos del estado de Durango, así como estimar volumen y contenido de carbono. La recolección de datos dasométricos se obtuvo de parcelas permanentes para monitoreo forestal, las cuales tienen un área de 1000 m<sup>2</sup> y 2500 m<sup>2</sup>. Las variables consideradas fueron: Diámetro (> 7.5 cm), Altura (H), Azimut, Distancia (m) y especie. Analizando las variables geográficas, los sitios con mayor elevación mostraron mayor densidad y área basal para ambas exposiciones a excepción del área más baja en la exposición Sur, *Pinus* y *Quercus* fueron los géneros con mayores valores de IVI. Los sitios de exposición al sur mostraron una mayor riqueza de especies, especialmente en áreas con menor elevación. Las áreas con mayor elevación y exposición al norte presentaron mayor similitud. Los bosques naturales mostraron un aumento de 172 individuos y 28.53 m<sup>3</sup> maderables un período de 10 años, mientras que los bosques intervenidos disminuyeron en densidad con 55 individuos menos que en la primera medición; sin embargo, existió un aumento de 74.40 m<sup>3</sup> maderables. La mezcla de especies mostró que en los bosques naturales la mezcla fue alta y muy alta en todos los géneros; asimismo, la tendencia en bosques intervenidos fue similar en *Arbutus* y *Quercus*, pero no para *Pinus* donde la mezcla fue moderada. La dominancia en diámetro y altura (*UDi*) y (*UHi*), no mostró diferencia

en bosques naturales; contrario a esto, en los bosques intervenidos *Pinus* fue el género dominante. La diferenciación dimensional (*TDi*) y (*THi*) fue moderada en todos los sitios. se registraron 22 especies y 5 familias de plantas en el ejido Pueblo Nuevo. El área analizada tuvo valores de volumen maderable de 205 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, 117,22 Mg ha<sup>-1</sup> en biomasa y 58,61 Mg ha<sup>-1</sup> en Carbono. *Pinus cooperi*, *Pinus durangensis* y *Quercus sideroxila*, fueron dominantes para todos los parámetros analizados.

## ABSTRACT

Mexico has a wooded area of approximately 65 million hectares, of which 52% belong to temperate forests, which, in addition to providing raw materials and food, provide various ecosystem services for human society. The state of Durango is considered the main forest reserve in the country and plays an important role in the dissemination of scientific information and forest management. Knowing the structure and floristic composition of different tree communities understanding climatic and geographic influences, as well as silvicultural interventions, are of great relevance to establish better management practices that ensure the conservation of resources. The objective of the thesis was to determine the effect of geographic variables on the structure and spatial distribution of natural and intervened temperate forests of the state of Durango, as well as to estimate volume and carbon content. The collection of dasometric data was obtained from permanent plots for forest monitoring, which have an area of 1000 m<sup>2</sup> and 2500 m<sup>2</sup>. The variables considered were Diameter (> 7.5 cm), Height (H), Azimuth, Distance (m) and species. Analyzing the geographical variables, the sites with the highest elevation showed the highest density and basal area for both exposures, except for the lowest area in the South exposure, *Pinus* and *Quercus* were the genera with the highest IVI values. Southern exposure sites showed higher species richness, especially in areas with lower elevation. The natural forests showed an increase of 172 individuals and 28.53 m<sup>3</sup> of timber over a 10-year period, while the intervened forests decreased in density with 55 individuals less than in the first measurement; however, there was an increase of 74.40 m<sup>3</sup> of timber. I analyzed 5,846 structural groups, finding a random distribution in all the sites in the three measurements, using the angle uniformity index ( $Wi$ ). The mixture of species showed that in natural forests the mixture was high and very high in all the genera; likewise, the trend in intervened forests was similar in *Arbutus* and *Quercus* but not for *Pinus* where the mixture was moderate. The dominance in diameter and height ( $UDI$ ) and ( $UHi$ ), did not show difference in natural forests; contrary to this, in intervened forests *Pinus* was the dominant genus. Dimensional differentiation ( $TDi$ ) and ( $THi$ ) was moderate in

all the sites. There were 22 species and 5 plant families at ejido Pueblo Nuevo. The diversity indices registered values of 1.58 (H') and 3.71 (D<sub>mg</sub>). The analyzed area had timber volume values of 205 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, 117.22 Mg ha<sup>-1</sup> in biomass and 58.61 Mg ha<sup>-1</sup> in Carbon. *Pinus cooperi*, *Pinus durangensis* and *Quercus sideroxila*, were dominant for all the analyzed parameters.

## INTRODUCCIÓN

La Sierra Madre Occidental (SMO) está considerado como un sistema montañoso, siendo el más amplio y continuo de México, con una extensión territorial desde el norte del país hasta el sur del estado de Jalisco. Alberga alta diversidad de especies endémicas, además de suministrar una gran variedad de servicios ecosistémicos (González-Elizondo *et al.*, 2012). Es un importante corredor biológico que alberga una amplia gama de especies leñosas, entre las que destacan los bosques templados, en especial aquellos que contemplan una mezcla de pino-encino, donde se desarrolla una alta diversidad de especies (Rzedowski, 1978).

Dentro del territorio que abarca la SMO, se encuentra el estado de Durango, el cual es considerado como la principal reserva forestal de México (SRNyMA, 2016; Chávez-Flores *et al.*, 2020). Este papel establece la necesidad de generar información confiable que haga posible determinar con una mayor precisión las condiciones de los bosques actuales y futuras, así como entender la dinámica y crecimiento para crear mejores estrategias de difusión y manejo (Corral-Rivas *et al.*, 2009).

El manejo sustentable de los ecosistemas forestales tiene como objetivos primordiales: la conservación de la biodiversidad, mantenimiento de la composición florística y los valores paisajísticos. Acorde con lo anterior, a través de análisis de estructura del ecosistema es posible estimar la biodiversidad e identificar como las perturbaciones naturales y antropogénicas modifican el hábitat de las especies (Corral *et al.*, 2005; Hernández *et al.*, 2013).

La diversidad de especies puede estar altamente influenciada por las características topográficas del terreno, así como por las condiciones climáticas (Saldaña 2013; García-Aguilar *et al.*, 2017). De igual forma, las actividades silvícolas pueden tener un impacto en el crecimiento y desarrollo de masas arbóreas, las cuales pueden beneficiar un cierto número de especies.

La estructura de un ecosistema puede caracterizarse a través de tres aspectos importantes: diversidad de especies, estructura espacial y diferenciación dimensional (Kulik *et al.*, 2019). Lo anterior permite conocer la dinámica del bosque y las modificaciones realizadas por el gestor a través de aprovechamientos maderables (Manzanero y Pinelo, 2004) condicionando además las intervenciones posteriores (Reque *et al.*, 2007; Hernández *et al.*, 2018).

Por consiguiente, conocer la dinámica de crecimiento y estructura vertical y horizontal de los bosques, puede contribuir a plantear mejores alternativas de aprovechamiento (Fonseca, 2017); además, señalar el papel fundamental que fungen las masas arbóreas como sumideros de carbono (Graciano *et al.*, 2020).

A continuación, se describen brevemente los capítulos que conforman la tesis:

Capítulo I: Influencia de la elevación y exposición en la estructura y composición de un bosque templado del Noroeste de México. En este capítulo se investigó el efecto de las variables antes mencionadas para evaluar la estructura a través del Índice de Valor de Importancia Ecológica (IVI), Índice de diversidad verdadera de Shannon ( ${}^1D$ ), Densidad ( $N\ ha^{-1}$ ), Volumen ( $m^3\ ha^{-1}$ ), Riqueza de especies ( $S$ ) y Diversidad beta ( $\beta$ ). Para determinar diferencias se utilizó un ANOVA de dos factores y un análisis de similitud de Bray Curtis para la diversidad beta.

Capitulo II: Comparación sobre los cambios en el volumen y la distribución espacial en un bosque natural vs intervenido en el Noroeste de México. Esta investigación tuvo como objetivo realizar una comparación entre sitios naturales y sitios con intervención silvícola, para conocer el impacto que tienen los tratamientos silvícolas en los incrementos volumétricos y las distribuciones del arbolado. Se estimó el volumen utilizando la ecuación de Schumacher-Hall con parámetros establecidos en el SiBiFor. La distribución espacial se evaluó por medio del patrón de puntos de vecindad, utilizando los índices: Uniformidad de ángulos ( $Wi$ ), Mezcla de especies ( $Mi$ ), Dominancia dimensional diamétrica y de altura ( $UDI$ ) y ( $Uhi$ ) y Diferenciación dimensional ( $TDi$ ) y ( $Thi$ ).

Capítulo III: Estructura y concentración de carbono en un bosque templado del noroeste de México. Dicha investigación evaluó la estructura del arbolado, contemplando la densidad ( $N\ ha^{-1}$ ), Frecuencia (%), y dominancia ( $m^2\ ha^{-1}$ ), Índice de Valor de Importancia Ecológica (IVI) e Índice de Valor de Importancia Familiar (IVIF). Se estimó el volumen utilizando la ecuación desarrollado por Schumacher-Hall con parámetros de bondad de ajuste establecidos en el SiBiFor. Se estimó la biomasa empleando ecuaciones alométricas desarrolladas por diversos autores. el contenido de carbono almacenado se determinó multiplicando la biomasa por el factor 0.47, valor que representa la concentración de carbono en coníferas y hojosas según diversos autores.



## JUSTIFICACIÓN

En las últimas décadas el aprovechamiento de los recursos forestales ha tenido gran auge; además, de los servicios obtenidos por medio de los ecosistemas forestales, entre los que destacan la regulación del ciclo hidrológico, la conservación de biodiversidad, provisiones de alimentos y captura de dióxido de carbono, por lo cual es de gran importancia mantener los ecosistemas en óptimas condiciones.

Sin embargo, el aprovechamiento de los bosques de forma irracional y desordenada, la agricultura intensiva, el sobrepastoreo y el calentamiento global, son algunos de los problemas a los que se encuentran sometidos. Los disturbios generados a las masas arbóreas pueden alterar la estructura, la composición florística y sus funciones ecosistémicas.

Por ellos conocer el efecto que tienen las variables geográficas y climáticas así como los aprovechamientos forestales sobre la dinámica y crecimiento de un bosque y su estructura es relevante, ya que determinará las estrategias que puedan tomar los gestores forestales para una mejor conservación y optimización de los recursos y servicios.

Conforme a lo anterior, la presente investigación se llevó a cabo con el objeto de caracterizar la estructura, distribución espacial y determinar el contenido de carbono en bosques templados con y sin manejo; así como, definir el impacto de las variables geográficas en el desarrollo y composición florística. Lo anterior establece una fuente de información fundamental para manejo e investigación forestal.

## **HIPÓTESIS**

- (i) La exposición norte presenta mayores valores de área basal y volumen.
- (ii) Conforme aumenta la elevación, la riqueza y diversidad de especies tiende a disminuir.
- (iii) El grado de similitud en la composición de especies está definido por la exposición.
- (iv) Los incrementos en volumen son mayores en sitios bajo manejo, con respecto a bosques sin intervención silvícola.
- (v) La aplicación de tratamientos silvícolas, modifican las características estructurales y diversidad espacial en los ecosistemas forestales.

## **OBJETIVOS**

### **General**

- Determinar el efecto de las variables geográficas en la estructura y distribución espacial, así como estimar el volumen y contenido de carbono en bosques templados naturales e intervenidos del estado de Durango.

### **Específicos**

- Determinar la estructura, riqueza, composición y grado de similitud de comunidades vegetales, respecto a la exposición y el rango de elevación en bosques templados del estado de Durango.
- Comparar los cambios de los incrementos del volumen y distribución espacial en áreas sin intervención silvícola y bajo manejo en tres mediciones en un bosque templado del estado de Durango.
- Caracterizar la estructura, composición y diversidad; así como, calcular el volumen, biomasa y contenido de carbono de especies arbóreas en un bosque templado del ejido Pueblo Nuevo en Durango.

## **CAPÍTULO I**

**INFLUENCIA DE LA ELEVACIÓN Y EXPOSICIÓN EN LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE UN BOSQUE TEMPLADO DEL NOROESTE DE MÉXICO**

**INFLUENCE OF ELEVATION AND EXPOSURE ON THE STRUCTURE AND COMPOSITION OF A TEMPERATE FOREST IN NORTHWEST MEXICO**



**Fotografía de un bosque templado del municipio de Guanaceví, Durango**

## CAPÍTULO I

### INFLUENCIA DE LA ELEVACIÓN Y EXPOSICIÓN EN LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE UN BOSQUE TEMPLADO DEL NOROESTE DE MÉXICO

#### RESUMEN

Las variables geográficas pueden determinar en gran medida la estructura y diversidad especies. El objetivo del estudio fue determinar si existen diferencias entre los componentes que conforman la estructura, diversidad y composición florística con relación a la exposición y elevación en un bosque templado de Durango, México. Los datos dasométricos provinieron de sitios permanentes de investigación forestal. Se tomó en cuenta el diámetro normal ( $D_n$ ) > 7.5 cm, altura total (H), diámetro basal (G) y el registro por especie. Se definieron 6 áreas distribuidas en tres rangos altitudinales con exposición Sur y Norte. Se caracterizó la estructura por medio del Índice de Valor de Importancia (IVI), se estimó volumen, diversidad alfa ( $\alpha$ ) con riqueza de especies (S) y el índice de diversidad verdadera de Shannon ( $^1D$ ), así como la diversidad beta ( $\beta$ ) por medio del análisis de similitud de Bray-Curtis. Se realizó un ANOVA de dos factores para determinar diferencias significativas entre áreas. Las áreas con mayor elevación tuvieron mayor densidad y área basal en ambas exposiciones, con excepción del área 5 (1,500 a 1,800 msnm Sur), que mostró valores similares en área basal. Los géneros *Pinus* y *Quercus* fueron los más representativos, con IVI mayor en todas las áreas. Los sitios en exposición Sur mostraron una mayor riqueza de especies, sobre todo los que se ubicaron en rangos de elevación menor. La similitud entre áreas comprendió las zonas con mayor elevación y exposición Norte, aislando las tierras bajas con rangos de elevación diferente.

**Palabras clave:** Área basal, Densidad, Diversidad verdadera, Similitud, Volumen.

## ABSTRACT

Geographic variables can largely determine species structure and diversity. The objective of the study was to determine if there are differences between the components that define the structure, diversity, and floristic composition in relation to elevation and exposure in a temperate forest in Durango, Mexico. The dendrometric data came from permanent forestry research sites, including diameter ( $D_n$ ) > 7.5 cm, total height, basal diameter (G) and species presence. Six areas were defined distributed in three altitudinal ranges with South and North exposure. The structure was characterized through the Importance Value Index (IVI), Volume, alpha diversity ( $\alpha$ ) with species richness (S), and Shannon's true diversity index (1D), the beta diversity ( $\beta$ ) through the Bray-Curtis similarity analysis. A two-factor ANOVA was performed to determine significant differences between areas. The areas with higher elevation had higher density and basal area in both exposures, with the exception of area 5 (1,500 to 1,800 m above sea level South), which showed similar values in basal area. *Pinus* and *Quercus* genera were the most representative, with the highest IVI in all areas. The sites in southern exposure showed a greater species richness, especially those located in lower elevations. The similarity between areas comprised the zones with the highest elevation and northern exposure, isolating the lowlands with different elevation ranges.

**Keywords:** Basal area, Density, True diversity, Similarity, Volume.

## INTRODUCCIÓN

Los bosques y selvas proveen bienes y servicios ambientales importantes, tales como: regulación del clima y ciclo hidrológico, conservación de la biodiversidad y captura de carbono, mismos que pueden contribuir al mejoramiento de la economía local (Seppelt *et al.*, 2011; Méndez Osorio *et al.*, 2018). Los bosques templados compuestos por Pino-Encino, son ecosistemas con gran diversidad en el continente americano; se extienden desde Estados Unidos de América hasta Honduras (Mora y Alanís, 2016).

Conocer la estructura y composición de comunidades vegetales es fundamental, ya que permite crear estrategias que promuevan el crecimiento y desarrollo de las masas forestales, asegurando un aprovechamiento racional sin comprometer los escenarios originales (Aguirre-Calderón, 2015; Manzanilla *et al.*, 2020).

La estructura de los bosques es un indicador importante de la biodiversidad, la estabilidad y desarrollo de superficies arboladas (Franklin *et al.*, 2002); conforme a ello, los componentes principales para conocer la estructura son: abundancia, dominancia y frecuencia, mismas que representan la relación entre especies de una población específica (Saravanan *et al.*, 2013). Para integrar una información más precisa es necesario conocer, además, la riqueza, composición y grado de similitud de las comunidades (Louman *et al.*, 2001; Domínguez *et al.*, 2018). Es sustancial reconocer los componentes que influyen en la diversidad y riqueza de especies en las poblaciones (Tilman, 2001), entre los cuales destacan los factores ambientales y las características físicas del terreno (Grime, 2006; Saldaña 2013).

Se asume que la riqueza y la diversidad de especies disminuye hacia latitudes y altitudes mayores (Salazar *et al.*, 2015; Malizia *et al.*, 2020). Ugarte-Guerra y Domínguez-Torrejón, (2010); García-Aguilar *et al.*, (2017), confirman que la capacidad de desarrollo de los bosques se encuentra estrechamente ligada a las condiciones del terreno; igualmente, McIntire *et al.*, (2016), han ratificado que la exposición es un factor limitante para el establecimiento de especies poco

tolerantes; donde además, el rango altitudinal asiste a los factores que benefician a los bosques, obteniendo radiación solar, humedad y temperaturas adecuadas (Martínez Pastur *et al.*, 2007).

En la actualidad se han realizado diversos estudios de la estructura y composición florística en gran parte de los ecosistemas forestales, centrándose específicamente en los cambios sobre el gradiente de altitud (Alves *et al.*, 2010; Rascón *et al.*, 2018); sin embargo, no se ha tomado en cuenta la influencia de la exposición geográfica en dichos estudios, resultando insuficiente la información obtenida en México.

Por lo anterior, el objetivo de esta investigación fue determinar la estructura, riqueza, composición y grado de similitud de comunidades vegetales, respecto a la exposición y el rango altitudinal en un bosque templado del estado de Durango.



## MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se ubicó en el sistema montañoso denominado Sierra Madre Occidental en el estado de Durango, entre las coordenadas geográficas 24° 43' 04.11" N y 105° 49' 52.93" O (Figura 1).

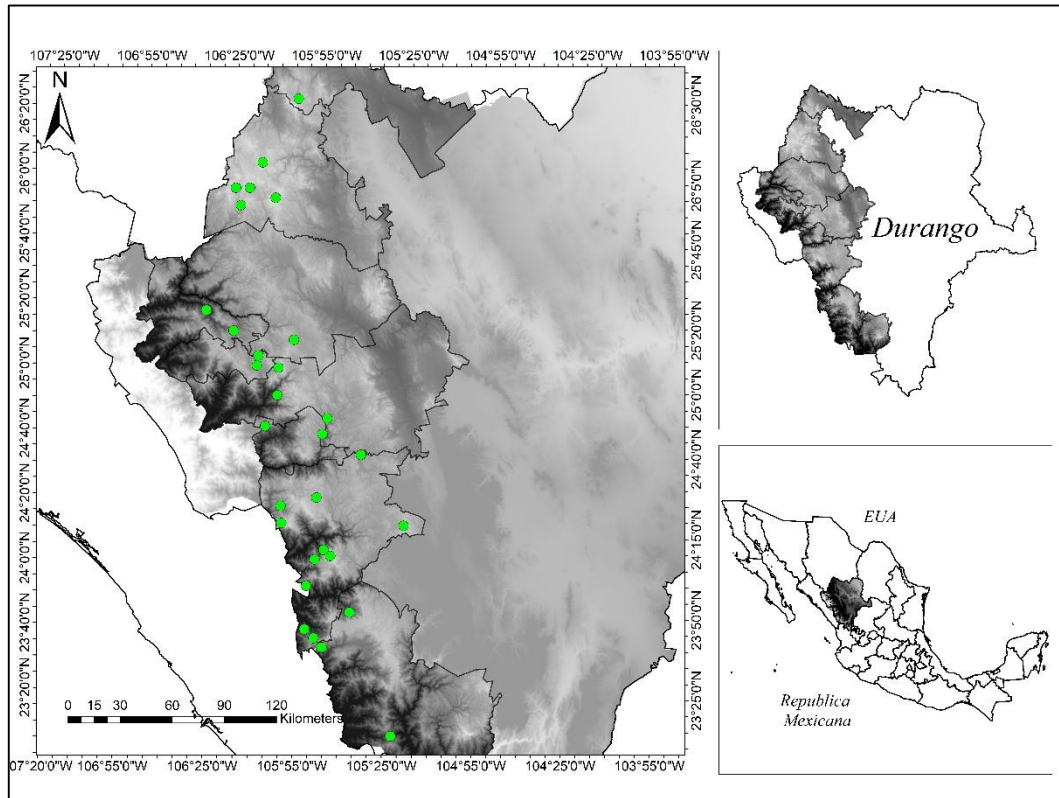


Figura 1. Localización de los sitios de muestreo en el área de estudio.

Conforme con la clasificación de Köppen modificada por García, (1988); los tipos de clima predominantes en el área son: templado subhúmedo en cuatro subdivisiones: (A)c(w2), (A)c(w1), C (E)(w2) y C(E)(W2)(x'); la variación de temperatura oscila entre 12° a 18° C con excepción de áreas que presentan valores de 10° a 12° C; las lluvias suelen presentarse en verano y secas en invierno (González *et al.*, 2012; Quiñones-Barraza *et al.*, 2012).

Los tipos de suelo presentan asociaciones entre Regosol, Litosol, Cambisol y Feozem, principalmente. Los tipos de vegetación existentes son: bosque de pino, bosque de pino-encino, encino-pino y vegetación arbustiva secundaria de ambos géneros.

## Obtención y análisis de información

La información dasométrica se obtuvo de 30 parcelas de monitoreo forestal permanente (2,500 m<sup>2</sup>), ubicándose específicamente en exposiciones Norte y Sur con un rango altitudinal de 1,500 a 3,000 msnm con distribución aleatoria. Se consideró: Diámetro normal ( $D_n > 7.5$  cm), Altura total (H), diámetro basal (G) y el registro de cada especie, mismo que fue identificado por personal experto de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Juárez del Estado de Durango y el Instituto Tecnológico de El Salto; además, se corroboraron los nombres científicos utilizando la página web The Plant List.

Para cada área evaluada se calculó el Índice de Valor de Importancia Ecológica (IVI), el cual obtiene valores porcentuales en una escala de 0 a 100 (Müller-Dombois y Ellenberg, 1974; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020) y determina el grado de presencia de cada especie en una comunidad específica. Se calcula a partir de la sumatoria de los parámetros estructurales: Abundancia relativa, Frecuencia y Dominancia relativas (Whittaker, 1972; Moreno, 2001). El cálculo de cada uno de los parámetros se realizó con las ecuaciones siguientes:

$$A_i = N_i/S$$

$$AR_i = \left[ A_i / \sum A_i \right] * 100 \quad \text{Ecuación 1}$$

$$i = 1 \dots n$$

donde:  $A_i$  es la abundancia absoluta,  $AR_i$  es la abundancia relativa de la especie  $i$ , con respecto a la abundancia total,  $N_i$  es el número de individuos de la especie  $i$ , y  $S$  la superficie de muestreo (ha).

$$F_i = P_i/NS$$

$$FR_i = \left[ F_i / \sum F_i \right] * 100 \quad \text{Ecuación 2}$$

$$i = 1 \dots n$$

donde:  $F_i$  es la frecuencia absoluta,  $FR_i$  es la frecuencia relativa de la especie  $i$ , con respecto a la frecuencia total,  $P_i$  es el número de sitios en la que la especie se encuentra presente  $i$ , y  $NS$  el número total de sitios de muestreo.

$$D_i = A_b / S$$

$$DR_i = \left[ \frac{D_i}{\sum D_i} \right] * 100 \quad \text{Ecuación 3}$$

$$i = 1 \dots n$$

donde:  $D_i$  es la dominancia absoluta,  $DR_i$  es la dominancia relativa de la especie  $i$ , con respecto a la dominancia total,  $A_b$  el área basal de la especie  $i$ , y  $S$  la superficie (ha).

$$IVI = \frac{(AR_i + FR_i + DR_i)}{3} \quad \text{Ecuación 4}$$

Para el cálculo de riqueza de especies se utilizó el Índice de Margalef y para estimar la diversidad alfa el Índice de diversidad verdadera de Shannon (Magurran, 2004), utilizando las ecuaciones siguientes:

$$H = \sum_{i=1}^s P_i * \ln(P_i) \quad \text{Ecuación 5}$$

$$P_i = n_i / N$$

$$D^1 = \exp(H') \quad \text{Ecuación 6}$$

$$D_{mg} = \frac{(S - 1)}{\ln(N)} \quad \text{Ecuación 7}$$

El volumen se estimó con la ecuación desarrollada por Schumacher-Hall utilizando los parámetros de ajuste del Sistema biométrico para la planeación del manejo forestal sustentable de los ecosistemas con potencial maderable en México (SiBiFor) (Vargas-Larreta *et al.*, 2017).

