

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO  
DIVISIÓN DE AGRONOMÍA  
DEPARTAMENTO FORESTAL



Diversidad De Especies Leñosas Asociadas A *Picea mexicana* Martínez En Dos Poblaciones Del Noreste De México, Para Tres Años De Evaluación

Por:

**ROBERTO CARLOS VÁZQUEZ GARCÍA**

TESIS

Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

**INGENIERO FORESTAL**

Saltillo, Coahuila, México

Diciembre, 2021

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO  
DIVISIÓN DE AGRONOMÍA  
DEPARTAMENTO FORESTAL

Diversidad De Especies Leñosas Asociadas A *Picea mexicana* Martínez En Dos Poblaciones Del Noreste De México, Para Tres Años De Evaluación

Por:

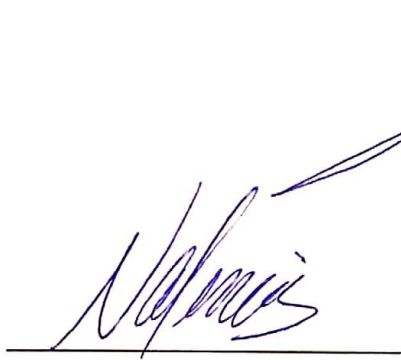
**ROBERTO CARLOS VÁZQUEZ GARCÍA**

TESIS

Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

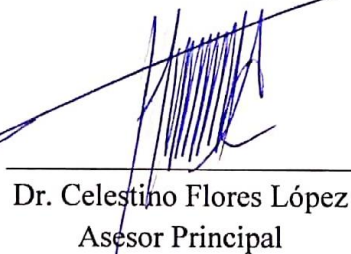
**INGENIERO FORESTAL**

Aprobada por el Comité de Asesoría:




M.C. Salvador Valencia Manzo

Coasesor



---

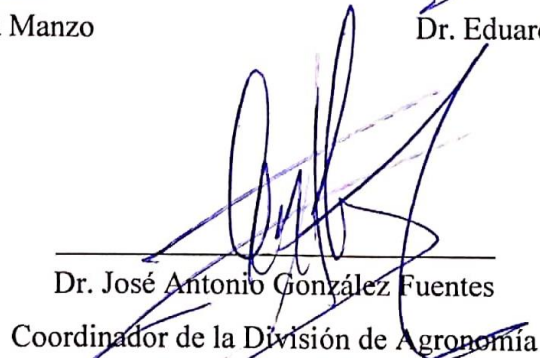
Dr. Celestino Flores López  
Asesor Principal



---

Dr. Eduardo Alberto Lara Reimers

Coasesor



---

Dr. José Antonio González Fuentes  
Coordinador de la División de Agronomía



Saltillo, Coahuila, México

Diciembre, 2021

## **Declaración de no plagio**

El autor quien es el responsable directo, jura bajo protesta de decir verdad que no se incurrió en plagio o conducta académica incorrecta en los siguientes aspectos:

Reproducción de fragmentos o textos sin citar la fuente o autor original (corta y pega); reproducir un texto propio publicado anteriormente sin hacer referencia al documento original (auto plagio); comprar, robar o pedir prestados los datos o la tesis para presentarla como propia; omitir referencias bibliográficas o citar textualmente sin usar comillas; utilizar ideas o razonamientos de un autor sin citarlo; utilizar material digital como imágenes, videos, ilustraciones, gráficas, mapas o datos sin citar al autor original y/o fuente, así mismo tengo conocimiento de que cualquier uso distinto de estos materiales como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por las autoridades correspondientes.

Por lo anterior me responsabilizo de las consecuencias de cualquier tipo de plagio en caso de existir y declaro que este trabajo es original.

Pasante

---

Roberto Carlos Vázquez García

Esta tesis ha sido apoyada por el proyecto de Investigación de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro con clave No. 38-111-425103001-2173, proyecto que pertenece al Departamento Forestal, a cargo del Profesor investigador Dr. Celestino Flores López.

## Dedicatoria

A mis padres, Flor y Nelda García López y Berzain Vázquez Rodríguez por apoyarme incondicionalmente en mi proceso académico, siempre teniendo en cuenta sus consejos y orientaciones para ser una persona de bien, muchos de mis logros se los debo a ustedes, gracias por todo el amor brindado y por ser mi mejor ejemplo de superación.

A mi hermano Alexis Vázquez García con quien sigo compartiendo momentos desde la infancia, y por ser la persona con quien más puedo contar en momentos felices y tristes.

A la Lic. Yesenia López Aguilar por su acompañamiento en todo momento, además de la motivación y apoyo hasta donde te era posible.

A mi familia en general que siempre me han forjado a prepararme como persona mediante sus consejos. Muchas gracias.