Verificando que se cumplieran los supuestos de normalidad de los residuales, se realizó la prueba estadística de Shapiro Wilk; además, se revisó la homogeneidad de varianzas mediante la Prueba de Levene. Cumpliendo con los supuestos, para

determinar diferencias entre las áreas evaluadas se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de dos factores (Exposición y Rango altitudinal) para: Abundancia ( $N_a \text{ ha}^{-1}$ ), Dominancia ( $m^2 \text{ ha}^{-1}$ ), Riqueza (S), Volumen ( $m^3 \text{ ha}^{-1}$ ), Índice de diversidad verdadera de Shannon ( ${}^1D$ ) (Jost, 2006) e Índice de Margalef ( $D_{mg}$ ). Se utilizó la prueba de comparaciones múltiples de Tukey para determinar diferencias con un nivel de significancia de  $p < 0.05$ . Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el Software IBM © SPSS © Statistic versión 19 (Zar, 2010).

Para el cálculo de la diversidad beta, definido como el reemplazamiento de especies en comunidades con escenarios ambientales diferentes (Whittaker, 1972), se desarrolló un modelo de clasificación que utiliza algoritmos de similitud de muestras, calculando el porcentaje de similitud entre ellas (0 % a 100 %). El modelo muestra la variación u ordenamiento existente mediante el dendrograma de similitud de Bray-Curtis, el cual es adecuado para realizar análisis del comportamiento de especies vegetales (Rascón *et al.*, 2018). El análisis se llevó a cabo por medio del Software Past 4.01 (Hammer, 2001) utilizando como matriz de agrupamiento el parámetro de abundancia en los diferentes intervalos de elevación por área.

## RESULTADOS

En todas las áreas analizadas se identificaron 47 especies, distribuidas en 8 familias, resultando: Fagaceae obtuvo el mayor porcentaje, seguido de Pinaceae. Convolvulaceae y Betulaceae mostraron los valores más bajos (Tabla 1).

Tabla 1. Número de familias, géneros y especies presentes en el área de estudio.

Familia	No. de géneros	No. De especies	%
Fagaceae	1	19	39.58
Pinaceae	1	15	31.25
Ericaceae	2	6	12.50
Fabaceae	2	2	4.17
Cupressaceae	2	2	4.17
Rosaceae	1	2	4.17
Convolvulaceae	1	1	2.08
Betulaceae	1	1	2.08

**Abundancia:** Las áreas 1 y 2 tuvieron valores más altos de abundancia. En exposición Sur las especies con mayor presencia fueron: *Pinus arizonica* con 600 N ha<sup>-1</sup>, *Juniperus deppeana* con 66 N ha<sup>-1</sup> y *Quercus sideroxila* con 39 N ha<sup>-1</sup>. En exposición Norte las especies más abundantes coincidieron con *P. arizonica* con 344 N ha<sup>-1</sup> y *Q. sideroxila* con 111 N ha<sup>-1</sup>, diferenciando con *Arbutus xalapensis* con 73 N ha<sup>-1</sup> (Tabla 2).

Las áreas 3 y 5, presentaron similitud en el total de individuos por hectárea ( $p < 0.05$ ). Las especies más abundantes en el área 3 fueron: *Quercus laeta* con 122 N ha<sup>-1</sup> y *P. leiophylla* con 68 N ha<sup>-1</sup>. En el área 5, *P. durangensis* y *P. oocarpa* tuvieron mayor presencia (Tabla 2).

La abundancia en las áreas 4 y 6 presentó una diferencia en comparación con los rangos de mayor elevación ( $p < 0.05$ ). El número de individuos varió de 438 a 514 N ha<sup>-1</sup>. En el área 4 las especies con mayor densidad fueron: *Q. crassifolia* con 121 N ha<sup>-1</sup> y *Pinus leiophylla* con 83 N ha<sup>-1</sup>. Para el caso del área 6 en, las especies más abundantes fueron *P. durangensis* con 77 N ha<sup>-1</sup> y *Quercus resinosa* con 47 N ha<sup>-1</sup> (Figura 2A).

**Dominancia:** La exposición Sur presentó la mayor cantidad de m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> de área basal en los tres rangos altitudinales. Para el rango 1 (2,700-3,000 m) el área

basal promedio fue de  $56.42 \pm 1.10$  ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ), sobresaliendo *P. arizonica* con  $21.26 \pm 2.86$   $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$  en el área 1 (Tabla 2). El análisis de varianza ( $p < 0.05$ ) no mostró diferencias estadísticamente significativas para las áreas 4 y 6 (Tabla 2); sin embargo, el área basal promedio fue mucho menor, con  $15.70 \pm 0.71$   $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$  y  $15.94 \pm 0.68$   $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ . Las especies con mayor área cubierta fueron *P. leiophylla* con  $2.94 \pm 0.03$  y *P. durangensis* con  $3.36 \pm 0.04$   $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$  (Figura 2B).

**Índice de valor de importancia ecológica (IVI):** *Pinus* y *Quercus* mostraron mayor porcentaje de IVI, *P. arizonica* alcanzó el mayor porcentaje en los rangos 2,700-3,000 norte y sur; *Q. laeta* en exposición sur y *Q. crassifolia* en norte dominaron los rangos de altitud media. Para el caso del rango de altura más bajo el mayor IVI calculado lo obtuvo *P. durangensis*.

Tabla 2. Parámetros estructurales estimados por área y rango altitudinal (ordenados de acuerdo con el mayor valor porcentual).

Especie Exposición S elevación 2,700-3,000 m (Área 1)	Densidad		Frecuencia		Dominancia (Área basal)		IVI
	Absoluta (N ha <sup>-1</sup> )	Relativa (%)	Absoluta	Relativa (%)	Absoluta (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Relativa (%)	
<i>Pinus arizonica</i>	600	75.60	5	25	21.26	74.98	58.53
<i>Juniperus deppeana</i>	66	8.27	5	25	0.15	5.32	12.86
<i>Pinus strobiformis</i>	32	4.03	4	20	1.51	4.02	9.35
<i>Quercus sideroxyla</i>	39	4.94	2	10	0.75	8.50	7.81
<i>Arbutus madrensis</i>	30	3.83	1	5	1.12	3.96	4.26
<i>Pinus durangensis</i>	18	2.22	1	5	2.41	2.63	3.28
<i>Arbutus bicolor</i>	7	0.91	1	5	1.14	0.54	2.15
<i>Arbutus xalapensis</i>	2	0.20	1	5	0.01	0.05	1.75
Total	794	100	20	100	28.36	100	100

Especie Exposición N elevación 2,700-3,000 m (Área 2)	Densidad		Frecuencia		Dominancia (Área basal)		IVI
	Absoluta (N ha <sup>-1</sup> )	Relativa (%)	Absoluta	Relativa (%)	Absoluta (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Relativa (%)	
<i>Pinus arizonica</i>	344	45.03	4	13.33	8.90	31.71	30.02
<i>Quercus sideroxyla</i>	111	14.55	5	16.67	8.81	31.38	20.87
<i>Arbutus xalapensis</i>	73	9.53	3	10.00	2.02	7.2	8.91
<i>Pinus strobiformis</i>	59	7.75	4	13.33	1.49	5.31	8.80
<i>Juniperus deppeana</i>	29	3.77	5	16.67	0.97	3.47	7.97
<i>Pinus teocote</i>	37	4.82	1	3.33	2.30	8.19	5.45
<i>Pinus durangensis</i>	39	5.13	1	3.33	1.35	4.82	4.43

<i>Pseudotsuga menziesii</i>	26	3.46	1	3.33	0.96	3.4	3.40
<i>Arbutus bicolor</i>	13	1.68	1	3.33	0.66	2.36	2.46
<i>Pinus leiophylla</i>	10	1.36	1	3.33	0.24	0.86	1.85
<i>Arbutus madrensis</i>	10	1.36	1	3.33	0.16	0.58	1.76
<i>Arbustus arizonica</i>	6	0.84	1	3.33	0.09	0.32	1.50
<i>Quercus depressipes</i>	4	0.52	1	3.33	0.09	0.32	1.39
<i>Cupressus lusitanica</i>	2	0.21	1	3.33	0.02	0.06	1.20
<b>Total</b>	<b>764</b>	<b>100</b>	<b>30</b>	<b>100</b>	<b>28.07</b>	<b>100</b>	<b>100.00</b>

Especie Exposición S elevación 2,100-2,400 m (Área 3)	Densidad		Frecuencia		Dominancia (Área basal)		IVI
	Absoluta (N ha <sup>-1</sup> )	Relativa (%)	Absoluta	Relativa (%)	Absoluta (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Relativa (%)	
<i>Quercus laeta</i>	122	24.21	3	10.71	4.65	19.28	18.04
<i>Pinus leiophylla</i>	68	13.49	2	7.14	4.22	17.5	12.71
<i>Quercus sideroxyla</i>	58	11.51	1	3.57	4.00	16.6	10.53
<i>Pinus lumholtzii</i>	58	11.51	1	3.57	1.35	5.61	6.87
<i>Pinus douglasiana</i>	19	3.77	1	3.57	2.89	11.98	6.45
<i>Juniperus deppeana</i>	7	1.39	4	14.29	2.05	0.85	5.52
<i>Quercus urbanii</i>	43	8.53	1	3.57	0.92	3.81	5.32
<i>Cupressus lusitanica</i>	30	5.95	1	3.57	1.32	5.47	4.97
<i>Pinus cembroides</i>	24	4.76	1	3.57	1.29	5.36	4.57
<i>Pinus teocote</i>	6	1.19	3	10.71	0.20	0.85	4.22
<i>Quercus viminea</i>	22	4.37	1	3.57	0.72	3	3.67
<i>Quercus durifolia</i>	12	2.38	1	3.57	1.00	4.13	3.36
<i>Pinus arizonica</i>	18	3.57	1	3.57	0.44	1.85	3.02
<i>Pinus engelmannii</i>	2	0.40	2	7.14	0.05	0.21	2.61
<i>Pinus durangensis</i>	6	1.19	1	3.57	0.66	2.73	2.52
<i>Quercus crassifolia</i>	5	0.99	1	3.57	0.12	0.48	1.67
<i>Arbutus xalapensis</i>	2	0.40	1	3.57	0.03	0.1	1.38
<i>Pinus strobiformis</i>	1	0.20	1	3.57	0.04	0.15	1.29
<i>Arbutus arizonica</i>	1	0.20	1	3.57	0.01	0.02	1.25
<b>Total</b>	<b>504</b>	<b>100</b>	<b>28</b>	<b>100</b>	<b>24.11</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

Especie Exposición N elevación 2,100-2,400 m (Área 4)	Densidad		Frecuencia		Dominancia (Área basal)		IVI
	Absoluta (N ha <sup>-1</sup> )	Relativa (%)	Absoluta	Relativa (%)	Absoluta (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Relativa (%)	
<i>Quercus crassifolia</i>	121	29.38	2	5.56	2.25	14.32	16.42
<i>Pinus teocote</i>	50	12.26	4	11.11	2.72	17.29	13.55
<i>Pinus leiophylla</i>	66	16.15	2	5.56	2.94	18.75	13.49
<i>Pinus lumholtzii</i>	35	8.56	4	11.11	1.94	12.34	10.67

<i>Pinus durangensis</i>	27	6.61	4	11.11	1.14	7.26	8.33
<i>Quercus fulva</i>	24	5.84	1	2.78	1.16	7.39	5.33
<i>Pinus engelmannii</i>	10	2.33	3	8.33	0.59	3.77	4.81
<i>Quercus rugosa</i>	15	3.70	1	2.78	0.76	4.87	3.78
<i>Juniperus deppeana</i>	6	1.36	3	8.33	0.11	0.71	3.47
<i>Pinus cooperi</i>	10	2.33	1	2.78	0.82	5.25	3.45
<i>Quercus jonesii</i>	9	2.14	2	5.56	0.14	0.89	2.86
<i>Arbutus tessellata</i>	6	1.36	2	5.56	0.22	1.39	2.77
<i>Pinus herrerae</i>	14	3.31	1	2.78	0.15	0.97	2.35
<i>Quercus durifolia</i>	6	1.56	1	2.78	0.41	2.58	2.31
<i>Quercus sideroxyla</i>	3	0.78	2	5.56	0.07	0.44	2.26
<i>Arbutus bicolor</i>	6	1.36	1	2.78	0.18	1.16	1.77
<i>Quercus laeta</i>	2	0.39	1	2.78	0.06	0.40	1.19
<i>Alnus jorullensis</i>	2	0.58	1	2.78	0.03	0.20	1.19
<b>Total</b>	<b>411</b>	<b>100</b>	<b>36</b>	<b>100</b>	<b>15.70</b>	<b>100</b>	<b>100</b>
<b>Especie Exposición S elevación 1,500-1,800 m (Área 5)</b>	<b>Densidad</b>		<b>Frecuencia</b>		<b>Dominancia (Área basal)</b>		<b>IVI</b>
	Absoluta (N ha <sup>-1</sup> )	Relativa (%)	Absoluta	Relativa (%)	Absoluta (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Relativa (%)	
<i>Pinus durangensis</i>	206	39.24	2	7.14	14.29	47.97	31.47
<i>Pinus oocarpa</i>	177	33.74	3	10.71	5.99	20.12	21.53
<i>Quercus viminea</i>	8	1.53	3	10.71	0.62	2.08	4.78
<i>Pinus herrerae</i>	24	4.58	1	3.57	1.41	4.72	4.29
<i>Quercus laeta</i>	8	1.53	1	3.57	1.70	5.70	3.60
<i>Pinus luzmariae</i>	14	2.60	1	3.57	0.87	2.94	3.04
<i>Quercus salicifolia</i>	14	2.60	1	3.57	0.75	2.53	2.90
<i>Quercus fulva</i>	10	1.98	1	3.57	0.90	3.02	2.86
<i>Crataegus mexicana</i>	18	3.51	1	3.57	0.21	0.69	2.59
<i>Quercus resinosa</i>	10	1.83	1	3.57	0.45	1.51	2.31
<i>Quercus rugosa</i>	6	1.22	1	3.57	0.62	2.07	2.29
<i>Quercus durifolia</i>	2	0.46	1	3.57	0.68	2.27	2.10
<i>Pinus chihuahuana</i>	5	0.92	1	3.57	0.41	1.36	1.95
<i>Quercus elliptica</i>	3	0.61	1	3.57	0.43	1.45	1.88
<i>Ipomoea arborescens</i>	7	1.37	1	3.57	0.10	0.33	1.76
<i>Quercus albocincta</i>	2	0.46	1	3.57	0.18	0.60	1.54
<i>Lysiloma acapulcense</i>	2	0.46	1	3.57	0.03	0.11	1.38
<i>Arbutus bicolor</i>	2	0.31	1	3.57	0.05	0.16	1.35
<i>Quercus crassifolia</i>	2	0.31	1	3.57	0.02	0.06	1.31
<i>Pinus douglasiana</i>	2	0.31	1	3.57	0.04	0.13	1.30
<i>Prunus serotina</i>	1	0.15	1	3.57	0.04	0.13	1.28



<i>Arbutus tessellata</i>	1	0.15	1	3.57	0.01	0.02	1.25
<i>Acacia pennatula</i>	1	0.15	1	3.57	0.01	0.02	1.25
<i>Total</i>	524	100	28	100	29.79	100.00	100
Especie Exposición N elevación 1,500-1,800 m (Área 6)	Densidad		Frecuencia		Dominancia (Área basal)		IVI
	Absoluta (N ha <sup>-1</sup> )	Relativa (%)	Absoluta	Relativa (%)	Absoluta (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Relativa (%)	
<i>Pinus durangensis</i>	77	21.92	2	8.33	3.36	21.06	17.10
<i>Quercus gentryi</i>	26	7.31	2	8.33	1.49	9.35	8.33
<i>Pinus oocarpa</i>	26	7.53	2	8.33	1.41	8.88	8.25
<i>Quercus resinosa</i>	47	13.47	1	4.17	0.83	5.23	7.62
<i>Pinus douglasiana</i>	34	9.59	1	4.17	1.33	8.37	7.38
<i>Quercus castanea</i>	28	7.99	1	4.17	1.56	9.82	7.32
<i>Arbutus xalapensis</i>	14	3.88	3	12.50	0.74	4.64	7.01
<i>Pinus lumholtzii</i>	10	2.74	3	12.50	0.73	4.57	6.60
<i>Quercus coccolobifolia</i>	23	6.62	1	4.17	1.30	8.13	6.31
<i>Quercus rugosa</i>	26	7.53	1	4.17	1.04	6.50	6.07
<i>Quercus obtusata</i>	11	3.20	2	8.33	0.56	3.54	5.02
<i>Quercus jonesii</i>	10	2.97	1	4.17	0.36	2.25	3.13
<i>Quercus laeta</i>	9	2.51	1	4.17	0.36	2.24	2.97
<i>Pinus leiophylla</i>	3	0.91	1	4.17	0.49	3.06	2.71
<i>Quercus scytophylla</i>	5	1.37	1	4.17	0.35	2.17	2.57
<i>Comarostaphylis polifolia</i>	2	0.46	1	4.17	0.03	0.19	1.60
<i>Total</i>	350	100	24	100	15.94	100	100

**Riqueza:** Las áreas 1 y 4 mostraron diferencias ( $p < 0.05$ ), donde los sitios con mayor altitud disminuyeron en número de especies. Por el contrario, los sitios ubicados en el área 4 tuvieron el doble de especies en comparación con el área 1 (Tabla 2). En las áreas restantes el rango promedio osciló en 5 especies por sitio (Figura 2C).

**Volumen:** Dentro de la totalidad de los sitios muestreados, el volumen estimado presentó cantidades similares por rangos de elevación y exposición, el cual osciló entre 126.34 a 284.35 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, observándose que no existieron diferencias ( $p < 0.05$ ) y que las variables no tuvieron influencia en la productividad maderable de los sitios analizados (Figura 2D).

**Índices de diversidad:** Los valores obtenidos con el índice de diversidad verdadera de Shannon no mostraron diferencias ( $p < 0.05$ ) entre áreas, manteniendo un promedio de  $2.94 \pm 1.58$  en las áreas con exposición sur y  $3.89 \pm 1.22$  en norte (Figura 2E). Con relación al índice de Margalef, se observaron diferencias ( $p < 0.05$ ) entre áreas con mayor elevación en ambas exposiciones, con respecto a las de menor altura. Lo anterior indica que a mayor elevación tiende a bajar el número de especies que componen las comunidades vegetales. Los valores promedio oscilan en  $0.73 \pm 0.35$  para ambas exposiciones con alturas de 2,700 a 3,000 y de  $0.98 \pm 0.11$  en 1,500 a 1,800 m (Figura 2F).

A través del análisis de diversidad beta, el dendrograma de comunidades vegetales en función de rangos de elevación demostró que existe similitud entre las áreas 1 y 2 con un 65% y entre las áreas de 4 y 6 con 46%. Lo anterior indica que entre estas áreas existe una composición florística similar donde las especies dominantes suelen ser semejantes. Asimismo, se aprecia que la exposición Sur en el área 5 presenta valores de similitud menores en comparación con el resto; observándose de manera general que, en sitios con altitudes más bajas, es precisamente la exposición quien define el grado de similitud. Las especies generalistas que se presentan en ambas exposiciones y en los tres rangos altitudinales son: *P. durangensis*, *Q. sideroxila*, *J. deppeana* y *A. xalapensis*. Las especies específicas que se presentan únicamente en sitios de baja elevación son *Q. coccolobifolia* en exposición Norte y *Acacia pennatula*, *Lysiloma acapulcense*, *Prunus serotina* e *Ipomea arborescens* en exposición Sur (Figura 3).

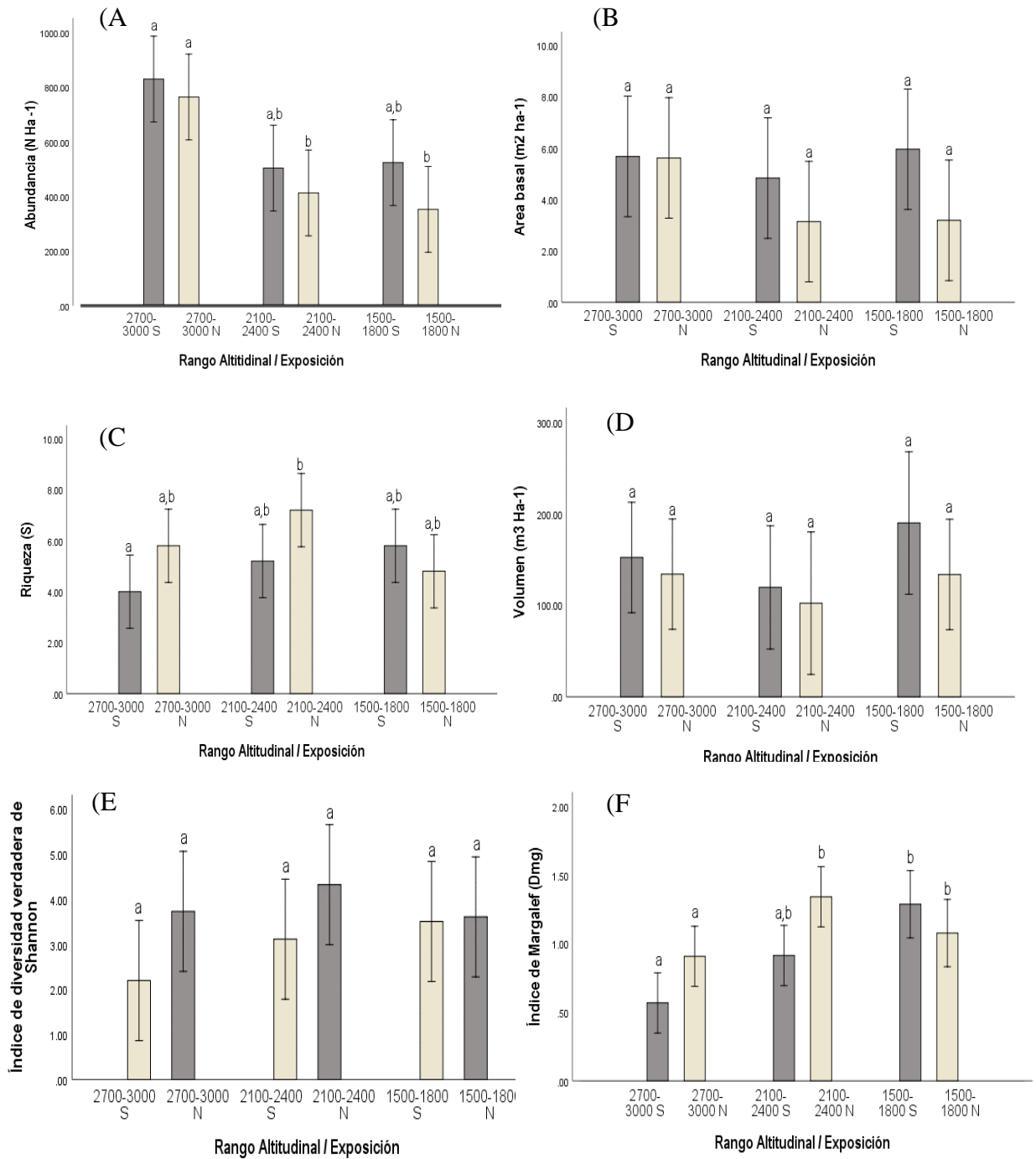


Figura 2. Medias y error estándar de (A) Abundancia (N ha<sup>-1</sup>), (B) Área basal (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>), (C) Riqueza (S), (D) Volumen (m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>), (E) Índice de diversidad verdadera de Shannon (<sup>1</sup>D), (F), Índice de Margalef (Dmg). Medias con letras diferentes (a, b) indican diferencias (p<0.05).

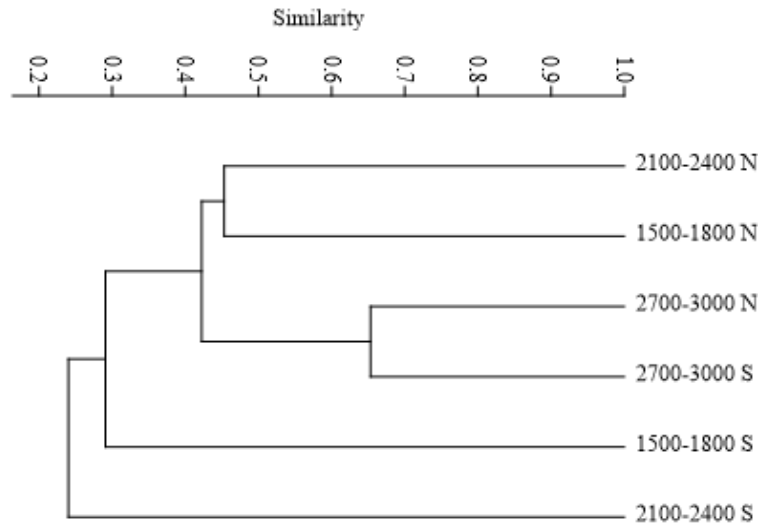


Figura 3. Dendrograma de similitud basado en análisis Bray Curtis entre áreas con diferentes rangos de elevación.

## DISCUSIÓN

Acorde con los resultados obtenidos en densidad muestran una clara dominancia en *Pinus* y *Quercus*, concordando con Hernández *et al.*, (2013); García *et al.*, (2019) y Castellanos-Bolaños *et al.*, (2010); quienes mencionan que estos géneros tienen mayor representatividad en estudios realizados en bosques templados en Chihuahua y Oaxaca.

Los datos obtenidos coinciden con los reportados por Delgado *et al.*, (2017); quienes calcularon una abundancia de 565 N ha<sup>-1</sup> y 16 taxas en bosques templados del estado de Durango en un rango de altitud de 2400 a 2500 msnm. Por el contrario, los resultados obtenidos por López-Hernández *et al.*, (2017), fueron más bajos, reportando un valor de 389 N ha<sup>-1</sup> en 11 especies de 4 familias en bosques templados del estado de Puebla lo cual puede atribuirse a que los bosques evaluados presentan actividades de aprovechamiento más intensivas en comparación con las de este estudio.

Con relación a la dominancia es posible identificar que conforme aumenta la elevación también lo hace el área basal (Clark *et al.*, 2015; Muñoz *et al.*, 2020); asimismo, la exposición y la pendiente pueden influir en la productividad de diversas áreas, donde la escasez de luz y agua contribuyen al aumento o disminución de la misma (Powers *et al.*, 2020).

Los resultados del estudio muestran que el área basal es mayor en los sitios con mayor elevación en ambas exposiciones, calculando hasta el doble de m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> con respecto a sitios de menor altitud. Los datos obtenidos son similares a lo estimado por Graciano *et al.*, (2017); quienes estiman un área basal semejante en bosques templados de Durango. Sin embargo, estos resultados difieren de lo derivado por Girardin *et al.*, (2014), quienes aluden que la elevación y la abundancia están ligadas; no obstante, no se relaciona con el aumento en área basal, donde los resultados obtenidos mostraron mayores valores en sitios con altitudes menores.

En la mayoría de los bosques templados de México, los géneros *Pinus* y *Quercus* suelen ser los más representativos, por ser de gran interés económico y tienden a ser intervenidos gradualmente; esto contribuye a que sean más frecuentes en las áreas, así como a aumentar su densidad, área basal y por ende tener mayor valor de importancia ecológica (Domínguez *et al.*, 2019).

En este estudio existieron variaciones en las especies con mayor IVI, donde las áreas más altas y bajas obtuvieron los mayores porcentajes en especies de *Pinus*. Lo anterior coincide con Hernández *et al.*, (2013) y Graciano *et al.*, (2020); quienes reportan a *P. durangensis* como la especie de mayor importancia ecológica en estudios realizados en Chihuahua y Durango. Paredes *et al.*, (2019), coinciden con los resultados obtenidos, donde reportan a *Q. crassifolia*, como la especie con mayor peso ecológico en un bosque templado húmedo de Hidalgo.

La elevación, inclinación y exposición tienen gran influencia sobre la composición florística y la riqueza de especies en comunidades vegetales. Siles *et al.*, (2017), encontraron un total de 27 especies forestales sobre un gradiente de elevación de 1,300 a 1,500 m, datos que coinciden con los reportados en este estudio, donde el rango de altitud más baja presentó entre 18 a 23 especies diferentes. Por el contrario, Alanís *et al.*, (2012), reportaron un total de 11 especies en exposición norte en bosque post-incendio con un rango de elevación similar en Nuevo León. De igual forma, Castellanos-Bolaños *et al.*, (2013); coinciden en que a mayor altitud menor es el número de especies presentes, donde calcularon un promedio de 3 a 4 taxas por sitio en un bosque templado en Puebla, semejante a los valores reportados en este estudio.

Conocer las existencias reales de volumen maderable es de gran importancia, ya que suelen ser indicadores económicos del bosque (Díaz *et al.*, 2010); simultáneamente, pueden utilizarse para estimar el carbono acumulado en las masas forestales. Asimismo, González-Elizondo *et al.*, (2012), mencionan que el volumen puede aumentar conforme aumenta la diversidad de especies.

Los resultados obtenidos coinciden con los reportados por Graciano *et al.*, (2017), quienes estimaron un total de 207.36 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> en un bosque templado en Durango.

Por el contrario, Návar *et al.*, (2010), obtuvieron valores mucho menores con un promedio de  $115 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ; por su parte, Rodríguez-Laguna *et al.*, (2006), calcularon un valor aproximado de  $450 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  en un bosque de niebla en Tamaulipas, México, resultado mucho mayor a los calculados.

Los índices más utilizados para caracterizar la diversidad gama no son propiamente de diversidad, por lo cual es necesario realizar conversiones que permitan tener una mejor interpretación y evaluación efectiva de la diversidad (Jost, 2006; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020). Por su parte Domínguez *et al.*, (2019) y Alanís *et al.*, (2012), tuvieron registros semejantes en altitudes similares en bosque templado del Norte y Noreste de México, considerando valores de diversidad media. Por el contrario, Méndez *et al.*, (2018), citaron un valor muy por debajo del promedio anterior en bosques de la Sierra Madre del Sur.

Para evaluar la diversidad y riqueza de especies entre comunidades es necesario conocer las características biológicas y su distribución proporcional (Moreno, 2001). El valor del índice de Margalef fue inferior en elevaciones mayores tal como lo mencionan Baez *et al.*, (2020), quienes indican que las altas temperaturas y características topográficas contribuyen a la disminución de especies. Asimismo, el alto número de especies en rangos de menor elevación es similar a lo estimado por Clark *et al.*, (2015), quienes evaluaron un alto contenido de riqueza de especies en parcelas a baja altitud.

Zarco-Mendoza *et al.*, (2020), indican que la exposición tiene fuerte influencia sobre el desarrollo de diferentes especies sobre todo en elevaciones de media a baja, información acorde a lo derivado de esta investigación, donde el número de especies fue más alto en exposición Sur.

La similitud entre comunidades está ligada fuertemente a la elevación y exposición, así como los factores climáticos (Chust *et al.*, 2006), los cuales determinan las especies que pueden adaptarse a diferentes comunidades vegetales. De acuerdo con lo señalado es posible observar que existen especies generalista y específicas que van desde tierras bajas con buenas condiciones ambientales, hasta críticas.

Hernández *et al.*, (2013), mencionan que la agrupación depende en gran medida del grado de adaptación de las especies, donde coníferas y *Quercus* pueden aparecer en sitios con diversas elevaciones y grados de pendiente, corroborando los datos obtenidos, donde diversas especies del género *Pinus* y *Quercus* están presentes en todas las áreas analizadas. De igual forma, se coincide con Zamora-Delgado *et al.*, (2016), quienes mencionan que existen especies particulares que se establecen en microhábitats muy definidos, como se observa en este estudio, donde se encontraron especies únicamente en rangos de baja elevación y exposición sur.



## **CAPITULO II**

### **COMPARACIÓN DE LOS CAMBIOS EN EL VOLUMEN Y LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL EN UN BOSQUE NATURAL VS INTERVENIDO EN EL NOROESTE DE MÉXICO**

### **COMPARISON OF CHANGES IN VOLUME AND SPATIAL DISTRIBUTION IN A NATURAL VS. HARVESTED FOREST IN NORTHWEST MEXICO**



**Fotografía de un bosque del municipio de San Dimas, Durango**

## CAPÍTULO II

### COMPARACIÓN DE LOS CAMBIOS EN EL VOLUMEN Y LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL EN UN BOSQUE NATURAL VS INTERVENIDO EN EL NOROESTE DE MÉXICO

#### RESUMEN

El presente estudio se elaboró a fin de comparar los incrementos en volumen y características estructurales de sitios excluidos de manejo e intervenidos con técnicas silvícola, en bosques mixtos e irregulares de Durango, en tres periodos de medición. Se empleó la ecuación de Schumacher-Hall con parámetros del SiBiFor para calcular el volumen maderable del total de las especies. Se utilizó un análisis de patrón de puntos para evaluar agregación, mezcla de especies, dominancia y diferenciación dimensional. Los datos se obtuvieron de 14 parcelas permanentes con superficie de 2500 m<sup>2</sup>, registrando: diámetro >7.5 cm, altura, azimut y distancia. La densidad en bosques naturales tuvo un aumento de 172 individuos y 28.53 m<sup>3</sup> de volumen maderable en 10 años. Por el contrario, en bosques intervenidos hubo una disminución de 55 individuos, pero un aumento de 74.40 m<sup>3</sup>. Se analizaron un total de 5846 grupos estructurales de cinco árboles. La totalidad de los sitios analizados mostraron una distribución aleatoria en las tres mediciones, a través del índice de uniformidad de ángulo ( $W_i$ ). El grado de mezcla de especies ( $M_i$ ) indica, que en bosques naturales la mezcla es alta y muy alta en los géneros analizados; igualmente, en bosques intervenidos *Arbutus* y *Quercus* mostraron una tendencia similar, a excepción de *Pinus* que exhibe una mezcla moderada. La dominancia en diámetro ( $UD_i$ ) y altura ( $UH_i$ ), no mostró diferencias en bosques naturales; por el contrario, en bosques intervenidos *Pinus* fue dominante. La diferenciación dimensional ( $TD_i$ ) y ( $TH_i$ ) fue moderada en todos los sitios.

**Palabras clave:** Agregación, Densidad, Dominancia, Mezcla de especies, Patrón de puntos.

## ABSTRACT

The present study was prepared in order to compare the increases in volume and structural characteristics of sites excluded from management and intervened with silvicultural techniques, in mixed and irregular forests of Durango, in three measurement periods. The Schumacher-Hall equation with SiBiFor parameters was used to calculate the timber volume of the total species. A dot pattern analysis was used to assess aggregation, species mix, dominance, and dimensional differentiation. The data were obtained from 14 permanent plots with a surface area of 2500 m<sup>2</sup>, recording: diameter > 7.5 cm, height, azimuth and distance. The density in natural forests had an increase of 172 individuals and 28.53 m<sup>3</sup> of timber volume in 10 years. On the contrary, in intervened forests there was a decrease of 55 individuals, but an increase of 74.40 m<sup>3</sup>. A total of 5846 structural groups of five trees were analyzed. All the analyzed sites showed a random distribution in the three measurements, through the angle uniformity index ( $W_i$ ). The degree of mixture of species ( $M_i$ ) indicates that in natural forests the mixture is high and very high in the analyzed genera; Similarly, in intervened forests *Arbutus* and *Quercus* show a similar trend, except for *Pinus*, which exhibits a moderate mix. The dominance in diameter ( $UD_i$ ) and height ( $UH_i$ ) did not show differences in natural forests; on the contrary, in intervened forests *Pinus* was dominant. Dimensional differentiation ( $TD_i$ ) and ( $TH_i$ ) was moderate at all sites.

**Keywords:** Aggregation, Density, Dominance, Species mixture, Dot pattern.

## INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas forestales proporcionan múltiples bienes y servicios de manera compleja; sin embargo, son susceptibles a perturbaciones naturales y antropogénicas (Rodríguez *et al.*, 2006). Posterior a la presencia de un incendio o actividades silvícolas, las masas arbóreas tienden a experimentar cambios en los patrones de distribución, así como en las características estructurales, modificando el grado de competitividad, desarrollo y regeneración del bosque (Ávila *et al.*, 2014; Rubio-Camacho *et al.*, 2017).

Los estudios que evalúan la complejidad estructural y la diversidad arbórea con relación a la productividad de ecosistemas forestales suelen ser escasos. Algunas investigaciones revelan que la diversidad disminuye con la remoción en área basal y la productividad maderable tiende a aumentar con las intervenciones silvícolas (Návar y González, 2009, Leyva *et al.*, 2010; Pamerleau-Couture *et al.*, (2015). A través de los años, el manejo forestal por medio de aprovechamientos selectivos ha modificado la estructura y función de diversos ecosistemas forestales, lo cual da origen a especies de mayor interés comercial, disminuyendo la proporción de especies de importancia ecológica (Treviño *et al.*, 2001; Hernández-Salas *et al.*, 2018).

La caracterización estructural del estrato arbóreo suele ser un indicador importante de biodiversidad de los ecosistemas forestales, la cual permite tomar mejores decisiones sobre el manejo de recursos y puede transformarse a través del uso de tratamientos silvícolas (Del Río *et al.*, 2003; Corral *et al.*, 2005). La silvicultura puede modificar la estructura, controlando la composición de especies, crecimiento y desarrollo de sitios en producción y áreas protegidas, simulando disturbios naturales (Fujimori, 2001; Corral *et al.*, 2005; Bauhus *et al.* 2009; Bannister *et al.*, 2016).

Las técnicas de simulación y las parcelas permanentes de monitoreo forestal establecen herramientas que permiten evaluar los cambios estructurales en masas arbóreas destinadas al aprovechamiento, a través del uso de técnicas

silvícolas (Pretzsch, 1996; Bailey y Tappeiner, 1998). Uno de los principales objetivos del aprovechamiento sustentable es el mantenimiento de la composición florística, así como el incremento del volumen maderable (Blandariz, 2017; Ruiz *et al.*, 2020).

La caracterización estructural de un bosque puede determinarse a nivel de diversidad de especies, diferenciación dimensional y distribución espacial (Kulik *et al.*, 2019; Chávez *et al.*, 2020). Sin embargo, los análisis de estructura en México están enfocados únicamente en las primeras dos, donde la distribución espacial es menos utilizada aun y cuando brinda un mejor nivel de detalle (Graciano *et al.*, 2020). La distribución espacial está estrechamente ligada al régimen de luz y al patrón de regeneración de los rodales, teniendo impactos importantes en los incrementos y productividad maderable (Kint, 2003; Solís *et al.*, 2006). Establece, además, herramientas que permiten conocer la dinámica de los bosques con respecto al nivel de perturbaciones a los que se encuentran sometidos (Pommerening, 2008; Gadow *et al.*, 2012; Rubio-Camacho *et al.*, 2017).

Acorde con lo anterior, el objetivo de esta investigación fue determinar los cambios en los incrementos del volumen y distribución espacial en áreas sin intervención silvícola y bajo manejo en tres mediciones, en un bosque templado del estado de Durango.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se ubicó en el sistema montañoso denominado Sierra Madre Occidental en el estado de Durango, situándose entre las coordenadas geográficas  $24^{\circ} 29' 14.03''$ ,  $105^{\circ} 52' 38.62''$  y  $25^{\circ} 04' 35.40''$  y  $105^{\circ} 58' 47.45''$  (Figura 1). En el área de estudio, los tipos de clima predominantes son: Semifrío subhúmedo  $C(E)(w2)(x')$ ,  $C(E)(w2)$  y Templado subhúmedo  $C(w2)(x')$ ,  $C(w2)$  (INEGI, 2009). Los suelos presentes en las áreas son Cambisol, Regosol y Litosol. La temperatura media anual varía de  $10^{\circ}$  a  $16^{\circ}$  C con una precipitación promedio de 800 a 1200 mm. En los sitios de estudio la elevación oscila de 2400 a 2800 msnm, donde la vegetación predominante corresponde a bosque de pino y bosque de pino-encino.

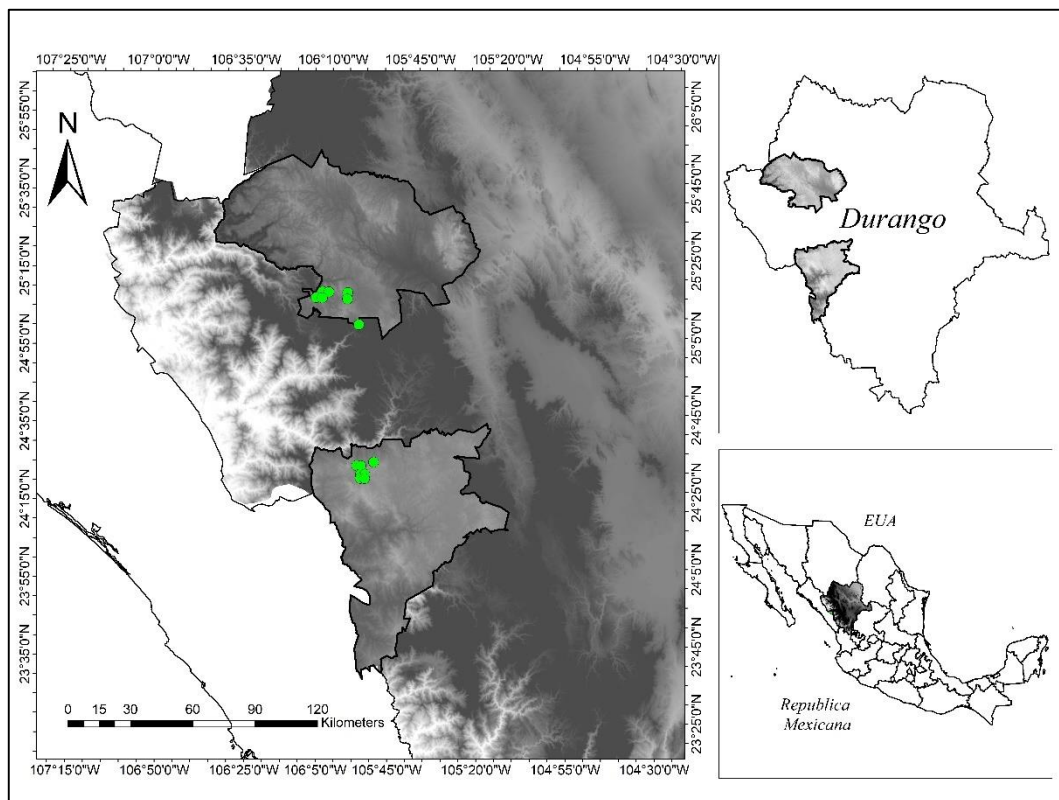


Figura 4. Localización de las áreas de estudio.

### Obtención y análisis de información

Los datos dasométricos se obtuvieron de 14 parcelas cuadradas para el monitoreo forestal permanente, con tres mediciones en intervalos de 5 años

(2008<sup>1</sup>, 2013<sup>2</sup>, 2018<sup>3</sup>), mismas que tienen una superficie de 2500 m<sup>2</sup> (50 x 50 m). Se realizó un inventario del total de las especies, considerando: Diámetro normal (Dn>7.5 cm), Altura total (H), Azimut (°) y distancia (m) a partir del centro de la parcela.

Para conocer las características dasométricas de los géneros en las áreas, se calculó la densidad (N ha<sup>-1</sup>), diámetro y altura promedio y volumen (m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>), utilizando la ecuación desarrollada por Schumacher-Hall y los parámetros de ajuste del Sistema biométrico para la planeación del manejo forestal sustentable de los ecosistemas con potencial maderable en México (SiBiFor) (Vargas-Larreta *et al.*, 2017).

Conjuntamente, se calcularon los índices de uniformidad de ángulos, mezcla de especies, dominancia y diferenciación dimensional. Para caracterizar la distribución espacial del arbolado, se utilizaron técnicas de análisis de patrón de puntos y relaciones de vecindad, con base en el método “Grupo estructural de los cinco arboles” (Hui y Hu, 2001), mismo que toma como referencia un árbol (*i*) y sus cuatro vecinos más cercanos (Corral *et al.*, 2005; Pommerening, 2006).

**Índice de uniformidad de ángulos (*W<sub>i</sub>*):** Este índice representa la similitud o irregularidad en el grado de distribución del arbolado (Aguirre, 2004; Gadow *et al.*, 2007). Se basa en la medición de ángulos, conociendo la relación entre arboles vecinos con respecto a un ángulo de referencia  $\alpha_0$  y puede tomar valores de 0 hasta 1, donde un valor cercano a cero representa escenarios de regularidad, valores cercanos a 0.50 manifiestan tendencia a distribución aleatoria y los próximos a 1 presentan condiciones de agrupamiento. Para este estudio se consideró un valor de referencia para el ángulo estándar  $\alpha$ , el cual pudiera representar una distribución regular = 72° comparado con  $\alpha_j$  (Ledo *et al.*, 2012; Silva-González, 2018). Para el cálculo del índice de ángulos se aplica la siguiente ecuación (Gadow *et al.*, 1998):

$$W_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n V_{ij}$$

donde:  $W_i$  = valor del índice para el  $j$ -ésimo árbol referencia,  $n$  = es el número de árboles vecinos considerados,  $V_{ij}$  = variable 1 cuando el  $j$ -ésimo ángulo  $\alpha$  entre dos árboles vecinos próximos es menor o igual al ángulo estándar  $\alpha$ , en caso contrario toma un valor de 0.

**Grado de mezcla en la distribución espacial de especies.** Se calculó con base en el Índice de mezcla de especies ( $M_i$ ), el cual puede medir la diversidad en la distribución espacial y mostrar el grado de mezcla entre ellas (Füldner, 1995). Este índice se define como la proporción de  $n$  vecinos que no son considerados como la misma especie que el árbol de referencia, el cual toma en cuenta los cuatro vecinos más cercanos. Para el cálculo de este índice, se utiliza la siguiente ecuación:

$$M_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n V_j$$

donde:  $0 \leq M_i \leq 1$ ,  $v_j$  es igual a 0 cuando el árbol  $j$  es una especie igual que el árbol de referencia  $i$  y será 1 en caso opuesto (Gadow, *et al.*, 2007).

**Índice de Dominancia dimensional ( $U_i$ ).** Puede ser definido como la dominancia de un árbol de referencia  $i$  con relación a sus vecinos más próximos, referido a la proporción de  $n$  arboles con dimensiones más pequeñas (diámetro y altura) que el árbol de referencia. Se calcula por medio de la siguiente ecuación:

$$U_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n V_j$$

donde:  $0 \leq U_i \leq 1$  y  $v_j$  será igual a 1 si el árbol  $j$  es menor al árbol referencia  $i$ , y 0 en caso opuesto. Con cuatro vecinos el índice de dominancia  $U_i$  puede tomar 5 valores y es de gran utilidad cuando se desea conocer la dominancia relativa de una especie en particular (Aguirre, *et al.*, 2003; Gadow *et al.*, 2007).