## Agradecimientos

A mi *Alma Terra Mater* por darme la inmensa oportunidad de prepararme profesionalmente dentro de sus aulas.

Agradezco al Dr. Celestino Flores López por permitir ser mi asesor principal y por su orientación en cada etapa de esta tesis. Muchas gracias.

Al M.C. Salvador Valencia Manzo y al Dr. Eduardo Alberto Lara Reimers por formar parte del comité de asesoría, además de brindarme su confianza y parte de su tiempo para el desarrollo de este trabajo.

A compañeros de la carrera que apoyaron en el proceso del trabajo en campo: Amador Silverio Martínez Reyes, Ing. Jonatan Sánchez Torres e Ing. Jesús Pérez Díaz.

A mis amigos de clase quienes me dieron su confianza y que puedo contar: Amador Silverio Martínez Reyes, Eric Berteli Santizo Morales, Gil Solís Ruíz, Hanniel Serafías López López, Marco Antonio Vera Méndez, Víctor Manuel Lira Moreno, con quienes compartí momentos dentro y fuera de las aulas.

## ÍNDICE DE CONTENIDO

	Página
ÍNDICE DE CUADROS .....	IX
ÍNDICE DE FIGURAS .....	X
RESUMEN .....	XI
ABSTRACT.....	XII
1. INTRODUCCIÓN .....	1
1.1. Objetivos .....	4
1.2. Hipótesis.....	4
2. REVISIÓN DE LITERATURA .....	6
2.1. <i>Picea mexicana</i> .....	6
2.1.1. Descripción y taxonomía.....	6
2.1.2. Ecología y distribución.....	7
2.1.3. Importancia.....	8
2.2. Diversidad de especies .....	9
2.2.1. Conceptos .....	9
2.2.2. Tipos de diversidad.....	11
2.2.3. Cambio de la diversidad en el tiempo .....	14
2.2.4. Índices de diversidad y estudios relacionados.....	16
2.2.5. Índices de diversidad a utilizar .....	20
3. MATERIALES Y MÉTODOS .....	21
3.1. Ubicación geográfica de las poblaciones y aspectos ecológicos de <i>Picea mexicana</i> .....	21
3.1.1. Ubicación geográfica.....	21
3.1.2. Aspectos ecológicos .....	23
3.2. Establecimiento de sitios permanentes.....	24
3.2.1. Tercera evaluación en los sitios permanentes .....	25
3.2.2. Consideraciones para el cálculo de los índices de diversidad .....	26
3.3. Estimación de la curva de acumulación de especies, esfuerzo de muestreo y calidad de inventario .....	26
3.4. Descripción de los índices para la evaluación de la diversidad de especies .....	28

3.4.1. Índices para la determinación de la diversidad alfa.....	28
3.4.2. Índices para la determinación de la diversidad beta.....	31
3.5. Comparación estadística de los índices de diversidad .....	33
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	35
4.1. Curvas de acumulación de especies, esfuerzo de muestreo y calidad de inventario.....	35
4.2. Riqueza específica.....	39
4.3. Índices de diversidad de estructura .....	44
4.3.1. Índices de dominancia .....	44
4.3.2. Índices de equidad .....	46
4.4. Índices de similitud para evaluación de la diversidad beta .....	50
4.4.1. Índices de similitud cualitativos .....	50
4.4.2. Índice de similitud cuantitativo .....	52
5. CONCLUSIONES .....	54
6. RECOMENDACIONES.....	55
7. LITERATURA CITADA .....	56
8. ANEXOS .....	70



## ÍNDICE DE CUADROS

	Página
Cuadro 1. Ubicación de las poblaciones de <i>Picea mexicana</i> Martínez en el estado de Coahuila. ....	21
Cuadro 2. Aspectos ecológicos de las poblaciones de <i>Picea mexicana</i> . ....	23
Cuadro 3. Calidad de inventario de las dos poblaciones evaluadas. ....	38
Cuadro 4. Número de sitios óptimos para el registro del 95% de las especies en las poblaciones La Marta y El Coahuilón en los tres años de evaluación. ....	38
Cuadro 5. Número y porcentaje de individuos estimados por especie en las dos poblaciones evaluadas durante los tres años de evaluación. ....	41
Cuadro 6. Comparación de medias para los índices de riqueza de especies. ....	42
Cuadro 7. Comparación de medias para los índices de dominancia. ....	45
Cuadro 8. Comparación de medias para los índices de equidad. ....	47
Cuadro 9. Coeficientes de similitud de Jaccard para las poblaciones La Marta y El Coahuilón. ....	50
Cuadro 10. Coeficientes de similitud de Sorensen para las poblaciones La Marta y El Coahuilón. ....	51
Cuadro 11. Coeficientes de similitud de Morisita-Horn para las poblaciones La Marta y El Coahuilón. ....	52

## ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Ubicación geográfica de las poblaciones de <i>Picea mexicana</i> Martínez.....	22
Figura 2. Curva de acumulación de especies ajustada con la Ecuación de Clench para la primera evaluación del año 2008 en las poblaciones de La Marta y El Coahuilón. ....	36
Figura 3. Curva de acumulación de especies ajustada con la Ecuación de Clench para la segunda evaluación de los años 2012 y 2013 en las poblaciones La Marta y El Coahuilón. ....	36
Figura 4. Curva de acumulación de especies ajustada con la Ecuación de Clench para la tercera evaluación del año 2019 en las poblaciones de La Marta y El Coahuilón. ....	37

## RESUMEN

La presente investigación de diversidad se llevó a cabo en un bosque subalpino en dos poblaciones naturales de *Picea mexicana* Martínez en la Sierra Madre Oriental en el noreste de México, específicamente en Sierra La Marta y Sierra El Coahuilón en el municipio de Arteaga, Coahuila, en altitudes superiores a los 3,000 m. Actualmente las poblaciones de *Picea mexicana* son relictuales, con poca distribución geográfica y con poblaciones relativamente pequeñas. El trabajo en campo consistió en la reevaluación de los seis sitios permanentes de forma concéntrica de 1,000 m<sup>2</sup>, 400 m<sup>2</sup> y 80 m<sup>2</sup> en cada población. Se incluyeron los individuos de las especies arbóreas presentes en las tres superficies evaluadas para el cálculo de los índices de diversidad. Se calcularon los índices de diversidad alfa: Riqueza de especies, Margalef ( $D_{mg}$ ), Menhinick ( $D_{MN}$ ), dominancia de Simpson ( $\lambda$ ), McIntosh ( $D$ ), equidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ), Pielou ( $J$ ) y Equidad de Hill ( $E'$ ); para diversidad beta: índices de similitud cualitativos de Jaccard ( $I_J$ ) y Sorensen ( $I_S$ ) e índice de similitud cuantitativo de Morisita-Horn ( $I_{M-H}$ ). Se determinó las diferencias en las tres evaluaciones para los índices de diversidad alfa mediante la prueba estadística de Friedman. Además de estimar la calidad de inventario durante las tres evaluaciones en ambas poblaciones. Para la diversidad alfa, se obtuvo para la población La Marta valores de riqueza específica de 8, 7, y 7 especies en la primera, segunda y tercera evaluación respectivamente, valores de  $D_{mg}=0.5066$  a  $0.6690$  y  $D_{MN}=0.2705$  a  $0.3331$ , para estructura valores de  $\lambda=0.4631$  a  $0.5102$ ,  $D=0.3171$  a  $0.3539$ ,  $H'=0.9340$  a  $1.0157$ ,  $J=0.6493$  a  $0.6971$  y  $E'=0.8062$  a  $0.8327$  y para El Coahuilón una riqueza específica de 4, 4, y 3 especies para la primera, segunda y tercera evaluación, valores de  $D_{mg}=0.2702$  a  $0.4609$ ,  $D_{MN}=0.2070$  a  $0.4530$ , para estructura valores de  $\lambda=0.5807$  a  $0.6668$ ,  $D=0.2091$  a  $0.4545$ ,  $H'=0.5065$  a  $0.6381$ ,  $J=0.5543$  a  $0.7202$  y  $E'=0.9302$  a  $0.9520$ . Además de la diversidad beta, presentando valores de similitud entre poblaciones de  $I_J=50$  a  $57.14\%$ ,  $I_S=60$  a  $72.73\%$  y  $I_{M-H}=19.36$  a  $27.98\%$ . La prueba estadística determinó diferencias significativas ( $p<0.05$ ) en el índice de equidad de Shannon-Wiener para la población El Coahuilón en la primera evaluación respecto a las dos posteriores, asociando los cambios con factores de cambio climático, endogamia, pastoreo e incendios que inciden en la abundancia de individuos.

Palabras clave: subalpino, cambio climático, riqueza de especies, estructura, similitud.