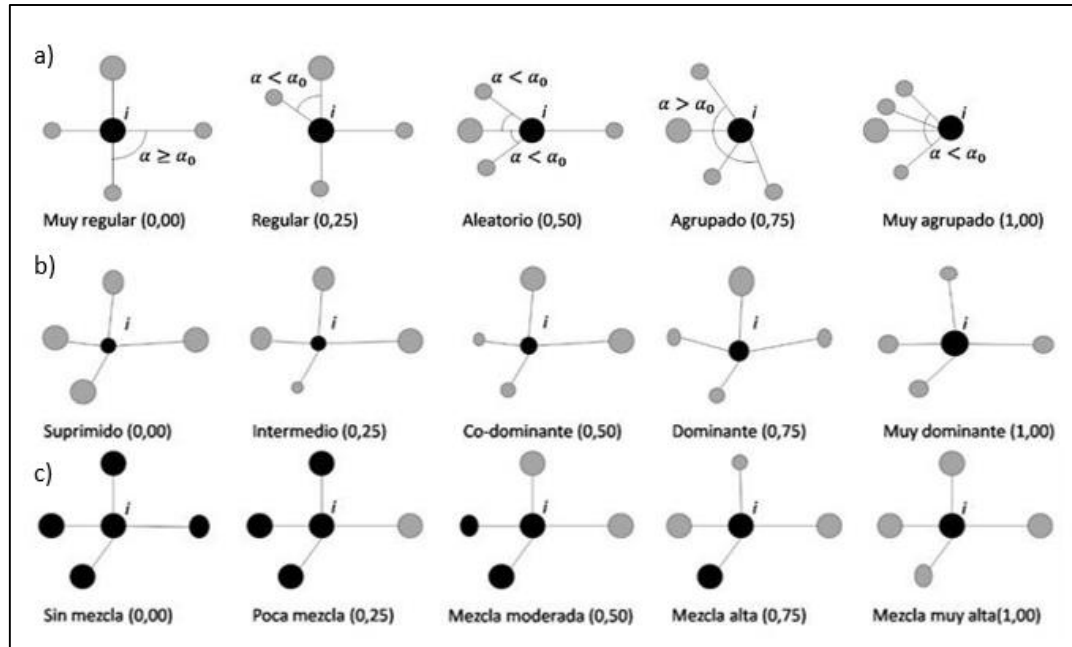


Figura 5. Representación gráfica de los índices estructurales de distribución espacial.

**Diferenciación dimensional ( $T_i$ ).** Se define como la proximidad espacial existente entre los diferentes árboles que se encuentran en una superficie en particular y las dimensiones que estos tienen. Este índice puede ser aplicado a cualquier variable dasométrica representativa del arbolado (diámetro y altura). Considera los  $n$  árboles más cercanos al árbol de referencia  $i$ , definiéndose de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$T_i = 1 - \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \frac{\text{Min}(\text{Dim}_i, \text{Dim}_j)}{\text{Max}(\text{Dim}_i, \text{Dim}_j)}$$

dónde:  $T_i$  = grado de diferenciación en diámetros o alturas,  $j = 1. . . n$  árboles vecinos,  $i$  = árbol de referencia,  $\text{Dim}_i$  = diámetro o altura del árbol  $i$ ,  $\text{Dim}_j$  = diámetro o altura del árbol  $j$ .

Los valores de  $T_i$  aumentan al incrementarse la diferencia media del tamaño de árboles vecinos ( $0 \leq T_i \leq 1$ ). Cuanto más pequeño sea el valor de  $T_i$  las diferencias serán mínimas. Un valor estimado de 0 indica que todos los árboles tienen dimensiones similares (Gadow *et al.*, 2007). Acorde con Aguirre *et al.*, (1998), el

grado de diferenciación dimensional se clasifica en 5 clases, de 0-0.2 = débil; 0.2-0.4 = moderada; 0.4-0.6 clara; 0.6-0.8 fuerte; 0.8-1.0 muy fuerte.

Los cálculos mencionados se realizan bajo una ventana de observación ( $W$ ) por medio de las ecuaciones descritas anteriormente, en este caso particular son parcelas cuadradas de muestreo, en las cuales es necesario considerar el efecto de borde para una mejor caracterización (Pommerening y Stoyan, 2006). Los árboles que se encuentran cerca del borde ( $W$ ) regularmente tienen vecinos fuera del área de muestreo, lo que implica un error en la estimación de los valores de vecindad con árboles que se encuentran dentro. Con el propósito de evitar errores en el cálculo, se utilizó el método NN1 descrito por Pommerening y Stoyan (2006), el cual consiste en omitir como árbol referencia ( $i$ ) a aquellos cuya distancia a su  $j$ -ésimo vecino más próximo se menor a este y al borde ( $W$ ).

Para el cálculo de los diferentes índices estructurales se utilizó el Software estadístico R (R Core Team, 2019), a través del cual se utilizaron simulaciones "Bootstrap" para calcular la diferencia entre medias con un IC del 95% (Mair, Wilcox y Schoenbrodt, 2015; Wilcox, 2005).

## RESULTADOS

Los resultados se muestran a nivel general, por tipo de parcela y año de medición. Se calculó el volumen por especie y distribución espacial por género, destacando los más representativos en las áreas analizadas y las dimensiones dominantes de las especies.

Los bosques con medición en el año 2005 presentaron una densidad de 577 N ha<sup>-1</sup> en naturales y 717 N ha<sup>-1</sup> en intervenidos, donde el volumen maderable fue mayor en bosques con algún tipo de tratamiento silvícola en comparación a aquellos sin intervención, determinando una diferencia de 27.90 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>.

En 2013 el incremento en densidad fue mayor en bosque natural con 75 N ha<sup>-1</sup> en bosques naturales y 45 N ha<sup>-1</sup> en bosques con tratamientos; sin embargo, el volumen fue mayor en intervenidos con 43.29 m<sup>3</sup> y 29.77 m<sup>3</sup> en naturales.

Para 2018 los bosques naturales presentaron un aumento de 77 N ha<sup>-1</sup>; contrario a esto, los intervenidos mostraron una disminución de 100 N ha<sup>-1</sup>. No obstante, el volumen mostró una tendencia similar en bosques bajo manejo, donde se determinó un incremento de 30.79 m<sup>3</sup> con respecto al año 2013. Por el contrario, aun y con el aumento de especies, el volumen disminuyó en 1.25 m<sup>3</sup> en naturales.

Tabla 3. Características dasométricas de los bosques analizados y años de medición.

Especie	Bosques naturales											
	2008				2013				2018			
	N ha <sup>-1</sup>	Volumen (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	Dn (cm)	H (m)	N ha <sup>-1</sup>	Volumen (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	Dn (cm)	H (m)	N ha <sup>-1</sup>	Volumen (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	Dn (cm)	H (m)
<i>P. durangensis</i>	145	35.76	16.33	10.79	163	44.06	16.11	11.64	183	41.96	14.33	10.68
<i>Q. sideroxyla</i>	86	17.59	17.77	7.60	99	25.11	17.96	8.57	111	23.71	15.53	7.92
<i>P. teocote</i>	82	13.95	17.10	9.59	94	18.60	17.65	10.46	106	21.27	16.73	10.49
<i>Q. mcvaughii</i>	81	3.97	13.81	4.77	94	5.78	14.35	5.66	106	6.34	13.67	5.73
<i>P. lumholtzii</i>	70	9.51	15.37	8.16	74	10.71	15.01	8.76	77	10.87	14.09	8.46
<i>P. strobiformis</i>	33	0.90	14.57	8.89	39	1.27	13.66	9.19	46	1.46	12.66	8.89
<i>J. deppeana</i>	27	2.80	16.10	5.85	29	3.94	17.48	7.35	33	4.04	16.10	7.21
<i>A. bicolor</i>	11	0.58	13.80	4.49	13	0.85	14.37	4.98	14	0.77	13.38	4.80
<i>A. madrensis</i>	8	0.74	16.55	4.86	9	1.30	18.00	6.81	9	1.01	17.29	7.07
<i>A. arizonica</i>	7	0.23	12.10	4.23	7	0.40	12.96	5.77	7	0.44	13.62	5.68
<i>A. tesellata</i>	6	0.46	13.65	5.39	9	0.85	14.70	6.01	14	0.79	12.76	5.46

<i>Q. arizonica</i>	6	0.35	15.19	6.11	6	0.57	17.31	8.17	6	0.55	17.16	7.76
<i>P. arizonica</i>	4	1.13	14.51	11.33	4	1.33	20.68	12.28	4	1.25	18.18	11.60
<i>P. leiophylla</i>	4	0.88	18.15	10.71	4	1.03	19.54	11.74	4	1.14	19.69	12.71
<i>A. jorullensis</i>	3	6.32	23.60	8.71	3	11.26	22.82	11.98	3	10.12	22.62	10.46
<i>P. cooperi</i>	2	4.47	34.22	22.67	2	2.23	20.87	16.77	2	2.33	20.62	17.07
<i>Q. durifolia</i>	1	0.05	16.50	3.80	1	0.06	15.90	5.00	1	0.04	15.57	3.45
<i>A. xalapensis</i>	1	0.01	10.00	2.20	1	0.03	12.50	5.70	1	0.02	12.40	5.80
<i>Q. rugosa</i>	1	0.08	19.80	9.60	1	0.13	23.10	11.30	1	0.13	23.51	11.30
<i>Q. laeta</i>	-		-	-	1	0.02	9.10	4.80	2	0.04	9.77	5.10
<b>Total</b>	<b>577</b>	<b>99.76</b>			<b>652</b>	<b>129.53</b>			<b>729</b>	<b>128.29</b>		

#### Bosques intervenidos

Especie	2008				2013				2018			
	N ha <sup>-1</sup>	Volumen (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	Dn (cm)	H (m)	N ha <sup>-1</sup>	Volumen (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	Dn (cm)	H (m)	N ha <sup>-1</sup>	Volumen (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	Dn (cm)	H (m)
<i>P. durangensis</i>	331	59.92	14.49	12	340	79.87	15.84	13.6	346	94.18	16.42	14.5
<i>P. teocote</i>	124	26.83	16.1	11.4	135	37.37	17.68	13	17	45.09	12.35	10.64
<i>Q. sideroxila</i>	93	18.04	17.09	8.49	94	23.74	18.38	9.92	105	27.02	18.28	10.32
<i>P. leiophylla</i>	34	7.24	16.55	12	33	9.47	18.47	13.8	24	12.49	17.47	15.29
<i>P. lumholtzii</i>	27	2.45	13.48	7.05	32	2.95	13.6	8.07	34	2.75	12.19	6.99
<i>J. deppeana</i>	17	1.17	13.5	6.74	19	1.74	14.97	7.99	21	2.11	14.65	8.02
<i>P. arizonica</i>	17	3.92	16.16	15.3	21	5.57	16.16	15.6	21	6.69	17.06	17.83
<i>A. tesellata</i>	14	0.90	14.13	5.19	18	1.58	15.38	6.39	25	2.04	14.18	6.35
<i>A. madrensis</i>	13	0.70	13.42	4.79	20	1.29	12.42	5.26	18	1.42	14.48	6.6
<i>P. strobiformis</i>	13	3.19	17.62	11.6	12	3.38	19	13.9	13	3.76	18.39	13.6
<i>Q. mcvaughii</i>	10	0.46	14.53	4.5	14	0.72	14.19	4.86	15	0.58	12.34	4.8
<i>A. xalapensis</i>	9	0.30	11.4	4.79	9	0.54	14.03	6.38	9	0.69	15.11	6.99
<i>P. cooperi</i>	7	1.85	17.25	14.9	5	1.65	19.24	17.6	7	2.14	15.38	15.11
<i>A. bicolor</i>	3	0.23	14.3	5.78	4	0.45	16.51	7.14	4	0.50	17.17	7.02
<i>J. durangensis</i>	3	0.18	16.37	4.02	3	0.06	17.44	4.76	3	0.21	17.39	4.42
<i>A. arizonica</i>	1	0.05	13.15	4.75	1	0.23	14.7	4.55	1	0.07	15.35	5.45
<i>Q. rugosa</i>	1	0.22	23.8	8.75	2	0.33	17.4	8.87	-	0	-	-
<b>Total</b>	<b>717</b>	<b>127.66</b>			<b>762</b>	<b>170.95</b>			<b>662</b>	<b>202</b>		

N ha<sup>-1</sup>= Número de individuos por hectárea, Volumen m<sup>3</sup>= Volumen por especie por hectárea, Dn= Diámetro promedio por especie, H= Altura promedio por especie.

La figura 3 representa la distribución espacial de las especies en las áreas, posterior a la utilización del estimador NN1; es decir, muestra solo aquellos individuos que pueden ser el árbol de referencia *i* en los grupos estructurales. Los resultados generales de los índices de vecindad se estimaron con base en un

total de 5846 grupos estructurales de cinco árboles, así como por género. En bosques sin intervención el número total de grupos utilizados fue de 2585, *Arbutus* utilizó 150 grupos, *Pinus* 1533 y *Quercus* un total de 778. Con relación a bosques bajo manejo, el total de grupos estructurales analizados fue de 3261 a nivel general. *Arbutus* englobó 215, *Pinus* 2497 y *Quercus* 467 grupos. Los sitios con mayor número de grupos utilizados fueron 4<sup>1</sup>, 5<sup>2</sup> y 1<sup>3</sup> con un total de 158, 217 y 201 en bosque natural y 3<sup>1</sup>, 3<sup>2</sup> y 3<sup>3</sup> en intervenidos con 380, 389 y 320 grupos estructurales.



Figura 6. Representación gráfica de la distribución espacial del arbolado por parcela en el bosque intervenido y bosque natural.

**Uniformidad de ángulos ( $W_i$ ).** El análisis general del bosque natural determinó un promedio de  $0.53 \pm 0.19$  en los tres años de medición. Del mismo modo, los géneros mostraron promedios de  $0.85 \pm 0.077^1$ ,  $0.50 \pm 0.24^2$  y  $0.55 \pm 0.22^3$  para *Arbutus*, *Pinus*  $0.68 \pm 0.27^1$ ,  $0.53 \pm 0.19^{2,3}$  y *Quercus*  $0.69 \pm 0.26^1$ ,  $0.53 \pm 0.19^2$  y  $0.52 \pm 0.19^3$ . En bosques bajo manejo el promedio general fue similar a naturales en las primeras dos mediciones con un valor de  $0.53 \pm 0.19$  y  $0.52 \pm 0.20$  para el

año 2018. El promedio por género obtuvo valores de  $0.50 \pm 0.17^1$ ,  $0.53 \pm 0.19^2$  y  $0.52 \pm 0.20^3$  para *Arbutus*,  $0.53 \pm 0.20^{1,2}$  y  $0.52 \pm 0.20^3$  en *Pinus* y  $0.51 \pm 0.18^1$ ,  $0.51 \pm 0.19^{2,3}$  en *Quercus*. La Tabla 2 muestra las frecuencias generales y por género, comprobando una distribución aleatoria. La mayor parte de los grupos estructurales dentro de la categoría 0.5, lo cual indica que al menos 2 de los 4 árboles vecinos tienen un ángulo mayor a  $90^\circ$ .

Tabla 4. Distribución del índice de uniformidad de ángulos (*Wi*) general y por género: *Arbutus*, *Pinus* y *Quercus*. El grupo general incluye el total de especies.

Inventario 1 (2008)										
Categoría	<b>Bosque natural</b>				<b>Bosque intervenido</b>				Categoría	Frecuencia (%)
	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>		
0	0.7	0.0	1.0	0.0	0	0.5	0.0	0.7	0.3	
0.25	17.8	21.1	12.6	19.7	0.25	17.4	17.5	17.6	17.0	
0.5	55.4	60.6	57.3	59.0	0.5	56.6	52.6	56.0	54.4	
0.75	19.7	15.5	21.9	15.9	0.75	20.1	17.5	20.7	23.0	
1	6.3	2.8	7.2	5.5	1	5.5	12.3	5.0	5.2	

Inventario 2 (2013)										
Categoría	<b>Bosque natural</b>				<b>Bosque intervenido</b>				Categoría	Frecuencia (%)
	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>		
0	0.4	0.0	0.3	0.6	0	0.4	0.0	0.5	0.0	
0.25	18.7	22.1	18.0	18.8	0.25	17.9	16.7	17.3	20.2	
0.5	54.6	48.5	55.5	53.1	0.5	56.5	57.8	56.4	57.6	
0.75	20.7	19.1	20.7	22.2	0.75	19.2	17.8	19.8	16.7	
1	5.7	10.3	5.5	5.4	1	6.1	7.8	6.1	5.6	

Inventario 3 (2018)										
Categoría	<b>Bosque natural</b>				<b>Bosque intervenido</b>				Categoría	Frecuencia (%)
	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>		
0	0.6	0.0	0.4	1.0	0	0.6	0.0	0.7	0.4	
0.25	19.4	20.3	18.2	18.9	0.25	19.2	21.0	18.4	20.8	
0.5	52.3	49.4	53.3	55.2	0.5	55.1	49.5	55.3	57.5	
0.75	21.5	19.0	22.0	19.9	0.75	18.4	21.0	18.6	15.5	
1	6.2	11.4	6.2	5.0	1	6.7	8.6	7.0	5.8	

**Índice de mezcla de especies (*Mi*).** El análisis general en bosque natural presentó un promedio de  $0.69 \pm 0.27$  en las tres mediciones, mientras que el

bosque intervenido presentó un promedio de  $0.60 \pm 0.31^{1,2}$ ,  $0.60 \pm 0.30^3$ . El grado de mezcla de especies por género en bosque natural presentó promedios de  $0.85 \pm 0.17^1$ ,  $0.83 \pm 0.20^2$  y  $0.84 \pm 0.16^3$  para *Arbutus*,  $0.68 \pm 0.27^1$  y  $0.69 \pm 0.27^{2,3}$  en *Pinus* y  $0.69 \pm 0.26^1$ ,  $0.68 \pm 0.25^2$  y  $0.65 \pm 0.27^3$  para *Quercus*. La mezcla de especies en bosques intervenidos mostró promedios de  $0.88 \pm 0.20^1$ ,  $0.87 \pm 0.20^2$  y  $0.85 \pm 0.19^3$  para *Arbutus*,  $0.56 \pm 0.31^1$  y  $0.54 \pm 0.31^2$  y  $0.57 \pm 0.31^3$  para *Pinus* y  $0.71 \pm 0.28^1$ ,  $0.71 \pm 0.26^2$ ,  $0.68 \pm 0.27^3$  en *Quercus*.

En la Tabla 3 se observan las frecuencias por géneros y el total de los grupos estructurales, comprobando una mezcla distinta de acuerdo con el género y año de medición. La mayoría de los grupos por género se localizan en las categorías de 0.75 a 1, lo que indica que la mayoría de las especies tiende a mezclarse con dos o más especies diferentes en bosques naturales. Contrario a lo anterior, en bosques intervenidos especies de *Pinus* tienden a agruparse entre ellos y disminuir la mezcla, mientras que en *Arbutus* y *Quercus* la mezcla es muy alta.

Tabla 5. Distribución del índice de mezcla de especies (*Mi*) general y por género: *Arbutus*, *Pinus* y *Quercus*. El grupo general incluye el total de especies.

Inventario 1									
Bosque natural	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	Bosque intervenido	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>
	Categoría Frecuencia (%)					Categoría Frecuencia (%)			
0	2.8	0.0	3.2	2.0	0	7.2	0.0	8.4	3.8
0.25	10.1	0.0	10.4	10.8	0.25	19.6	5.6	22.1	10.9
0.5	24.0	12.1	25.5	24.3	0.5	22.7	4.2	24.5	19.1
0.75	31.4	34.5	30.8	33.8	0.75	24.5	19.7	24.1	29.5
1	31.7	53.4	30.1	29.2	1	26.1	70.4	21.0	36.6

Inventario 2									
Bosque natural	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	Bosque intervenido	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>
	Categoría Frecuencia (%)					Categoría Frecuencia (%)			
0	2.9	0.0	3.3	2.3	0	6.9	0.0	8.4	2.0
0.25	8.8	2.9	9.7	10.2	0.25	20.3	4.4	23.1	11.6
0.5	24.9	7.4	26.2	25.9	0.5	21.6	6.7	23.6	18.7
0.75	30.6	32.4	28.5	34.7	0.75	25.0	23.3	23.1	35.4
1	32.8	57.4	32.2	27.0	1	26.3	65.6	21.8	32.3

Inventario 3									
--------------	--	--	--	--	--	--	--	--	--



Bosque natural	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	Bosque intervenido	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>
	Frecuencia (%)					Frecuencia (%)			
Categoría					Categoría				
0	3.5	0.0	3.3	3.5	0	3.5	0.0	9.8	4.0
0.25	10.3	0.0	9.8	13.4	0.25	11.9	1.0	19.7	11.9
0.5	23.6	10.3	25.3	23.9	0.5	20.3	15.2	24.5	20.3
0.75	31.0	42.3	29.3	34.0	0.75	34.4	26.7	24.4	34.4
1	31.5	47.4	32.4	25.2	1	30.0	57.1	21.6	29.5

**Índice de dominancia dimensional diamétrica (UDI).** Las distribuciones de frecuencias porcentuales determinan un promedio de  $0.51 \pm 0.35$  en bosques naturales; sin embargo, las tendencias muestran dominancias claras en análisis por género. *Arbutus* tiende a ser codominante en bosque natural en su primera medición, cambiando a especies dominantes de árboles vecinos en mediciones posteriores. *Pinus* y *Quercus* poseen especies dominantes y muy dominante con respecto a las especies más cercanas, ya que la mayor parte de los individuos mantienen frecuencias porcentuales entre 0.75 y 1 en bosques sin intervención silvícola. Los bosques bajo manejo a nivel general muestran diferencias claras, donde puede apreciarse que especies de *Pinus* son claramente muy dominantes respecto a especies de *Arbutus* y *Quercus*, donde la mayoría de los individuos registrados se encuentran dentro de las categorías 0.25 y 0.

Tabla 6. Distribución del índice de dominancia dimensional diamétrica (UDI) general y por género: *Arbutus*, *Pinus* y *Quercus*. El grupo general incluye el total de especies.

Inventario 1									
Bosque natural	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	Bosque intervenido	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>
	Frecuencia (%)					Frecuencia (%)			
Categoría					Categoría				
0	18.9	22.8	19.0	16.7	0	19.3	25.4	18.6	20.8
0.25	20.3	19.3	19.5	21.3	0.25	18.7	18.3	17.4	22.4
0.5	19.3	22.8	18.3	21.0	0.5	20.2	23.9	20.4	18.6
0.75	19.7	15.8	20.3	20.0	0.75	19.7	18.3	19.8	20.2
1	21.7	19.3	22.9	21.0	1	22.1	14.1	23.9	18.0

Inventario 2									
Bosque natural	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	Bosque intervenido	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>
	Frecuencia (%)					Frecuencia (%)			
Categoría					Categoría				
0	19.5	19.1	20.3	17.3	0	19.6	25.3	19.3	18.5

Inventario 3									
Bosque natural	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	Bosque intervenido	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>
	Categoría	Frecuencia (%)				Categoría	Frecuencia (%)		
0.25	19.2	17.6	17.9	21.6	0.25	18.8	17.6	17.7	23.5
0.5	18.5	20.6	19.2	17.6	0.5	19.3	24.2	19.0	18.5
0.75	20.5	23.5	19.7	22.4	0.75	20.2	19.8	20.5	20.0
1	22.2	19.1	22.9	21.0	1	22.0	13.2	23.5	19.5

**Índice de dominancia dimensional en altura (UH<sub>i</sub>).** Los resultados a nivel general muestran dominancia en especies de *Pinus* y especies suprimidas de *Arbutus* y *Quercus* en bosques naturales. *Arbutus* y *Quercus* son dominadas por sus vecinos más cercanos, englobando entre el 40% al 50% de los individuos entre las categorías de 0-0.25 y 30% a 37% en sus tres mediciones. Contrario a esto, *Pinus* son visiblemente muy dominantes ante las especies que los rodean, categorizando a sus individuos entre 0.75 a 1 con 53% a 55% aproximadamente en las tres mediciones. En bosques intervenidos, las diferencias a nivel general no son perceptibles; no obstante, al analizarse por género la tendencia es similar a sitios naturales. *Arbutus* presenta entre el 64<sup>1</sup>, 54<sup>2</sup> y 48<sup>3</sup>% del total de los individuos en la categoría 0, mientras que *Quercus* categoriza en 0-0.25 el 58.5<sup>1</sup>, 59<sup>2</sup> y 55% del total de sus individuos. Similar a los bosques naturales, *Pinus* es dominante, donde la mayor parte de las especies (47<sup>1,2</sup>% y 48<sup>3</sup>%) se encuentra entre 0.75 a 1.

Tabla 7. Distribución del índice de dominancia dimensional en altura (UH<sub>i</sub>) general y por género: *Arbutus*, *Pinus* y *Quercus*. El grupo general incluye el total de especies.

Bosque natural	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	Bosque intervenido	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>
	Categoría	Frecuencia (%)				Categoría	Frecuencia (%)		
0	20.4	46.6	7.6	37.0	0	20.1	63.4	13.4	32.1
0.25	19.7	25.9	16.3	25.2	0.25	19.3	26.8	16.9	26.4
0.5	19.4	20.7	20.7	16.7	0.5	20.5	8.5	21.9	17.0
0.75	20.0	3.4	26.2	12.1	0.75	20.3	0.0	23.7	13.2

1	20.4	3.4	29.2	8.9	1	19.9	1.4	24.1	11.3
Inventario 2									
<b>Bosque natural</b>	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	<b>Bosque intervenido</b>	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>
Categoría	Frecuencia (%)				Categoría	Frecuencia (%)			
0	20.9	50.0	12.6	30.1	0	19.9	54.4	14.9	29.3
0.25	19.0	16.2	13.9	28.4	0.25	18.7	26.7	15.8	29.3
0.5	20.4	20.6	20.1	20.5	0.5	21.3	14.4	21.4	22.7
0.75	19.7	8.8	25.3	11.4	0.75	19.0	3.3	22.0	10.1
1	20.0	4.4	28.0	9.7	1	21.1	1.1	25.9	8.6
Inventario 3									
<b>Bosque natural</b>	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	<b>Bosque intervenido</b>	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>
Categoría	Frecuencia (%)				Categoría	Frecuencia (%)			
0	22.2	39.2	16.3	30.2	0	20.3	47.6	16.3	26.5
0.25	19.0	31.6	12.9	25.4	0.25	18.8	30.5	15.1	28.8
0.5	18.5	15.2	18.2	19.4	0.5	20.8	17.1	20.2	25.7
0.75	19.4	12.7	23.7	13.9	0.75	19.7	2.9	23.1	11.9
1	20.9	1.3	29.0	11.1	1	20.4	1.9	25.3	7.1

**Índice de diferenciación dimensional diamétrica (TDI).** Es posible observar que el arbolado en general presenta una diferenciación dimensional diamétrica moderada en bosques naturales en sus tres mediciones. El bosque bajo manejo presenta una diferenciación diamétrica nula en su primera medición, cambiando a moderada en mediciones posteriores. El análisis por género muestra que especies de *Arbutus*, *Pinus* y *Quercus* tienden a comportarse similarmente, encontrando más del 50% de los individuos entre las categorías 0.2-0.4, catalogándose como moderado. En bosques intervenidos, aun y cuando a nivel general la primera medición muestra una diferenciación nula, por género se diferencian moderadamente en sus tres mediciones.

Tabla 8. Distribución del índice de diferenciación dimensional diamétrica (TDI) general y por género: *Arbutus*, *Pinus* y *Quercus*. El grupo general incluye el total de especies.

Inventario 1									
<b>Bosque natural</b>	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	<b>Bosque intervenido</b>	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>
Categoría	Frecuencia (%)				Categoría	Frecuencia (%)			
0-0.2	20.8	8.8	22.0	23.5	0-0.2	41.3	19.7	22.9	16.9
0.2-0.4	57.6	70.2	56.6	54.2	0.2-0.4	16.6	60.6	55.6	57.4

0.4-0.6	18.3	19.3	18.3	18.0	0.4-0.6	35.4	19.7	18.1	19.7
0.6-0.8	3.3	1.8	3.0	4.2	0.6-0.8	6.3	0.0	3.3	4.9
0.8-1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8-1	0.5	0.0	0.1	1.1

Inventario 2

Categoría	<b>Bosque natural</b>				<b>Bosque intervenido</b>				
	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	
	Frecuencia (%)					Frecuencia (%)			
0-0.2	18.1	8.8	18.5	20.0	0-0.2	20.4	14.1	22.5	14.3
0.2-0.4	54.3	63.2	54.6	51.4	0.2-0.4	47.2	53.3	46.8	49.0
0.4-0.6	21.8	23.5	21.0	22.6	0.4-0.6	23.9	18.5	24.0	29.1
0.6-0.8	4.1	2.9	3.8	4.9	0.6-0.8	6.1	7.6	6.4	6.6
0.8-1	1.8	1.5	2.1	1.1	0.8-1	2.4	6.5	0.3	1.0

Inventario 3

Categoría	<b>Bosque natural</b>				<b>Bosque intervenido</b>				
	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	
	Frecuencia (%)					Frecuencia (%)			
0-0.2	15.3	5.1	13.9	14.4	0-0.2	13.9	10.9	16.7	11.7
0.2-0.4	46.8	50.6	48.9	56.0	0.2-0.4	47.8	53.5	52.9	49.5
0.4-0.6	26.3	38.0	25.4	18.5	0.4-0.6	25.9	27.7	15.2	27.5
0.6-0.8	6.7	1.3	6.2	8.1	0.6-0.8	7.9	5.9	9.5	7.7
0.8-1	5.0	5.1	5.6	3.0	0.8-1	4.4	2.0	5.7	3.6

Grado de diferenciación dimensional

0-0.2=Nula, 0.2-0.4=Moderada, 0.4-0.6=Clara, 0.6-0.8=Fuerte, 0.8-1=Muy fuerte

**Índice de diferenciación dimensional en altura (THi).** Los valores obtenidos a nivel general muestran una tendencia similar a diferenciación diamétrica, determinándose como moderada; sin embargo, por género los valores son distintos. Con relación a los bosques naturales *Arbutus* y *Quercus* muestran una diferenciación moderada en las tres mediciones con alrededor del 50% de las especies en la categoría de 0.2-0.4. Las especies de *Pinus* presentan una diferenciación moderada en las mediciones más recientes, a excepción de su primer inventario, donde es “nula”. Los bosques intervenidos presentan una diferenciación en altura “moderada”, ya que en sus tres mediciones entre el 42% al 52% de los individuos se encuentran en la categoría 0.2-0.4. Por su parte, por géneros mostró una diferenciación “clara” en dos mediciones de *Arbutus* con frecuencias porcentuales de 49.3% y 36.6% del total de especies en bosques naturales. *Pinus* y *Quercus* presentaron una diferenciación moderada en sus tres

mediciones, con aproximadamente más del 42% al 55% del total de individuos en esta categoría.

Tabla 9. Distribución del índice de diferenciación dimensional en altura (*THi*) general y por género: *Arbutus*, *Pinus* y *Quercus*. El grupo general incluye todas las especies.

Inventario 1									
Categoría	<b>Bosque natural</b>				<b>Bosque intervenido</b>				
	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	
	Frecuencia (%)				Frecuencia (%)				
0-0.2	19.9	7.0	57.0	15.7	0-0.2	27.1	4.2	31.4	14.8
0.2-0.4	53.2	47.4	29.1	56.7	0.2-0.4	52.2	28.2	53.4	54.6
0.4-0.6	22.6	33.3	11.6	24.6	0.4-0.6	17.5	49.3	13.0	28.4
0.6-0.8	4.3	12.3	2.3	3.0	0.6-0.8	3.0	16.9	2.3	1.6
0.8-1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8-1	0.2	1.4	0.0	0.5

Inventario 2									
Categoría	<b>Bosque natural</b>				<b>Bosque intervenido</b>				
	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	
	Frecuencia (%)				Frecuencia (%)				
0-0.2	20.5	13.2	22.6	12.0	0-0.2	25.7	2.1	24.0	12.2
0.2-0.4	48.9	51.5	44.9	63.2	0.2-0.4	45.6	61.6	56.1	50.8
0.4-0.6	23.4	14.7	26.6	19.4	0.4-0.6	20.0	17.8	13.9	29.9
0.6-0.8	5.2	19.1	3.7	4.1	0.6-0.8	6.2	16.4	3.8	5.6
0.8-1	2.0	1.5	2.1	1.3	0.8-1	2.5	2.1	2.2	1.5

Inventario 3									
Categoría	<b>Bosque natural</b>				<b>Bosque intervenido</b>				
	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	General	<i>Arbutus</i>	<i>Pinus</i>	<i>Quercus</i>	
	Frecuencia (%)				Frecuencia (%)				
0-0.2	19.0	3.8	20.8	19.9	0-0.2	21.2	2.0	25.1	9.9
0.2-0.4	43.5	46.8	43.0	42.7	0.2-0.4	42.2	35.6	41.8	45.9
0.4-0.6	23.7	27.8	22.3	25.1	0.4-0.6	24.0	36.6	20.8	34.7
0.6-0.8	8.6	13.9	8.0	8.4	0.6-0.8	8.3	20.8	7.9	5.0
0.8-1	5.2	7.6	5.9	3.9	0.8-1	4.3	5.0	4.3	4.5

Grado de diferenciación dimensional

0-0.2=Nula, 0.2-0.4=Moderada, 0.4-0.6=Clara, 0.6-0.8=Fuerte, 0.8-1=Muy fuerte

## DISCUSIÓN

De acuerdo con Návar y Gonzáles (2009), la productividad en volumen de bosques templados está fuertemente influenciada por la densidad y mezcla de especies de *Pinus* y *Quercus*. Acorde con lo anterior resulta similar a este estudio, donde las áreas evaluadas presentan un incremento en densidad y por ende en volumen en diferentes intervalos de medición, siendo las especies más dominantes de *Pinus* y *Quercus*.

Torras *et al.* (2012) mencionan que el uso de tratamientos silvícolas provoca la apertura del dosel, proporcionando diversidad espacial e incrementando la disposición de luz solar, promoviendo así el crecimiento de especies pioneras como *P. durangensis* y *Q. sideroxila* en este caso.

Torres-Rojo (2004) y Monárrez-González *et al.* (2018) mencionan que, al aplicar tratamientos silvícolas, las masas arbóreas tienen a regenerarse apropiadamente. Núñez (2015), evaluó tratamientos silvícolas con base en Método de Desarrollo Silvícola (MDS), y determinó un mayor crecimiento en área basal, biomasa y volumen en comparación con área sin manejo en bosques templados del estado de Chihuahua. Los resultados anteriores concuerdan con los obtenidos, ya que los mayores incrementos en volumen se calcularon en áreas con algún tratamiento silvícola, aumentando hasta en un 70% más en la tercera medición.

En áreas sin manejo la densidad suele ser mayor; sin embargo, los incrementos aumentan cuando disminuye la competencia entre individuos. Reyes *et al.*, (2020) comprobaron que los aclareos con 21.5% de intensidad tuvieron mejores resultados en rodales de *Pinus patula* en bosques templados de Oaxaca, coincidiendo con lo estimado donde las áreas manejadas tuvieron una densidad más baja, pero mayor incremento en volumen.

Rodríguez (2010) reporta resultados similares en rodales *Pinus patula*, donde fueron aplicados aclareos en intensidades de 40% y 60% generando así un incremento de 75% en diámetro y 52% en altura. Los valores citados

anteriormente coinciden con los derivados, ya que en parcelas bajo tratamientos silvícolas los incrementos en diámetro y altura fueron mayores comparados con los sitios sin intervención. Los resultados obtenidos, así como los reportados por diversos autores, demuestran que las áreas forestales bajo un manejo adecuado pueden generar una mayor productividad maderable en contraste a aquellas que no son intervenidas.

A través de los análisis de índices de distribución espacial los resultados obtenidos para  $W_i$  en parcelas naturales y bajo manejo, la distribución del arbolado en general fue aleatoria. Los datos obtenidos difieren de lo reportado por Hernández *et al.*, (2018), quienes, al realizar un análisis de distribución espacial, indican que los sitios presentan cierto grado de agrupamiento. Por el contrario, son semejantes a los obtenidos por Aguirre *et al.*, (2003), quienes reportaron una distribución aleatoria en parcelas permanentes excluidas de actividades silvícolas en el estado de Durango. De igual forma, Silva-Gonzales (2018), reportó una distribución aleatoria en parcelas bajo manejo en Durango. De acuerdo con Vallejo (2009), la distribución de especies está estrechamente ligada con la calidad de hábitat para fauna, regeneración, dispersión de semillas y la topografía del terreno.

El grado de mezcla de especies está influenciada por la intervención silvícola o perturbaciones naturales. En áreas reservadas de manejo el grado de mezcla suele ser muy alto, lo cual avala lo registrado y concuerda con lo citado por Corral *et al.*, (2005), quienes reportan una mezcla muy en un bosque de niebla en Tamaulipas. Con respecto a las áreas intervenidas, se pudo observar que existe una mezcla alta a nivel general; sin embargo, *Pinus* mostró una mezcla moderada, lo cual se asemeja a los resultados obtenido por Rubio-Camacho *et al.*, (2017), quienes mencionan que especies de este género suele tener poca mezcla o moderada, ya que son especies de interés comercial y susceptibles al fuego.

En los sitios que no incluyen actividades de manejo, no es apreciable una dominancia en diámetro, ya que es posible encontrar árboles con diámetros

variables en la misma área. Acorde con lo anterior Chávez-Flores *et al.* (2020) coinciden con los resultados, ya que mostraron tendencias semejantes en sitios con condiciones similares en bosques de Durango. Por el contrario, en parcelas intervenidas se muestra una dominancia de especies en general, donde *Pinus* son claramente dominantes, resultados similares presenta Castellanos-Bolaños *et al.*, (2008), quienes establecen que los tratamientos silvícolas favorecen el desarrollo de algunas especies, sobre todo aquellas cuyos objetivos son comerciales.

La altura total de los sitios analizados muestra una dominancia clara del género *Pinus*. González-Tagle *et al.*, (2005) indican, que, en los bosques mixtos e irregulares, los pinos conforman en su mayoría el estrato superior, mientras que los encinos y madroños, se localizan en el estrato medio por ser más tolerantes a la sombra. Los resultados de Rubio-Camacho *et al.*, (2017), reflejan lo contrario, ya que al analizar sitios post-incendio, los árboles dominantes en altura fueron de *Quercus*.

Con relación a los índices de diferenciación dimensional, existe un grado de diferenciación moderada en altura y diámetro. No obstante, *Pinus* sobresale ante *Arbutus* y *Quercus*, esto puede atribuirse a la intolerancia a la sombra, obteniendo mayor altura sobre todo áreas con disturbios o intervenciones silvícolas (Rubio-Camacho *et al.*, 2017). Los resultados de este estudio coinciden con los obtenidos por García (2020), quien encontró una diferenciación dimensional moderada en un bosque de *Pseudotsuga* en Chihuahua, y con Silva-González (2018), quien registró valores similares, en sitios bajo manejo en bosques templados de Durango.

Los resultados anteriores demuestran que en las áreas analizadas con y sin manejo, la variabilidad de dimensiones en altura y diámetro son mínimas, lo cual alude a que las áreas muestran poca heterogeneidad en estructura horizontal y vertical.



## **CAPÍTULO III**

### **ESTRUCTURA Y CONTENIDO DE CARBONO EN UN BOSQUE TEMPLADO DEL NOROESTE DE MÉXICO.**

### **STRUCTURE AND CARBON CONTENT IN A TEMPERATE FOREST IN NORTHWEST MEXICO.**



**Fotografía panorámica del Ejeido Pueblo Nuevo, Durango**

## CAPÍTULO III

### ESTRUCTURA Y CONTENIDO DE CARBONO EN UN BOSQUE TEMPLADO DEL NOROESTE DE MÉXICO.

#### RESUMEN

El objetivo del estudio fue evaluar la estructura y diversidad, volumen, biomasa y contenido de carbono de especies forestales en bosques templados de Durango. La información dasométrica se obtuvo de 80 sitios de muestreo (1000 m<sup>2</sup>) considerando: Diámetro normal (Dn), Altura total (H) y el registro de cada especie. Para cada especie se evaluó abundancia, frecuencia y dominancia a través del área basal; se calculó además el IVI e IVF por familia y especie. La riqueza específica y diversidad de especies se estimaron mediante el índice de Shannon-Wiener (H') e índice de Margalef (D<sub>mg</sub>). Se calculó el volumen y biomasa utilizando ecuaciones alométricas y el contenido de carbono se determinó multiplicando el valor de la biomasa por el factor 0.5 utilizado por diferentes autores para coníferas y hojosas. Se identificaron 22 especies arbóreas, distribuidas en cinco familias. La familia con mayor riqueza fue Pináceae, con 11 especies. Los índices de diversidad registraron valores de 1.58 (H') y 3.71 (D<sub>mg</sub>). *Pinus cooperi*, *Pinus durangensis* y *Quercus sideroxila* mostraron valores más los parámetros analizados. Los resultados en el área registraron valores totales de 205 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> en volumen, 117.22 Mg ha<sup>-1</sup> de biomasa y 58.61 Mg ha<sup>-1</sup> de Carbono. Los valores más altos los obtuvieron las especies antes mencionadas con 93.27 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, 48.45 Mg ha<sup>-1</sup> y 24.23 MgC ha<sup>-1</sup>; 51.74 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, 32.87 Mg ha<sup>-1</sup> y 16.44 MgC ha<sup>-1</sup>; 30.09 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, 17.40 Mg ha<sup>-1</sup> y 8.70 MgC ha<sup>-1</sup>.

**Palabras clave:** Biomasa, Diversidad, Ecuaciones alométricas, IVF, IVI, Volumen.

## ABSTRACT

The objective of the study was to evaluate the structure and diversity, volume, biomass and carbon content of forest species in temperate forests of Durango. The dasometric information was obtained from 80 sampling sites (1000 m<sup>2</sup>) considering: Normal diameter (Dn), Total height (H) and the record of each species. For each species abundance, frequency and dominance were evaluated through the basal area; IVI and IVF were also calculated by family and species. The specific richness and diversity of species were estimated using the Shannon-Wiener index (H') and Margalef index (D<sub>mg</sub>). The volume and biomass were calculated using allometric equations and the carbon content was determined by multiplying the value of the biomass by the factor 0.5 used by different authors for conifers and leafy trees. 22 tree species were identified, distributed in five families. The richest family was Pináceae, with 11 species. The diversity indices registered values of 1.58 (H') and 3.71 (D<sub>mg</sub>). *Pinus cooperi*, *Pinus durangensis* and *Quercus sideroxila* showed values plus the parameters analyzed. The results in the area registered total values of 205 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> in volume, 117.22 Mg ha<sup>-1</sup> of biomass and 58.61 Mg ha<sup>-1</sup> of Carbon. The highest values were obtained by the species with 93.27 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, 48.45 Mg ha<sup>-1</sup> and 24.23 MgC ha<sup>-1</sup>; 51.74 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, 32.87 Mg ha<sup>-1</sup> and 16.44 MgC ha<sup>-1</sup>; 30.09 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, 17.40 Mg ha<sup>-1</sup> and 8.70 MgC ha<sup>-1</sup>.

**Keywords:** Biomass, Diversity, Allometric equations, IVF, IVI, Volume.

## INTRODUCCIÓN

México cuenta con una superficie arbolada de aproximadamente 65 millones de hectáreas, entre las cuales el 52% pertenece a bosques templados (CONAFOR, 2012). Entre los principales géneros que se distribuyen en este tipo de ecosistema se encuentran: *Pinus*, *Abies*, *Pseudotsuga*, *Cupressus*, *Juniperus* y *Quercus*; en ocasiones forman comunidades mixtas en distintas proporciones (Challenger y Soberón, 2008).

La evaluación de la estructura y composición arbórea ha sido tema de interés para los responsables de manejar los bosques, mismos que deben tomar en cuenta las condiciones actuales de las masas para realizar actividades de manejo que permitan optimizar escenarios futuros (Aguirre *et al.*, 2003). Para ello requieren de información precisa en distintos parámetros, destacando: riqueza, abundancia, frecuencia, dominancia y diversidad ecológica de los árboles individuales, así como a nivel especie o familia (Méndez *et al.*, 2014; Graciano-Ávila *et al.*, 2017).

La importancia de caracterizar la estructura del estrato arbóreo se centra en conocer la fitodiversidad de un bosque y conocer su comportamiento a través de las intervenciones silvícolas (Pretzsch, 1998; Corral *et al.*, 2005; Solís *et al.*, 2006; Hernández-Salas *et al.*, 2018).

Por otro lado, ante la preocupación por el cambio climático, diversos gobiernos han tomado la iniciativa de contrarrestar los efectos causados al ambiente por el alto contenido de emisiones de gases de efecto invernadero emitido a la atmósfera. De este modo han incluido a los bosques como almacenes de carbono, con lo cual se plantea al sector forestal como pieza clave para hacer frente a la problemática y crear estrategias que mitiguen los efectos adversos causados por las emisiones (IPCC, 2003).

Para estimar el contenido de carbono dentro de una masa forestal, los análisis más comunes son: método destructivo (Ketterings *et al.*, 2001) y estimaciones utilizando modelos matemáticos (Soriano *et al.*, 2015). Las ecuaciones

alométricas se han utilizado en diferentes estudios para estimar el volumen, la biomasa y el contenido de carbono en distintas especies de bosque templado (Díaz *et al.*, 2007; Ruiz *et al.*, 2014; Graciano *et al.*, 2019).

El objetivo del estudio fue evaluar la estructura, composición, diversidad, volumen, biomasa y concentración de carbono en especies arbóreas de un bosque templado del noroeste de México.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio está ubicada en el macizo montañoso denominado Sierra Madre Occidental (SMO) dentro del municipio de Pueblo Nuevo, ubicándose al sur del Estado de Durango. Se encuentra ubicado geográficamente entre las coordenadas 23° 24' 0.55" N y 105° 29' 19.68" W.

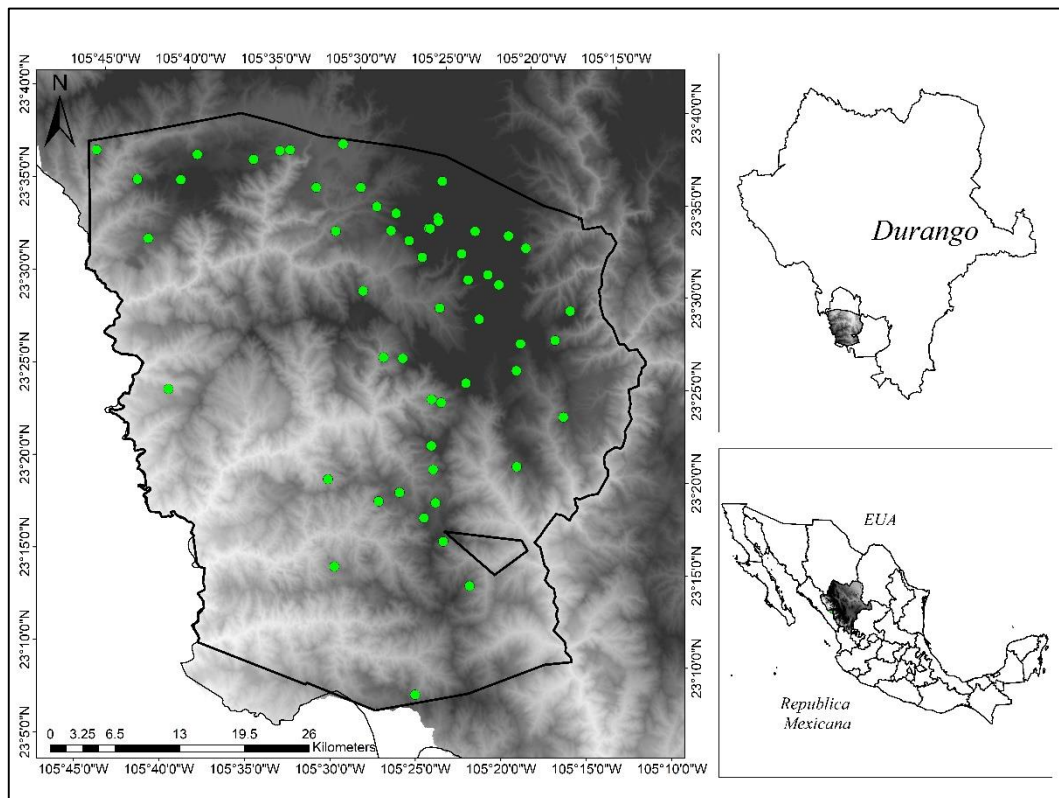


Figura 7. Localización del área de estudio.

De acuerdo con la clasificación de Köppen modificada por García (1988); los tipos de clima predominantes en el área son: templado subhúmedo en tres condiciones (A)C(w2), (A)C(w1) y C(w2); semifrío subhúmedo C(E)(w2), seco templado BS0kw y cálido subhúmedo Aw2(w). La temperatura varía entre -3° a 18° C con lluvias en verano y sequías en invierno (González *et al.*, 2012).

Las condiciones físicas y climáticas del área de estudio son clave en el crecimiento y desarrollo de diferentes tipos de vegetación a lo largo de un gradiente altitudinal (Arriaga y Ortega, 1988; Silva *et al.*, 2018), siendo los más característicos: bosques de pino y encino, así como mezclas entre los mismos

con dominancias de acuerdo al área y selva baja caducifolia. El sistema de topoformas corresponde principalmente a Sierra alta con cañadas, Superficie de gran meseta con cañadas y Cañón típico.

### **Obtención y análisis de información**

Se establecieron 80 sitios de muestreo (1000 m<sup>2</sup>) los cuales fueron distribuidos aleatoriamente en un rango altitudinal que osciló de 1829 a 2875 msnm; la información dasométrica requerida fue: Diámetro normal (Dn > 7.5 cm), altura total (H m) y el registro de cada especie.

Se determinó la abundancia de cada especie con base en el número de árboles (Ecuación 1); la frecuencia de acuerdo a la presencia en los sitios muestreados y la dominancia en función del área basal. Los resultados obtenidos se utilizaron para calcular un valor ponderado por especie designado como Índice de Valor de Importancia (IVI), el cual obtiene valores porcentuales en una escala entre 0 a 100 (Müeller-Dombois y Ellenberg, 1974; Jiménez *et al.*, 2012).

$$A_i = N_i / S$$

$$AR_i = \left[ \frac{A_i}{\sum A_i} \right] * 100 \quad \text{Ecuación 1}$$

$$i = 1 \dots n$$

donde:  $A_i$  es la abundancia absoluta,  $AR_i$  es la abundancia relativa de la especie  $i$ , con respecto a la abundancia total,  $N_i$  es el número de individuos de la especie  $i$ , y  $S$  la superficie de muestreo (ha).

La frecuencia relativa se calculó mediante la Ecuación 2:

$$F_i = P_i / NS$$

$$FR_i = \left[ \frac{F_i}{\sum F_i} \right] * 100 \quad \text{Ecuación 2}$$

$$i = 1 \dots n$$

donde:  $F_i$  es la frecuencia absoluta,  $FR_i$  es la frecuencia relativa de la especie  $i$ , con respecto a la frecuencia total,  $P_i$  es el número de sitios en la que la especie se encuentra presente  $i$ , y  $NS$  el número total de sitios de muestreo.

La dominancia relativa se estimó a partir de la Ecuación 3:

$$D_i = A_b / S$$

$$DR_i = \left[ D_i / \sum D_i \right] * 100 \quad \text{Ecuación 3}$$

$$i = 1 \dots n$$

donde:  $D_i$  es la dominancia absoluta,  $DR_i$  es la dominancia relativa de la especie  $i$ , con respecto a la dominancia total,  $Ab$  el área basal de la especie  $i$ , y  $S$  la superficie (ha).

El índice de valor de importancia (IVI) se define como la sumatoria de los tres conceptos anteriores (Whittaker, 1972; Moreno, 2001; Dávila *et al.*, 2019) y tiene la siguiente expresión matemática (Ecuación 4):

$$IVI = \frac{(AR_i + FR_i + DR_i)}{3} \quad \text{Ecuación 4}$$

La importancia ecológica a nivel de familia se calculó utilizando el índice de importancia familiar (IVIF), considerando entre las variables a evaluar: abundancia, frecuencia y la dominancia relativa de cada familia analizada. Obtenidos los resultados las variables se utilizaron para calcular un valor ponderado porcentual a nivel familia en escala de 0 a 100 (Whittaker, 1972). También se determinó el índice de valor forestal (IVF), por medio del cual se puede evaluar la estructura bidimensional de la vegetación arbórea tomando en cuenta tres medidas: la primera ubica el plano horizontal (considerando diámetro normal), la segunda que incluye los estratos inferior y superior en plano vertical (tomando como base la altura), y la tercera en el estrato superior con plano horizontal (considera cobertura) (Corella *et al.*, 2001; Graciano *et al.*, 2017).



Para calcular la riqueza de especies se utilizó el índice de Margalef y para estimar la diversidad alfa el índice de Shannon-Wiener, utilizando las ecuaciones 5 y 6 (Shannon, 1948; Magurran, 2004).

$$D_{mg} = \frac{(S - 1)}{\ln(N)} \quad \text{Ecuación 5}$$

$$H = \sum_{i=1}^S P_i * \ln(P_i) \quad \text{Ecuación 6}$$

$$P_i = n_i / N$$

donde:  $S$  es el número de especies presentes,  $N$  es el número total de individuos, y  $n_i$  es el número de individuos de la especie  $i$ .

Para la obtención del volumen total por especie analizada se utilizó como ecuación base Schumacher-Hall (Ecuación 7). La expresión matemática se presenta en la ecuación:

$$vrta_{cc} = b_0 \cdot d^{b_1} \cdot h^{b_2} \quad \text{Ecuación 7}$$

donde:  $vrta_{cc}$  es el volumen rollo total árbol con corteza ( $m^3$ ),  $d$  es el diámetro normal (cm),  $h$  es la altura total del árbol (m) y  $b_i$  ( $i = 0, 1, 2$ ) son los estimadores de los parámetros obtenidos mediante análisis de regresión.

Los parámetros utilizados en las ecuaciones para la estimación del volumen y los valores de los estadísticos de bondad de ajuste se obtuvieron del Sistema biométrico para la planeación del manejo forestal sustentable de los ecosistemas con potencial maderable en México (SiBiFor) (Vargas-Larreta *et al.*, 2017) y del Programa de Manejo Forestal del Ejido Pueblo Nuevo (Tabla 10).

Tabla 10. Estimadores de los parámetros y valores de los estadísticos de bondad de ajuste para el cálculo del volumen por especie.

Especie	a0	a1	a2	REMC	R <sup>2</sup>	Autor
<i>Abies duranguensis</i>	0.00007290	1.9010097	0.8715920	0.1962	0.98	ITES, 2016
<i>Alnus acuminata</i>	0.00024732	2.0557500	1.0941000	0.0620	0.97	Návar, 2010
<i>Arbutus xalapensis</i>	0.00011600	2.0783740	0.5011680	0.0321	0.94	Cruz et al. 2015
<i>Arbutus sp</i>	0.00011600	2.0783740	0.5011680	0.0321	0.94	Cruz et al. 2015
<i>Junniperus depeana</i>	0.00007590	1.9206334	0.8031640	0.0386	0.98	UJED, 2016

<i>Junniperus sp</i>	0.00007590	1.9206334	0.8031640	0.0386	0.98	UJED, 2016
<i>Pinus cooperi</i>	0.00004540	2.0745395	0.8923251	0.1406	0.98	UJED, 2016
<i>Pinus durangensis</i>	0.00005460	1.9482123	0.9702588	0.1174	0.99	UJED, 2016
<i>Pinus leiophylla</i>	0.00003720	2.0194624	1.0269951	0.0659	0.99	UJED, 2016
<i>Pinus teocote</i>	0.00006760	1.9076677	0.9455744	0.0763	0.99	UJED, 2016
<i>Pinus ayacahuite</i>	0.00006070	1.9179198	0.9319899	0.0450	0.99	UJED, 2016
<i>Pinus douglasiana</i>	0.00004330	2.0724453	0.9017044	0.0574	0.98	UJED, 2016
<i>Pinus michoacana</i>	0.00003800	2.0352433	0.9903652	0.0643	0.99	UJED, 2016
<i>Pinus chihuahuana</i>	0.00002360	2.3266253	0.7934615	0.0654	0.98	UJED, 2016
<i>Pinus tenuifolia</i>	0.00004390	2.0885372	0.8708770	0.0552	0.98	UJED, 2016
<i>Pinus herrerae</i>	0.00007180	2.0748948	0.7181072	0.0941	0.98	UJED, 2016
<i>Pinus sp</i>	0.00004540	2.0745395	0.8923251	0.1406	0.98	UJED, 2016
<i>Quercus sideroxila</i>	0.00004560	2.0193611	0.8856513	0.0506	0.97	UJED, 2016
<i>Quercus durifolia</i>	0.00004280	1.9352107	1.0175273	0.0650	0.93	UJED, 2016
<i>Quercus obtusata</i>	0.00024732	2.0557500	1.0941000	0.0620	0.97	Návar, 2010.
<i>Quercus laeta</i>	0.00024732	2.0557500	1.0941000	0.0620	0.97	Návar, 2010.
<i>Quercus eduardii</i>	0.00024732	2.0557500	1.0941000	0.0620	0.97	Návar, 2010.
<i>Quercus crassifolia</i>	0.00024732	1.6169000	1.0941000	0.0620	0.97	Návar, 2010.
<i>Quercus castanea</i>	0.00024732	1.6169000	1.0941000	0.0620	0.97	Návar, 2010.
<i>Quercus rugosa</i>	0.00024732	1.6169000	1.0941000	0.0620	0.97	Návar, 2010.
<i>Quercus sp</i>	0.00024732	1.6169000	1.0941000	0.0620	0.97	Návar, 2010.

a<sup>0</sup>, a<sup>1</sup>, a<sup>2</sup>, b<sup>0</sup>: Parámetros de estimación; RECM: Raíz del error medio cuadrático; R<sup>2</sup>: Coeficiente de determinación.

Para calcular la biomasa área de cada especie se utilizaron ecuaciones alométricas generadas por diferentes autores (Tabla 11).

Tabla 11. Ecuaciones para estimación de Biomasa total en especies forestales de bosques templados.

Especie	Ecuación	Autor
<i>Arbutus xalapensis</i>	$B=0.3764*(DN^2-2.3146)*(DN-1.9106)$	Aguilar <i>et al.</i> , 2016
<i>Alnus Acuminata*</i>	$B= 0.0195*(DN^2.7519)$	Carrillo <i>et al.</i> , 2014
<i>Juniperus deppeana*</i>	$B=Exp*(-1.6469)*(DN^2.1255)$	Rodríguez <i>et al.</i> , 2007
<i>Pinus ayacahuite</i>	$B=Exp*(-3.066)*(DN^2.646)$	Návar, 2010
<i>Pinus cooperi</i>	$B=Exp*(-1.922)*(DN^2.321)$	Návar, 2010
<i>Pinus durangensis</i>	$B=Exp*(-2.108)*(DN^2.373)$	Návar, 2010
<i>Pinus leiophylla</i>	$B=Exp*(-3.549)*(DN^2.787)$	Návar, 2010
<i>Pinus teocote</i>	$B=Exp*(-3.182)*(DN^2.702)$	Návar, 2010
<i>Pinus sp</i>	$B=0.1192*(DN^2.40771)$	Silva y Návar, 2009
<i>Quercus crassifolia</i>	$B=(0.283)*((DN^2)*H)^{0.807}$	Ayala, 2001
<i>Quercus sideroxyla</i>	$B=Exp*(-2.592)*(DN^2.585)$	Návar, 2010

---

<i>Quercus sp</i>	$B=0.45534*(DN^2)$	Aguirre y Jiménez, 2011
-------------------	--------------------	-------------------------

---

B: Biomasa ( $t\ ha^{-1}$ ); DN: Diámetro (cm); H: Altura total (m). \* Corresponde a *Juniperus flaccida* y *Alnus Jorullensis*.

El contenido de carbono en las especies evaluadas se obtuvo utilizando el factor 0.5 multiplicado por el valor obtenido de la biomasa de cada especie (IPCC, 2003; Ordóñez, 2008; Ordóñez *et al.*, 2015).

## RESULTADOS

El total de los árboles muestreados fue de 3470, distribuidos en 5 familias (Tabla 12). Las familias más representativas fueron Pinaceae con 11 especies y seguida de Fagaceae con 8 especies, constituyendo un 86.36% del total. El 13.63% restante se encuentra distribuido en 3 familias: Cupressaceae, Ericaceae y Butelaceae con una especie cada una y un valor de 4.54%.

Tabla 12. Nombre científico, nombre común y familia de las especies (ordenadas alfabéticamente).

<b>Especie</b>	<b>Nombre común</b>	<b>Familia</b>
<i>Abies duranguensis</i> Martinez	Oyamel	Pinaceae
<i>Alnus acuminata</i> kunth	Aliso	Butelaceae
<i>Arbutus xalapensis</i> kunth	Madroño	Ericaceae
<i>Junniperus deppeana</i> Steud.	Tascate	Cupressaceae
<i>Pinus ayacahuite</i> C. Ehrenb. ex Schltld.	Pino cahuite	Pinaceae
<i>Pinus chihuahuana</i> Engelm	Ocote chino	Pinaceae
<i>Pinus cooperi</i> C. E. Blanco	Pino chino	Pinaceae
<i>Pinus douglasiana</i> Martinez	Pino avellano	Pinaceae
<i>Pinus durangensis</i> Martinez	Pino alazán	Pinaceae
<i>Pinus herrerae</i> Martinez	Pino llanero	Pinaceae
<i>Pinus leiophylla</i> Schiede ex Schltld. & Cham.	Pino prieto	Pinaceae
<i>Pinus michoacana</i> Mart.	Pino lacio	Pinaceae
<i>Pinus tenuifolia</i> Benth	Pino canis	Pinaceae
<i>Pinus teocote</i> Schltld. & Cham.	Pino rosillo	Pinaceae
<i>Quercus castanea</i> Née.	Encino amarillo	Fagaceae
<i>Quercus crassifolia</i> Bonpl.	Encino blanco	Fagaceae
<i>Quercus durifolia</i> Seemen ex Loes.	Encino laurelillo	Fagaceae
<i>Quercus eduardii</i> Trel.	Encino blanco	Fagaceae
<i>Quercus laeta</i> Liebm.	Palo chino	Fagaceae
<i>Quercus obtusata</i> Bonpl.	Encino chino	Fagaceae
<i>Quercus rugosa</i> Née.	Encino negro	Fagaceae
<i>Quercus sideroxila</i> Bonpl.	Encino colorado	Fagaceae

La familia Pinaceae presentó el valor más alto de acuerdo con el índice de valor de importancia familiar (IVIF); mostró los valores más altos de abundancia, frecuencia y dominancia. La familia Betulaceae obtuvo los resultados más bajos (Tabla 13).

Tabla 13. Parámetros estructurales estimados por familia (ordenada de acuerdo al mayor valor porcentual).

Familia	Densidad		Frecuencia		Dominancia		IVIF
	Absoluta (N ha <sup>-1</sup> )	Relativa (%)	Absoluta	Relativa (%)	Absoluta (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Relativa (%)	
Pinaceae	326	75	79	31.10	22.13	81.14	62.46
Fagaceae	64	15	74	29.13	0.72	14.08	19.35
Cupressaceae	23	5	46	18.11	3.84	2.64	8.71
Ericaceae	19	4	48	18.90	0.54	1.98	8.38
Butelaceae	2	0	7	2.76	0.04	0.15	1.09
<b>Total</b>	<b>434</b>	<b>100</b>	<b>254</b>	<b>100.00</b>	<b>27.27</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

IVIF= Índice de valor de importancia familiar.

### Abundancia

*Pinus* mostró el valor más elevado en densidad, con un total de 326 N ha<sup>-1</sup>, lo cual representa 75% del total. Dentro de la familia Pinaceae, la especie con mayor densidad fue *P. cooperi* con de 156 N ha<sup>-1</sup> que representa el 35.79%. La Figura 2 muestra la distribución de clases diamétricas de las especies evaluadas, en las cuales se aprecia que el mayor número de individuos se encuentran entre las clases diamétrica de 10-15 cm (165 N ha<sup>-1</sup>) seguido de las clases 30-35 cm (95 Na ha<sup>-1</sup>).

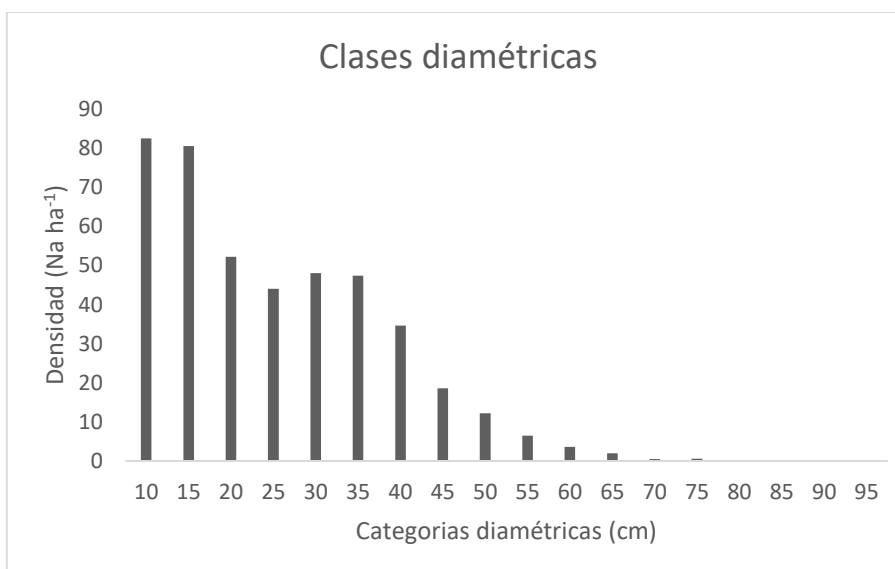


Figura 8. Número de individuos por clase diamétrica.

## Frecuencia

*Pinus* y *Quercus* estuvieron presentes la mayoría de los sitios de muestreo, siendo *P. cooperi* y *Q. sideroxila* los más frecuentes con 12.33% y 11.95% respectivamente. La familia Ericaceae representada por *Arbutus xalapensis* tuvo frecuencia media en comparación a las demás, alcanzando un valor de 9.06%. Las especies *J. deppeana* y *A. acuminata* fueron las menos frecuentes obteniendo valores de 8.67% y 1.35% (Tabla 14).

## Dominancia

*Pinus* y *Quercus* destacan considerablemente, en comparación con *Alnus*, *Arbutus* y *Junniperus*, lo que denota una diferencia con los resultados obtenidos a través del área basal en cada especie. Los valores más altos corresponden a *P. cooperi* y *P. durangensis*, entre ambas especies suman el 63.34% del área basal total, seguidos por *Q. sideroxila* con 10.09%. Los valores más bajos los presentaron *A. acuminata*, *Q. durifolia* y *P. chihuahuana* (ver Tabla 14).

## Índice de valor de importancia (IVI)

*Pinus* obtuvo 71.34% del IVI, siendo las especies con mayor valor de importancia: *P. cooperi* y *P. durangensis*. La especie que obtuvo el menor valor de importancia ecológica fue *P. douglasiana* (Tabla 5).

Tabla 14. Parámetros estructurales estimados para cada especie en el área de estudio.

Especie	Densidad		Frecuencia		Dominancia		IVI
	Absoluta (N ha <sup>-1</sup> )	Relativa (%)	Absoluta	Relativa (%)	Absoluta (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Relativa (%)	
<i>Pinus cooperi</i>	156	35.88	64	12.33	10.35	38.06	28.76
<i>Pinus durangensis</i>	95	21.99	45	8.67	6.88	25.28	18.65
<i>Quercus sideroxila</i>	50	11.41	62	11.95	2.75	10.09	11.15
<i>Pinus sp</i>	30	7.00	63	12.14	2.94	10.79	9.98
<i>Pinus ayacahuite</i>	36	8.18	57	10.98	1.27	4.68	7.95
<i>Junniperus depeana</i>	23	5.27	45	8.67	0.70	2.55	5.50
<i>Arbutus xalapensis</i>	16	3.72	47	9.06	0.44	1.62	4.80
<i>Pinus leiophylla</i>	4	0.92	55	10.60	0.28	1.02	4.18
<i>Quercus obtusata</i>	4	0.86	7	1.35	0.23	0.83	1.01
<i>Quercus crassifolia</i>	3	0.66	12	2.31	0.35	1.29	1.42

<i>Quercus sp</i>	3	0.58	10	1.93	0.22	0.81	1.10
<i>Arbutus sp</i>	2	0.37	9	1.73	0.10	0.38	0.83
<i>Quercus rugosa</i>	2	0.40	7	1.35	0.12	0.45	0.73
<i>Pinus herrerae</i>	2	0.49	5	0.96	0.19	0.71	0.72
<i>Alnus acuminata</i>	2	0.52	7	1.35	0.04	0.16	0.68
<i>Pinus teocote</i>	2	0.46	4	0.77	0.17	0.62	0.62
<i>Quercus durifolia</i>	1	0.29	5	0.96	0.02	0.09	0.45
<i>Junniperus sp</i>	1	0.12	4	0.77	0.02	0.09	0.33
<i>Quercus laeta</i>	1	0.32	2	0.39	0.05	0.19	0.30
<i>Pinus michoacana</i>	1	0.12	3	0.58	0.02	0.09	0.26
<i>Quercus eduardii</i>	1	0.26	1	0.19	0.03	0.12	0.19
<i>Quercus castanea</i>	0	0.06	1	0.19	0.00	0.01	0.09
<i>Abies duranguensis</i>	0	0.03	1	0.19	0.01	0.05	0.09
<i>Pinus chihuahuana</i>	0	0.03	1	0.19	0.01	0.02	0.08
<i>Pinus tenuifolia</i>	0	0.03	1	0.19	0.00	0.01	0.08
<i>Pinus douglasiana</i>	0	0.03	1	0.19	0.00	0.00	0.07
<b>TOTAL</b>	<b>434</b>	<b>100</b>	<b>519</b>	<b>100</b>	<b>27.20</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

### Índice de valor Forestal (IVF)

Los valores más altos en cuanto a diámetro y altura relativos los obtuvieron *P. cooperi*, *P. durangensis* y *Q. sideroxila*. Con respecto a dominancia, *P. cooperi* y *P. durangensis* fueron las especies con mayor cobertura. De acuerdo con el valor más alto en IVF, *P. cooperi* se determinó como la especie con mayor valor forestal.

Tabla 15. Valores de volumen e índice de valor forestal (IVF) de acuerdo al mayor valor porcentual.

Especie	Diámetro		Altura		Dominancia		Volumen	IVF
	cm	(%)	m	(%)	m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>	(%)	(m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	(%)
<i>Pinus cooperi</i>	32928.00	39.11	18515	45.05	10.35	38.06	93.27	40.74
<i>Pinus durangensis</i>	20717.60	24.61	10823.5	26.34	6.88	25.28	51.74	25.41
<i>Quercus sideroxila</i>	9137.60	10.85	4047.8	9.85	2.75	10.09	30.09	10.26
<i>Pinus ayacahuite</i>	5205.90	6.18	2702.1	6.57	1.27	4.68	7.18	5.81
<i>Arbutus xalapensis</i>	2173.60	2.58	854	2.08	0.44	1.62	1.87	2.09
<i>Junniperus depeana</i>	478.00	0.57	1129.5	2.75	0.70	2.55	3.39	1.96
<i>Pinus leiophylla</i>	873.00	1.04	591	1.44	0.28	1.02	2.46	1.16
<i>Quercus crassifolia</i>	769.40	0.91	329.5	0.80	0.35	1.29	4.82	1.00
<i>Quercus obtusata</i>	640.60	0.76	306	0.74	0.23	0.83	2.50	0.78

<i>Pinus herrerae</i>	516.00	0.61	273	0.66	0.19	0.71	2.07	0.66
<i>Pinus teocote</i>	469.00	0.56	299	0.73	0.17	0.62	1.88	0.63
<i>Quercus sp</i>	566.90	0.67	56.5	0.14	0.22	0.81	0.58	0.54
<i>Quercus rugosa</i>	380.00	0.45	143	0.35	0.12	0.45	1.18	0.42
<i>Arbutus sp</i>	326.50	0.39	52	0.13	0.10	0.38	0.15	0.30
<i>Alnus acuminata</i>	249.50	0.30	113.3	0.28	0.04	0.16	0.15	0.24
<i>Quercus durifolia</i>	250.00	0.30	99	0.24	0.02	0.09	0.68	0.21
<i>Quercus laeta</i>	219.00	0.26	77	0.19	0.05	0.19	0.35	0.21
<i>Quercus eduardii</i>	147.00	0.17	63	0.15	0.03	0.12	0.28	0.15
<i>Pinus michoacana</i>	86.00	0.10	53	0.13	0.02	0.09	0.20	0.11
<i>Junniperus sp</i>	88.00	0.10	7.6	0.02	0.02	0.09	0.00	0.07
<i>Abies duranguensis</i>	39.00	0.05	9	0.02	0.01	0.05	0.10	0.04
<i>Pinus chihuahuana</i>	23.20	0.03	18.5	0.05	0.01	0.02	0.04	0.03
<i>Quercus castanea</i>	19.00	0.02	13	0.03	0.00	0.01	0.01	0.02
<i>Pinus tenuifolia</i>	16.00	0.02	6.3	0.02	0.00	0.01	0.13	0.01
<i>Pinus douglasiana</i>	8.00	0.01	3	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01
<b>Total</b>	<b>84195.9</b>	<b>100</b>	<b>41098.9</b>	<b>100</b>	<b>27.20</b>	<b>100</b>	<b>205.13</b>	<b>100</b>

## Diversidad

El índice de Margalef y de Shannon-Wiener, arrojaron valores de 3.51 y de 1.78. Se reportó una riqueza específica de 23 especies. La mayor dominancia destaca entre las familias Pinaceae y Fagaceae por el alto número de especies que engloban.

## Volumen, Biomasa y Contenido de Carbono

De acuerdo con los valores obtenidos a través de los modelos, el volumen total fue de 205.14 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, donde *P. cooperi* obtuvo registro la mayor cantidad de volumen maderable, seguido por *P. durangensis* y *Q. sideroxila*. La especie *P. douglasiana* obtuvo el menor volumen maderable con 0.003 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (Tabla 16).

Con relación a biomasa, el resultado total fue de 117.22 Mg ha<sup>-1</sup> de los cuales los valores más altos corresponden a *P. cooperi*, *P. durangensis* y *Q. sideroxila*. Por el contrario, los valores más bajos los consiguieron *P. tenuifolia* y *Q. castanea*.



En cuanto a contenido de carbono, las especies más representativas fueron: *P. cooperi*, *P. durangensis* y *Q. sideroxila*. Asimismo, los valores más bajos se presentaron en *P. douglasiana*, *P. tenuifolia* y *Q. castanea*

Tabla 16. Contenido de Volumen, Biomasa y Carbono por especie.

<b>Especie</b>	<b>Volumen (m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>Biomasa (Mg ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>Contenido de carbono (Mg ha<sup>-1</sup>)</b>
<i>Pinus cooperi</i>	93.27	48.45	24.23
<i>Pinus durangensis</i>	51.74	32.87	16.44
<i>Quercus sideroxila</i>	30.09	17.40	8.70
<i>Pinus ayacahuite</i>	7.18	5.54	2.77
<i>Quercus crassifolia</i>	4.82	2.35	1.18
<i>Junniperus depeana</i>	3.39	2.06	1.03
<i>Quercus obtusata</i>	2.50	1.04	0.52
<i>Pinus leiophylla</i>	2.46	1.37	0.69
<i>Pinus herrerae</i>	2.07	1.15	0.58
<i>Arbutus xalapensis</i>	2.03	1.27	0.64
<i>Pinus teocote</i>	1.88	0.97	0.49
<i>Quercus rugosa</i>	1.18	0.56	0.28
<i>Quercus durifolia</i>	0.68	0.35	0.18
<i>Quercus sp</i>	0.58	0.42	0.21
<i>Quercus laeta</i>	0.35	0.23	0.12
<i>Quercus eduardii</i>	0.28	0.15	0.08
<i>Pinus michoacana</i>	0.20	0.85	0.43
<i>Alnus acuminata</i>	0.15	0.08	0.04
<i>Pinus tenuifolia</i>	0.13	0.01	0.003
<i>Abies duranguensis</i>	0.10	0.07	0.04
<i>Pinus chihuahuana</i>	0.04	0.02	0.01
<i>Quercus castanea</i>	0.01	0.01	0.0005
<i>Pinus douglasiana</i>	0.003	0.001	0.001
<b>Total</b>	<b>205.14</b>	<b>117.22</b>	<b>58.61</b>

## DISCUSIÓN

### Estructura y diversidad

Con base en los resultados obtenidos, la densidad del bosque muestra una dominancia del género *Pinus*, seguido por *Quercus* y *Arbutus*. Estos datos se ajustan a los registrados por Hernández *et al.*, (2013) y López *et al.*, (2017), quienes mencionan que las especies más abundantes en estudios realizados en bosques del estado de Chihuahua y Durango son pinos y encinos, principalmente.

Los resultados del estudio muestran una alta densidad de individuos con clases diamétricas menores, lo cual coincide con Nívar, (2010) quien menciona que las especies analizadas en bosques templados de Nuevo León muestran una distribución similar, concentrándose la mayor cantidad de individuos en categorías más pequeñas. Méndez *et al.*, (2014), a través de un estudio de diversidad post-incendio realizado en la sierra de Guerrero, mencionan que el mayor porcentaje de individuos registrados corresponden a la familia Pinaceae, comparable a lo encontrado en este estudio.

La especie dominante en el área evaluada fue *P. cooperi*, coincidiendo con lo reportado por Delgado *et al.*, (2016), quienes mostraron un resultado promedio similar al obtenido en dicha especie, en dos rodales evaluados en el estado de Durango. Diversos estudios de la región muestran a *P. cooperi*, *P. durangensis* y *Q. sideroxila* como las especies más dominantes en este tipo de bosques. Los resultados obtenidos coinciden con los de Graciano *et al.*, (2017), quienes determinaron a estas especies como las más dominantes en bosques templados de la región de El Salto, Durango.

Con respecto al IVI, los resultados obtenidos en bosques templados por Alanís-Rodríguez *et al.*, (2011), Hernández *et al.*, (2013) y López *et al.*, (2017), arrojaron valores por encima del 80% para *Pinus*, lo que resulta diferente a lo registrado en este estudio. Sin embargo, los valores se encuentran en el rango y coincide con diversos autores al definir a *Pinus* con mayor porcentaje de IVI en área

similares. Los valores de IVIF concuerdan con los obtenidos por Graciano *et al.*, (2017), donde las familias Pinaceae y Fagaceae obtuvieron los porcentajes más altos.

*P. cooperi* y *P. durangensis* en asociación con otras especies de bosques de pino-encino, suelen ser las más representativas de la vegetación de la SMO en Durango, similares a las registradas por Márquez y González (1998); Márquez *et al.*, (1999); González *et al.*, 2012); Delgado *et al.*, 2016. El aprovechamiento forestal puede ser considerado como la principal actividad que produce un cambio en la estructura de un bosque, mismas a las que se encuentran sometidos gran parte de los bosques analizados.

La diversidad obtenida con los índices utilizados, coinciden con lo reportado por Alanís *et al.*, (2011), quienes calcularon valores semejantes en bosques templados de Nuevo León. Por el contrario, lo estimado es mayor a los datos obtenidos por Graciano *et al.*, (2017) y Solís (2006), quienes obtuvieron valores mucho menores en bosques con características similares

### **Estimación de volumen, biomasa y contenido de Carbono**

Los valores estimados en volumen son aproximados a los registrados por Graciano *et al.*, (2019), quienes obtuvieron cifras equivalentes de volumen maderable en bosques templados en la región de El Salto Durango. Sin embargo, son altos con relación a los obtenidos por Návar, (2010), quien registró un valor de  $115 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de volumen maderable para bosques de templados de estado de Nuevo León. Los valores obtenidos pueden tener variación en comparación a estudios similares de acuerdo con la densidad y mezcla de especies (Návar y Gonzales. 2009).

Figuroa-Navarro *et al.*, (2010) calcularon  $166 \text{ Mg ha}^{-1}$  y  $184 \text{ Mg ha}^{-1}$  de biomasa en un bosque bajo de *Pinus patula* en Hidalgo, valores distintos a los resultantes en este estudio. Pimenta *et al.*, (2007), registraron una cantidad semejante para *P. cooperi* en la región de El Salto, Durango; estos resultados coinciden, además,

con los encontrados por Jaramillo *et al.*, (2003), quienes calcularon valores de 94 Mg ha<sup>-1</sup> a 124 Mg ha<sup>-1</sup> en bosques del centro de México.

Graciano *et al.*, (2019) evaluaron el contenido de carbono en un bosque templado en Durango, donde mostraron una cifra de 65.14 MgC ha<sup>-1</sup>, un poco por encima de los obtenidos; no obstante, las especies con mayor contenido de carbono son iguales a las que registran los valores más altos en este estudio.

Los datos recabados coinciden también con Acosta *et al.*, (2009), quienes estimaron un promedio equivalente en bosques mixtos de *Pinus patula* y con Aguirre y Jiménez, (2011) en bosques templados del sur de Nuevo León lo que demuestra que los resultados obtenidos son semejantes en bosque templados de diferentes partes del país.

## CONCLUSIONES

El volumen y el área basal no presentaron diferencias significativas entre las diferentes áreas y rangos de elevación; sin embargo, la densidad fue mucho mayor en sitios con una altitud mayor, por lo cual se rechaza la hipótesis planteada al inicio del estudio.

Referente a riqueza y diversidad de especies se cumple con los supuestos de la hipótesis planteada, ya que se registró una mayor composición florística en áreas con exposición Sur; de igual forma, los sitios con menor altitud registraron el mayor número de especies presentes, identificando especies generalistas y particulares en áreas específicas.

Los resultados indican que, dentro del área evaluada la estructura, composición florística y riqueza de especies, están fuertemente influenciadas por las condiciones climáticas y las características topográficas. Es posible identificar que el grado de similitud de comunidades vegetales varía de acuerdo con el rango de elevación y exposición de laderas, donde el contenido de nutrientes y temperatura puede contribuir o demeritar el desarrollo de especies.

Referente a los incrementos en volumen, se cumple con los supuestos de la hipótesis, ya que en las diferentes mediciones los sitios bajo manejo la densidad disminuye, pero existe un mayor incremento en comparación con bosques excluidos de intervención silvícola.

Los resultados indican que los patrones de distribución espacial del arbolado se distribuyen de forma aleatoria aun y cuando se realicen tratamientos silvícolas. Asimismo, es posible observar que en sitios sin intervención la mezcla de especies es alta en todos los géneros. Respondiendo a la hipótesis planteada sobre este aspecto, Las intervenciones silvícolas provocan cambios estructurales, sobre todo en especies de interés comercial, donde pudo observarse que la mezcla disminuye formando grupos.

Con respecto a dominancias en diámetro y altura se cumple con los supuestos establecidos, ya que en bosques naturales se muestra una clara dominancia en

los géneros, donde *Pinus* engloba las especies con mayores dimensiones. Por el contrario, en cuanto a diferenciación dimensional en bosques intervenidos, *Arbutus* mostró dimensiones de altura mucho menores, con respecto a *Pinus* y *Quercus*.

El área evaluada mostró una alta diversidad y riqueza de especies acorde con los resultados de los índices estimados, mismos que son relativamente altos en comparación con resultados de bosques mixtos de *Pinus-Quercus* obtenidos en áreas cercanas y de otras regiones de México.

las familias Pinaceae y Fagaceae fueron las más dominantes en el área de estudio, donde: *P. cooperi*, *P. durangensis* y *Q sideroxila*, obtuvieron los valores porcentuales de IVI mayores al resto de las especies presentes. Por el contrario, hubo presencia de especies con valores porcentuales muy bajos, lo cual manifiesta que a pesar del alto número de especies presentes; en algunas, el número de individuos fue bajo y se presentaron de manera aislada en el área evaluada.

Dentro del ejido Pueblo Nuevo, las familias Pinaceae y Fagaceae comprenden un alto número de especies, las cuales se distribuyen en un rango de alturas y diámetros mayores en comparación con otras especies diferentes. Lo anterior da como resultado que los valores estimados en volumen, biomasa y contenido de carbono sean más elevados en las especies que engloban.

## BIBLIOGRAFÍA

Acosta-Mireles, M., Carrillo-Anzures, F., & Díaz Lavariega, M. 2009. Determinación del carbono total en bosques mixtos de *Pinus patula* Schl. et cham. *Terra Latinoamericana*, 27 (2), 105-114.

Aguilar-Hernández, L., García-Martínez, R., Gómez-Miraflor, A. y Martínez-Gómez, O. 2016. Estimación de biomasa mediante la generación de una ecuación alométrica para madroño (*Arbutus xalapensis*). IV Congreso Internacional y XVIII Congreso Nacional de Ciencias Agronómicas. Chapingo, Estado de México, México.

Aguirre, C. O. A., Hui, G., von Gadow, K. y J. Jiménez. 2003. An analysis of spatial forest structure using neighborhood- based variables. *Forest Ecology and Management*, 183, 137–145. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00102-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00102-6)

Aguirre, O. 2004. Índices para la caracterización del estrato arbóreo de ecosistemas forestales. *Revista Ciencia Forestal en México*, 27 (92), 5-27.

Aguirre, O. A., Hui, G., Von Gadow, K. y Jiménez, J. 2003. An analysis of spatial forest structure using neighbourhoodbased variables. *Forest Ecology and Management*, 183 (1), 137-145. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00102-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00102-6)

Aguirre, O., H. Kramer & J. Jiménez. 1998. Strukturuntersuchungen in einem kiefern-durchforstungsversuch nordmexikos. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung*, 169 (12), 213-219.

Aguirre-Calderón, O. A. 2015. Manejo Forestal en el Siglo XXI. *Madera y Bosques* 21: 17-28. <https://doi.org/10.21829/myb.2015.210423>.

Aguirre-Calderón, O. A. y J. Jiménez-Pérez. 2011. Evaluación del contenido de carbono en bosque del sur de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 2 (6): 73-84.

Alanís, E., J. Jiménez, A. Valdecantos, M. A. González, O. A. Aguirre & E. J. Treviño. 2012. Composición y diversidad de la regeneración natural en

comunidades de *Pinus-Quercus* sometidas a alta recurrencia de incendios en el Noreste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83: 1208-1214.

Alanís-Rodríguez, E., E. A. Rubio-Camacho & J. S. Marroquin-de la Fuente. 2020. Muestreo ecológico de la vegetación. Ed. Universitaria UANL. Monterrey, Nuevo León, México. 204 pp.

Alanís-Rodríguez, E., J. Jiménez-Pérez, A. Valdecantos-Dema, M. Pando-Moreno, O. A. Aguirre-Calderón & E. J. Treviño-Garza. 2011. Caracterización de regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 17 (1), 31-39. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.05.032>

Alves, L. F., S. A. Vieira, M. A. Scaranello, P. B. Camargo, F.A. A. Santos, C. A. Joly, L. A. Martinelli. 2010. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). *Forest Ecology and Management* 260: 679-91. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.05.023>

Arriaga, L. y A. Ortega. (eds.). 1988. La Sierra de La Laguna en Baja California Sur, Centro de Investigaciones Biológicas de Baja California A.C. La Paz, B.C.S., México. 237 p.

Ávila, F. D. Y., M. A. González, T., J. Jiménez, P., O. A. Aguirre, C., E. J. Trevino, G., Vargas, L. B., et al. 2014. Efecto de la severidad del fuego en las características de la estructura forestal en rodales de coníferas. *Revista Chapingo Series Ciencias Forestales y del Ambiente*, 20: 33–45. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2013.01.005>

Ayala, R., H. Jong, B. y H. Ramírez, H. 2001. Ecuaciones para estimar biomasa en la meseta central de Chiapas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 7 (2), 153-157. Obtenido de <https://chapingo.mx/revistas/phpscript/download.php?file=completo&id=MTEzNW==>



- Báez, S., A. Malizia, J. Carilla, C. Blundo, M. Aguilar, N. Aguirre, et al. 2015. Large-Scale Patterns of Turnover and Basal Area Change in Andean Forests. *PLoS ONE* 10 5: e0126594. doi:10.1371/journal.pone.0126594
- Bailey, D. y J. C. Tappeiner. 1998. Effects of thinning on structural development in 40- to 100-year-old Douglas-fir stands in western Oregon. *Forest Ecology and Management* 108:99- 113. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00216-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00216-3)
- Bannister, J. R, P. J. Donoso & R. Mujica. 2016 La silvicultura como herramienta para la restauración de bosques templados. *Bosque (Valdivia)*, 37 (2), 229-235. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002016000200001>
- Bauhus J, K Puettmann, C Messier. 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258:525-537. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053>
- Blandariz, S. R. 2017. Aprovechamiento de los recursos forestales. *Revista Cubana de Ciencias Forestales*, 5 (3), 247-248.
- Cairns M. A., P. K. Haggerty, R. Alvarez, B. H. J. De Jong and I. Olmsted. 2000. Tropical Mexico's recent land-use change: a region's contribution to the global carbon cycle. *Ecological Applications* 10:1426-1441. [https://doi.org/10.1890/10510761\(2000\)010\[1426:TM SRLUfont>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/10510761(2000)010[1426:TM SRLUfont>2.0.CO;2)
- Carreón-Santos, R. J., & Valdez-Hernández, J. I. 2014. Estructura y diversidad arbórea de vegetación secundaria derivada de una selva mediana subperennifolia en Quintana Roo. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 20 (1), 119-130. <http://dx.doi.org/10.5154/r.rchscfa.2013.06.023>
- Carrillo-Anzúres, F., Acosta-Mireles, M., Flores-Ayala, E., Juárez-Bravo, J. E., & Bonilla-Padilla, E. 2014. Estimación de biomasa y carbono en dos especies arbóreas en la Sierra Nevada, México. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 5 (5), 779-793.

Castellanos, B. J. F., E. J. Trevino, G., O. A. Aguirre, C., J. Jiménez, P. y M. A. Velázquez, A. 2010. Diversidad arbórea y estructura espacial de bosques de pino-encino en Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 1, 39–52. ISSN 2007-1132

Castellanos-Bolaños, J. F., E. J. Treviño-Garza, O. A. Aguirre-Calderón, J. Jiménez-Pérez, & A. Velázquez-Martínez. 2019. Diversidad Arbórea Y Estructura Espacial De Bosques De Pino-Encino En Ixtlán De Juárez, Oaxaca. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 12: 39–52. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v1i2.636>

Challenger, A. y J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres. Soberón J., G. Halffter y J. Llorente-Bousquets. *Capital natural de México: Conocimiento actual de la biodiversidad*. Vol 1. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. pp. 87-108.

Chávez-Flores, G. A., J. J. Corral-Rivas, J. D. Vega-Nieva, P. M. López-Serrano & E. A. Rubio-Camacho. 2020. Estructura espacial de los bosques mixtos e irregulares en el estado de Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11, 59. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i59.614>.

Chust, G., J. Chave, R. Condit, S. Aguilar, S. Lao, R. Pérez. 2006. Determinants and spatial modeling of tree  $\beta$ -diversity in a tropical forest landscape in Panama. *Journal of Vegetation Science* 17: 83-92.

Clark, D. B., J. Hurtado, & S. S. Saatchi. 2015. Tropical rain forest structure, tree growth and dynamics along a 2700-m elevational transect in Costa Rica. *PloS one*, 10 (4), e0122905.

Comisión Nacional Forestal [CONAFOR]. 2012. *Inventario Nacional Forestal y de Suelos, informe del 2004-2009 (1a. ed)*. Zapopan, Jalisco, México: Conafor

Corella, F., I. Valdez, M. Cetina, V. González, A. Trinidad y R. Aguirre. 2001. Estructura forestal de un bosque de mangles en el noreste del estado de Tabasco, México. *Ciencia Forestal en México*, 26 (90), 73–102.

Corral, R. J. J., O. A. Aguirre, C., J. Jiménez, P. y S. Corral, R. 2005. Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el bosque mesófilo de montaña “El Cielo”, Tamaulipas, México. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 14, 217–228.

Corral-Rivas, J. J., B. Vargas, C. Wehenkel, O. A. Aguirre, J. G. Álvarez y A. Rojo. 2009. Guía para el establecimiento de sitios de investigación forestal y de suelos en bosques del Estado de Durango. Editorial Universidad Juárez del Estado de Durango. Durango, Dgo., México. 81 p.

Cruz-Cobos, F., R. Mendiá-Santana., A. Jiménez-Flores., J. Nájera-Luna y F. Cruz-García. 2016. Ecuaciones de volumen para *Arbutus* spp. (madroño) en la región de Pueblo Nuevo, Durango. *Investigación y Ciencia* 24 (68): 41-47.

Dávila-Lara, M. A., Aguirre-Calderón, Ó. A., Jurado-Ybarra, E., Treviño-Garza, E., González-Tagle, M. A., & Trincado-Villagrán, G. F. (2019). Estructura y diversidad de especies arbóreas en bosques templados de San Luis Potosí, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 6 (18).

Del Río, M., F. Montes, I. Cañellas y G. Montero. 2003. Revisión: índices de diversidad estructural en masa forestales. *Invest. Agrar: Sist Recur For* 12 (1):159-176.

Delgado Zamora, D. A., S. A. Heynes Silerio, M. D. Mares Quiñones, N. L. Piedra Leandro, F. I. Retana Rentería, K. Rodríguez Corral, A. I. Villanueva Hernández, M. D. S. González Elizondo, & L. Ruacho-González. 2017. Diversidad y estructura arbórea de dos rodales en Pueblo Nuevo, Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 7 (3): 094–107. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v7i33.92>

Díaz, A., R. García, & A. Díaz. 2010. *Medición de árboles y masas forestales*. Mundi-Prensa Libros sa. Madrid, España. 521 pp.

Díaz-Franco, R., M. Acosta-Mireles, F. Carrillo-Anzures, E. Buendía-Rodríguez, E. Flores-Ayala y 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. doi.10.21829/myb.2007.1311233

Domínguez Gómez, T. G., B. N. Hernández González, H. González Rodríguez, I. Cantú Silva, E. Alanís Rodríguez & M. D. S. Alvarado. 2018. Estructura y composición de la vegetación en cuatro sitios de la Sierra Madre Occidental. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 9 (50): 9-34.

Eskelson, B. N. I., P. D. Anderson and H. Temesgen. 2013. Sampling and modeling riparian forest structure and riparian microclimate. *In: Anderson, P. D., K. L. Ronnenberg (eds.). Density management for the 21<sup>st</sup> century: west side story.* USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-880. Portland, OR. USA. pp. 126-135.

Figueroa-Navarro, C. M., Ángeles-Pérez, G., Velázquez-Martínez, A., & de Los Santos-Posadas, H. M. 2010. Estimación de la biomasa en un bosque bajo manejo de *Pinus patula* Schltdl. et Cham. en Zacualtipán, Hidalgo. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 1 (1), 105-112.

Fonseca, W. 2017. Revisión de métodos para el monitoreo de biomasa y carbono vegetal en ecosistemas forestales tropicales. *Revista de Ciencias Ambientales* 51 (2), 91-109.

Franklin, J. F., T. A. Spies, R. Van Pelt, A. B. Carey, D. A. Thornburgh, D. R. Berg, D. B. Lindenmayer, M. E. Harmon, W. S. Keeton, D. C. Shaw, K. Bible and J. Chen. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forest as an example. *Forest Ecology and Management* 155 (1): 399-423.

Fujimori, T. 2001. Ecological and silvicultural strategies for sustainable forest management. Elsevier Science B. V. Ámsterdam, The Netherlands. 398 p.

Füldner, K. 1995. Strukturbeschreibung von Buchen – Edellaubholz–Mischwäldern. Tesis doctoral. Universidad de Göttingen. Cuvillier Verlag Göttingen.

Gadow, K. V., G. Hui y M. Albert. 1998. Das Winkelmaß – ein Strukturparameter zur Beschreibung der Individualverteilung in Waldbeständen. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen*, 115, 1–9.

Gadow, K., O. S. Sánchez & J. G. Álvarez. 2007. Estructura y crecimiento del bosque. Gottingen, Alemania: Universidad de Gottingen. ISBN: 978-84-690-7535-7

García García, S. A., R. Narváez Flores, J. M. Olivas García, & J. Hernández Salas. 2019. Diversidad y estructura vertical del bosque de pino–encino en Guadalupe y Calvo, Chihuahua. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10 (53). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i53.173>

García, E. 1998. Climas (Clasificación de Köppen, modificada por García) Escala 1:1 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., México.

García-Aguilar, J. Á., V. A. Velasco-Velasco, G. Rodríguez-Ortiz & J. R. Enríquez-del-Valle. 2017. Influencia de la calidad de sitio sobre el crecimiento de una plantación de *Pinus patula* Schltl. et Cham. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 8 (44): 132-154.

García-García, S. A. 2020. Caracterización estructural y contenido de carbono en un bosque de alto valor de conservación al Noroeste de México (Tesis de Maestría). Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, Nuevo León.

Girardin, C. A. J., W. Farfan-Rios, K. García, K.J. Feeley, P. M. Jorgensen, A. A. Murakami et al. 2014. Spatial patterns of above-ground structure, biomass and composition in a network of six Andean elevation transects. *Plant Ecol Divers.* 7: 161-171.

González-Elizondo, M. S., M. González-Elizondo, J. A. Tena-Flores, L. Ruacho-González e I. L. López-Enríquez. 2012. Vegetación de la Sierra Madre Occidental, México: una síntesis. *Acta Botánica Mexicana* 100: 351-403. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm100.2012.40>

González-Tagle, M. A. 2005. Fire history and natural succession after forest fires in pine-oak forest (Tesis doctoral). Georg-August-Universität Göttingen. Alemania.

Graciano-Ávila, G., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, O. A., González-Tagle, M. A., Treviño-Garza, E. J., Mora-Olivo, A., & Buendía-Rodríguez, E. 2019. Estimación de volumen, biomasa y contenido de carbono en un bosque de clima templado-frío de Durango, México. *Revista fitotecnia mexicana*, 42 (2), 119-127.

Graciano-Ávila, G., E. Alanís-Rodríguez, E. A. Rubio-Camacho, A. Valdecantos-Dema, O. A. Aguirre-Calderón, M. A. González-Tagle, E. J. Treviño-Garza, J. J. Corral-Rivas & A. Mora-Olivo. 2020. Composición y estructura espacial de cinco asociaciones de bosques de *Pinus durangensis*. *Madera y Bosques*, 26 (2), e2621933 <https://doi.org/10.21829/myb.2020.2621933>

Graciano-Ávila, G., E. Alanís-Rodríguez, O. A. Aguirre-Calderón, M. A. González-Tagle, E. J. Treviño-Garza & A. Mora-Olivo. 2017. Caracterización estructural del arbolado en un ejido forestal del noroeste de México. *Madera y bosques*, 23 (3): 137-146. <http://dx.doi.org/10.21829/myb.2017.2331480>

Graciano-Ávila, G., E. Alanís-Rodríguez, O. A. Aguirre-Calderón, M. A. González-Tagle, E. J. Treviño-Garza, A. Mora-Olivo & E. Buendía-Rodríguez. 2020. Estimación de volumen, biomasa y contenido de carbono en un bosque de clima templado-frío de Durango, México. *Revista fitotecnia mexicana*, 42 (2): 119-127.

Grime, J. P. 2006. Trait convergence and trait divergence in the plant community: mechanisms and consequences. *Journal of Vegetation Science* 17: 255-260.

Hernández, F., C. Navarro-Mata, R. Peña-Montañez y A. Nájera-Luna. 2018. Patrón de distribución espacial de las especies arbóreas de la región de El Salto, Durango. *Revista Mexicana De Ciencias Forestales* 9 (47): 169-186. Doi:10.29298/rmcf.v9i47.161.

Hernández, J., O. Aguirre, E. Alanís, J. Jiménez, M. A. González. 2013. Efecto del manejo forestal en la diversidad y composición arbórea de un bosque templado del noroeste de México. *Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19 (3): 189-199. <http://doi:10.5154/r.rchscfa.2012.08.052>

Hernández-Salas, J., O. A. Aguirre-Calderón, E. Alanís-Rodríguez, J. Jiménez Pérez, E. J. Treviño-Garza, M. A. González-Tagle, C. Luján-Álvarez, J. M. Olivas-

Hammer, Ø., Harper, D. A., & Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4(1), 9.

García, A. Domínguez-Pereda. 2018. Dinámica del crecimiento de un bosque templado bajo manejo en el noroeste de México. *Madera y Bosques*, 24 (2). <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2421767>

Hui, G. Y. y Hu, Y. B. 2001. Measuring species spatial segregation in mixed forest. *Forest Research*, 14, 23–27.

INEGI. 2009. Cartas temáticas del estado de Durango. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México, D.F., México.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2003). Revised 2003 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories; Reporting Instructions. Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, Switzerland. 294 p.

Jaramillo V. J., J. B. Kauffman, L. Rentería-Rodríguez, D. L. Cummings and L. J. Ellingson. (2003). Biomass, carbon and nitrogen pools in Mexican tropical dry forest landscapes. *Ecosystems* 6: 609-629.

Jiménez Pérez, J., Alanís Rodríguez, E., Ruiz González, J. L., González Tagle, M. A., Yamallel, Y., Israel, J., & Alanís Flores, G. J. 2012. Diversidad de la regeneración leñosa del matorral espinoso tamaulipeco con historial agrícola en el noreste de México. *Ciencia UANL*, 15 (58), 66-71.

Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363–375.

Ketterings, Q. M.; Coe, R.; van Noordwijk, M.; Ambagau, Y. and Palm, C. A. 2001. Reducing uncertainty in the use of allometric biomass equations for predicting above-ground tree biomass in mixed secondary forests. *For. Ecol. Manage.* 146 (1-3): 199-209. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00460-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00460-6)

Kint, V., M. Van, N. Lieven, G. Geudens y N. Lust. 2003. Spatial methods for quantifying forest stand structure development: a comparison between nearest-

neighbor indices and variogram analysis. *Forest Science* (49): 36-49.  
<https://doi.org/10.1093/forestscience/49.1.36>

Kulik, N. C. P., L. P. de Molas & M. A. Rodríguez, S. 2019. Análisis estructural de un bosque de la Ecorregión Alto Paraná, Paraguay. *Investigación Agraria*, 20 (2): 127-135. <http://dx.doi.org/10.18004/investig.agrar.2018.diciembre.127-135>

Ledo, A., S. Condés y F. Montes. 2012. Revisión de índices de distribución espacial usados en inventarios forestales y su aplicación en bosques tropicales. *Revista Peruana de Biología*, 19 (1): 113-124.

Leyva-López, J. C., A. Velázquez-Martínez & G. Ángeles-Pérez. 2010. Patrones de diversidad de la regeneración natural en rodales mezclados de pinos. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 16 (2): 227-239.  
<https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.06.038>

López-Hernández, J. A., O. A. Aguirre-Calderón, E. Alanís-Rodríguez, J. C. Monárrez-González, M. A. González-Tagle y J. Jiménez-Pérez. 2017. Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques*, 23 (1): 39-51.  
<http://dx.doi.org/10.21829/myb.2017.2311518>

Louman, B., D. Quiroz y M. Nilson. 2001. Silvicultura de bosques latifoliados húmedo con énfasis en América Central. Serie Técnica. Manual Técnico Núm. 46. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 265 p.

Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Oxford, UK: Blackwell Science.

Mair, P., R. Wilcox y F. Schoenbrodt. 2015. *WRS2: a collection of robust statistical methods*.

Malizia, A., C. Blundo, J. Carilla, O. Osinaga Acosta, F. Cuesta, et al. 2020. Elevation and latitude drives structure and tree species composition in Andean forests: Results from a large-scale plot network. *Plos One* 15 (4): e0231553. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0231553>



Manzanero, M., & G. Pinelo. 2004. Plan silvicultural en unidades de manejo forestal Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. San Francisco de Dos Ríos, Costa Rica: Fondo Mundial para la Naturaleza y PROARCA.

Manzanilla Quijada, G. E., J. M. Mata Balderas, E. J. Treviño Garza, O. A. Aguirre Calderón, E. Alanís Rodríguez, & J. I. Yerena Yamallel. 2020. Diversidad, estructura y composición florística de bosques templados del sur de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11 (61).

Márquez L., M. A. y M. S. González E. 1998. Composición y estructura del estrato arbóreo de un bosque de pino-encino en Durango, México. *Agrociencia* 32 (4): 413-419.

Márquez L., M. A., M. S. González E. y R. Álvarez Z. 1999. Componentes de la diversidad arbórea en bosques de pino encino de Durango, México. *Madera y Bosques* 5 (2): 67-78.

Martínez Pastur, G., M. V. Lencinas, P. Peri, M. Arena. 2007. Photosynthetic plasticity of *Nothofagus pumilio* seedlings to light intensity and soil moisture. *Forest Ecology and Management* 243 (2): 274-282. doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.034.

McIntire, E. J. B., F. I. Piper, A. Fajardo. 2016. Wind exposure and light exposure, more than elevation-related temperature, limit tree line seedling abundance on three continents. *Journal of Ecology* 104 (5): 1379-1390. doi.org/10.1111/1365-2745.12599.

Méndez Osorio, C., C. A. Mora Donjuán, E. Alanís Rodríguez, J. Jiménez Pérez, O. A. Aguirre Calderón, E. J. Treviño Garza & M. A. Pequeño Ledezma 2018. Fitodiversidad y estructura de un bosque de pino-encino en la Sierra Madre del Sur, México. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 9 (50): 35-53.

Méndez T., M., I. Zermeño- H. and G. Ibarra M. G. (2014). Effect of land use on the structure and diversity of riparian vegetation in the Duero river watershed in Michoacán, Mexico. *Plant Ecology* 215: 285-296.

Méndez-Osorio, C., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, Ó. A., & Treviño-Garza, E. J. 2014. Análisis de la regeneración postincendio en un bosque de pino-encino de la Sierra de Guerrero, México. *Ciencia UANL*, 17 (69), 63-70.

Monárrez-González, J. C., G. Pérez-Verdín, C. López-González, M. A. Márquez-Linares y M. S. González-Elizondo. 2018. Efecto del manejo forestal sobre algunos servicios ecosistémicos en los bosques templados de México. *Madera y bosques*, 24 (2). <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2421569>

Mora-Donjuán, C. A., & Alanís-Rodríguez, E. 2016. Resiliencia de bosques de pino – encino en América: Una visión global del estado actual. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 13(33), 01–02. <https://doi.org/10.18845/rfmk.v13i33.2571>

Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Vol.1. M&T–Manuales y Tesis SEA. Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA). Zaragoza, España. 84 p.

Mori, S. A., Boom, B. M., De Carvalho, A. M. y Dos Santos, T. S. (1983). Ecological importance of Myrtaceae in an Eastern Brazilian wet forest. *Biotropica*, 15: 68-70. DOI: 10.2307 / 2388002

Mueller-Dombois D., Ellenberg H. (1974). Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley, New York, 547 p.

Muñoz Mazón, M., K. Klanderud, B. Finegan, D. Veintimilla, D. Bermeo, E. Murrieta, D. Delgado & D. Sheil. 2020. How forest structure varies with elevation in old growth and secondary forest in Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 469 (May), 118191. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118191>

Návar, C. J. J., y González, G. S. (2009). Diversidad, estructura y productividad de bosques templados de Durango, México. *Polibotánica*, (27) 71-87.

Návar, J. (2010). Alometría para biomasa en especies arbóreas del noroeste de México. *Trop Subtrop Agroecosyt*, 12: 507–519.

Núñez-López, D. 2015. Dinámica de la producción de biomasa por efecto de las intervenciones silvícolas aplicadas en bosques regulares del Ejido El Largo y Anexos en Chihuahua. En G. J. C. Wong, & P. F. Paz (Eds.), VI Simposio Internacional del Carbono en México. Programa Mexicano de Carbono. (p. 81). Tabasco, México: Programa Mexicano de Carbono.

Ordóñez, J. A. B. 2008. Cómo entender el manejo forestal, la captura de carbono y el pago por servicios ambientales. *Ciencias* 90: 37-42.

Ordóñez-Díaz, J. A. B., Rivera-Vázquez, R., Tapia-Medina, M. E., & Ahedo-Hernández, L. R. 2015. Contenido y captura potencial de carbono en la biomasa forestal de San Pedro Jacuaro, Michoacán. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 6 (32), 7-16.

Pamerleau-Couture É., C. Krause, D. Pothier & A. Weiskittel. 2015. Effect of three partial cutting practices on stand structure and growth of residual black spruce trees in north-eastern Quebec. *Forestry* 88: 471-483, <https://doi.org/10.1093/forestry/cpv017>

Paredes, O. A., R. R. Zárate, R. R. Laguna & A. S. Islas. 2019. Diversidad de especies arbóreas y arbustivas del ejido El Puente, Mineral del Chico, Hidalgo. Reibci. Org.

Pilli, R.; Anfodillo, T. and Carrer, M. (2006). Towards a functional and simplified allometry for estimating forest biomass. *For. Ecol. Manage.* 237 (1-3): 583-593. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.10.004>

Pimienta-de la Torre, D. D. J., Domínguez-Cabrera, G., Aguirre-Calderón, Ó., Hernández, F. J, & Jiménez-Pérez, J. (2007). Estimación de biomasa y contenido de carbono de *Pinus cooperi* Blanco, en Pueblo Nuevo, Durango. *Madera y bosques*, 13 (1), 35-46. <http://dx.doi.org/10.21829/myb.2007.1311234>

Pommerening, A. y D. Stoyan. 2006. Edge-correction needs in estimating indices of spatial forest structure. *Canadian Journal of Forest Research*, 36, 1723–1739. <https://doi.org/10.1139/x06-060>

- Powers, J. S., G. G. Vargas, T. J. Brodrigg, N. B. Schwartz, D. Pérez-Aviles, C. M. Smith-Martin, ... y J. C. Calvo-Alvarado. 2020. A catastrophic tropical drought kills hydraulically vulnerable tree species. *Glob. Change Biol.* 26 (5): 3122-3133.
- Pretzsch, H. (1998). Structural diversity as a result of silvicultural operations. *Lesnictví-Forestry*, 44 (10), 429-439.
- Pretzsch, H. 1996. Strukturvielfalt als ergebnis waldbaulichen handels. *Allgemeine Forst-und Jagdzeitung* 67 (11):213-221.
- Quiñónez Barraza, G., F. Cruz Cobos, B. Vargas Larreta & F. J. Hernández. 2012. Estimación del diámetro, altura y volumen a partir del tocón para especies forestales de Durango. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 3 (9): 23-39.
- Ramírez-Guardado, M. A. 2015. Estimación del carbono retenido en la biomasa aérea, en una selva tropical de Yucatán, México. Tesis de Maestría en Energía Renovable. Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C. Mérida, Yucatán, México. 111 p
- Rascón-Ayala, J. M., E. Alanís-Rodríguez, A. Mora-Olivo, E. Buendía-Rodríguez, L. Sánchez-Castillo & J. E. Silva-García. 2018. Differences in vegetation structure and diversity of a forest in an altitudinal gradient of the Sierra La Laguna Biosphere Reserve, Mexico. *Botanical Sciences*, 96 (4): 598-608. <https://doi.org/10.17129/botsci.1993>
- Reque, J., M. Sarasola, M. Gyenge & E. Fernández, M. 2007. Caracterización silvícola de ñirantales del norte de la Patagonia para la gestión forestal sostenible. *Bosque*, 28 (1), 33-45.
- Reyes-Cortés, L. M., J. J. Vargas-Hernández, A. Aldrete & J. A. Honorato-Salazar. 2020. Crecimiento radial y conicidad del fuste en plantaciones con aclareo de *Pinus patula* Schiede ex Schlechtendal & Chamisso. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 43 (2), 205-205. <https://doi.org/10.35196/rfm.2020.2.205>

Rodríguez Laguna, R., J. Jiménez Pérez, O. A. Aguirre Calderón & E. J. Treviño Garza. 2006. Estimación del carbono almacenado en un bosque de niebla en Tamaulipas, México. *Ciencia UANL*, 9 (2).

Rodríguez, G. 2010. Efecto de aclareos en el crecimiento de una plantación de *Pinus patula* Schl. et Cham. en Ixtlán, Oaxaca. Tesis de Doctorado, Colegio de Postgraduados. Texcoco, Estado de México, Méx.

Rodríguez, J., T. Beard, E. Bennett, G. Cumming, S. Cork, J. Agard, G. Peterson. 2006. Trade-offs across Space, Time, and Ecosystem Services. *Ecology and Society*, 11 (1), 28.

Rodríguez, R., Jiménez, J., Aguirre, O., y Jurado, E. 2007. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa aérea en especies de encino y pino en Iturbide, N.L. *Ciencia Forestal en México*, 32 (101), 39-56.

Rubio-Camacho, E. A., M. A. González-Tagle, W. Himmelsbach, D. Y. Ávila-Flores, E. Alanís-Rodríguez, y J. Jiménez-Pérez. 2017. Patrones de distribución espacial del arbolado en un bosque mixto de pino-encino del noreste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88 (1), 113-121. doi: 10.1016/j.rmb.2017.01.015

Ruiz, M. A., García, S. L. & Martínez, O. E. 2020. Desarrollo sustentable y gestión Integral del aprovechamiento forestal y ecoturística para la conservación de la biodiversidad en los municipios de Ixtlán de Juárez y Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca.

Ruiz-Aquino, F., Valdez-Hernández, J. I., Manzano-Méndez, F., Rodríguez-Ortiz, G., Romero-Manzanares, A., & Fuentes-López, M. E. 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*. Ed. Limusa. México, D.F., México. 432 pp.

Salazar, L., J. Homeier, M. Kessler, S. Abrahamczyk, M. Lehnert, T. Krömer & J. Kluge. 2015. Patrones de diversidad de helechos a lo largo de gradientes de elevación en los bosques tropicales andinos. *Plant Ecol Divers.* 8: 13–24.

Saldaña, A. 2013. Relación entre riqueza de especies y diversidad funcional de atributos foliares en dos ensamblajes de especies siempreverdes de un bosque templado lluvioso. *Gayana. Botánica*, 70 (2): 177-187. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432013000200001>

Santiago-Pérez, A. L., Ayón-Escobedo, A., Rosas-Espinoza, V. C., Rodríguez-Zaragoza, F. A., & Toledo-González, S. L. (2014). Structure of the temperate gallery forest in sierra de Quila, Jalisco. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 5 (24), 144-159.

Saravanan, S., K. Ravichandran, A. Balasubramanian & K. Paneerselvam. 2013. Structure and floristic composition of tree diversity in Andaman tropical evergreen forest of middle Andaman, India. *Indian Journal of Forestry* 36 (2):167-171.

Secretaría de Recursos Naturales y Medio Ambiente (SRNyMA). 2016. Programa Estratégico Forestal 2030. Gobierno del Estado de Durango. Durango, Dgo., México. 200 p.

Seppelt, R., C. F. Dormann, F. V. Eppink, S. Lautenbach & J. S. Schmidt. 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, 48: 630-636.

Siles, G. P., T. A. Patricia, F. A. Rugama, L. Alaniz & W. O. González. 2017. Composición florística, estructura y biomasa de los bosques de Pino-Encino en la reserva Santa Rosa, Tisey, Estelí, Nicaragua. *Revista de Biología Tropical*, 65 (2): 763–776. <https://doi.org/10.15517/rbt.v65i2.22928>

Silva-Arredondo, F. M., y Návar-Cháidez, J. D. J. 2009. Estimación de factores de expansión de carbono en comunidades forestales templadas del norte de Durango, México. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 15 (2), 155-160.

Silva-García, J. E., O. A. Aguirre-Calderón, E. Alanís-Rodríguez, & M. A. González-Tagle. 2018. Ecuaciones de volumen para *Prosopis articulata* S. Watson y *Lysiloma divaricata* (Jacq.) JF Macbr. en el noroeste de México. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 9 (50), 415-438. <http://dx.doi.org/10.29298/rmcf.v9i50.261>

Silva-González, E. 2018. Efecto de tratamientos silvícolas en la diversidad estructural de bosques templados en Durango, México (Tesis de Maestría). Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, Nuevo León.

Solís-Moreno, R., O. A. Aguirre-Calderón, E. J. Treviño-Garza, J. Jiménez-Pérez, E. Jurado-Ybarra y J. Corral-Rivas. 2006. Efecto de dos tratamientos silvícolas en la estructura de ecosistemas forestales en Durango, México. *Madera y Bosques* 12 (2): 49-64. <https://doi.org/10.21829/myb.2006.1221242>

Soriano, M.A., Ángeles, G, Martínez, T., Plascencia, F.O., Razo, R., 2015. Estimación de biomasa aérea por componente estructural en Zacualtipán, Hidalgo, México. *Agrociencia*, 49 (4), 423-438

Tilman, D. 2001. Functional diversity. In: S.A. Levin (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity* (Vol. 3), pp. 109-120, Academic Press.

Torras, O., A. Gil-Tena & S. Saura 2012. Changes in biodiversity indicators in managed and unmanaged forest in NE Spain. *J. For. Res.* 17, 19-29. <https://doi.org/10.1007/s10310-011-0269-2>.

Torres-Rojo, J. M. 2004. Estudio de tendencias y perspectivas del Sector Forestal en América Latina. Documento de Trabajo. Informe Nacional México.

Treviño, G. E. J., C. Cavazos, C., O. A. Aguirre. 2001. Distribución y estructura de los bosques de galería en dos ríos del centro de Nuevo León. *Madera y Bosques*, 7 (1), 13-25 pp. <https://doi.org/10.21829/myb.2001.711315>

Ugarte-Guerra, L. J. y G. Domínguez-Torrejón. 2010. Índice de sitio (IS) de *Calycophyllum spruceanum* Benth. en la relación con la altura dominante del

rodal en ensayos de plantación en la cuenca del Aguaytía, Ucayali, Perú. *Ecología Aplicada* 9 (2): 101-111.

Vallejo, M. I. 2009. Cambios a corto plazo en los patrones de distribución espacial de nueve especies de plantas comunes en un bosque nublado al sur-occidente de Colombia. *Caldasia* 31(1):77-98.

Vargas-Larreta, B., J. J. Corral-Rivas, O. A. Aguirre-Calderón, J. O. López-Martínez, H. M. de Los Santos Posadas, F. J. Zamudio-Sánchez... y C. G. Aguirre-Calderón. 2017. SiBiFor: Sistema biométrico forestal para el manejo forestal en México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 23 (3): 437-455. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2017.06.040>

Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21:213-251.

Wilcox, R. R. 2005. *Introduction to robust estimation and hypothesis testing*. San Diego, CA: Elsevier Inc.

Zar, J. H. 2010. *Biostatistical Analysis*. New Jersey: Prentice Hall. ISBN-13: 978-0321656865

Zarco-Espinoza, V. M., J. L. Valdez-Hernández, G. Ángeles-Pérez y O. Castillo Acosta. 2010. Estructura y diversidad de la vegetación arbórea del Parque Estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. *Universidad y Ciencia* 26 (1): 1-17.