## ABSTRACT

The present research on diversity and structure was carried out in a subalpine forest in two natural populations of *Picea mexicana* Martínez in the Sierra Madre Oriental in northeastern Mexico, specifically in the Sierra La Marta and Sierra El Coahuilón in the municipality of Arteaga, Coahuila, at altitudes above 3,000 m. Currently, the populations of *Picea mexicana* are relictual, with little geographic distribution and with relatively small populations. The field work consisted of re-evaluating the six concentric permanent sites of 1,000 m<sup>2</sup>, 400 m<sup>2</sup> and 80 m<sup>2</sup> in each population. The individuals of the tree species present in the three areas evaluated were included for the calculation of the indices of diversity. The alpha diversity indices were calculated: Species richness, Margalef ( $D_{mg}$ ), Menhinick ( $D_{MN}$ ), Simpson dominance ( $\lambda$ ), McIntosh ( $D$ ), Shannon-Wiener equity ( $H'$ ), Pielou ( $J$ ) and Equity Hill's ( $E'$ ); for beta diversity: qualitative similarity indices of Jaccard ( $I_J$ ) and Sorensen ( $I_S$ ) and quantitative similarity index of Morisita-Horn ( $I_{M-H}$ ). Differences in the three evaluations for alpha diversity indices were determined using Friedman's statistical test. In addition to estimating the inventory quality during the three evaluations in both populations. For alpha diversity, specific richness values of 8, 7, and 7 species were obtained for the La Marta population in the first, second and third evaluation respectively, values of  $D_{mg}=0.5066$  to  $0.6690$  and  $D_{MN}=0.2705$  to  $0.3331$ , for structure values of  $\lambda=0.4631$  to  $0.5102$ ,  $D=0.3171$  to  $0.3539$ ,  $H'=0.9340$  to  $1.0157$ ,  $J=0.6493$  to  $0.6971$  and  $E'=0.8062$  to  $0.8327$  and for El Coahuilón a specific richness of 4, 4, and 3 species with respect to the first, second and third evaluation, values of  $D_{Mg}=0.2702$  to  $0.4609$ ,  $D_{MN}=0.2070$  to  $0.4530$ , for structure values of  $\lambda=0.5807$  to  $0.6668$ ,  $D=0.2091$  to  $0.4545$ ,  $H'=0.5065$  to  $0.6381$ ,  $J=0.5543$  to  $0.7202$  and  $E'=0.9302$  to  $0.9520$ . In addition to beta diversity, presenting similarity values between populations of  $I_J=50$  to  $57.14\%$ ,  $I_S=60$  to  $72.73\%$  and  $I_{M-H}=19.36$  to  $27.98\%$ . The statistical test determined significant differences ( $p<0.05$ ) in the Shannon-Wiener equity index for the El Coahuilón population in the first evaluation compared to the subsequent two, associating the changes with factors of climate change, inbreeding, grazing and fires that affect the abundance of individuals.

Key words: subalpine, climate change, species richness, structure, similarity.

## 1. INTRODUCCIÓN

La biodiversidad, en términos de materia forestal alberga una inmensa cantidad de especies forestales maderables y no maderables en las diferentes regiones geográficas, por lo que es importante conocer los bienes y servicios que proporcionan, por lo tanto, en los ecosistemas destinados a manejo se deben de tomar decisiones y fomentar actividades relacionadas con las interacciones ecológicas, económicas y sociales en las áreas elegibles destinadas a aprovechamiento y conservación de los recursos de forma ordenada (Aguirre-Calderón, 2015).

A través de los diferentes ecosistemas se obtienen servicios para la subsistencia, estos servicios se agrupan en servicios de soporte, regulación, provisión o suministro y culturales. Por la amplitud de los servicios que ofrecen los ecosistemas resulta indispensable su conservación para la sustentabilidad de generaciones futuras a nivel local, regional, nacional y global (SEMARNAT, 2018).

Sin embargo, la biodiversidad, en los diferentes ecosistemas, actualmente se encuentran amenazados por varios procesos, la mayoría antropogénicos, que transforman el ecosistema, entre ellos destacan la pérdida y fragmentación de los hábitats, especies invasoras, contaminación ambiental y cambio climático, que afecta la dinámica de los ecosistemas (distribución y abundancia) y la explotación inmoderada causada por actividades antropogénicas, que en su mayoría ocasionan la destrucción de los ecosistemas (Plascencia *et al.*, 2011).

Debido a los cambios que presentan los ecosistemas, tienden a desarrollar diferentes capacidades de recuperación, siendo el cambio climático el factor más difícil de afrontar, lo que provoca en su mayoría el desplazamiento y reducción de las especies. De esta manera,

los diferentes ecosistemas han desarrollado estrategias de recuperación, como la resiliencia, la cual depende de la cantidad de cambios que el ecosistema puede soportar, nivel de autorregulación del ecosistema y la capacidad del ecosistema para innovar y adaptarse ante las perturbaciones y sobre todo la cantidad de especies, es decir, mientras mayor sea en número de especies, gremios e interacciones, las comunidades mantendrán su estructura ecológica (Mora-Donjuán y Alanís-Rodríguez, 2016; CONABIO, 2018).

La conservación de la biodiversidad es fundamental para la supervivencia de la población en general por los bienes básicos que estos generan, por este motivo Corral-Rivas *et al.* (2013) señalan que es fundamental conocer el estado en que se encuentran los bosques para la conservación y el uso adecuado de la biodiversidad, de la misma manera el monitoreo de las dinámicas de crecimiento, rendimiento y producción a través del establecimiento, seguimiento y evaluación de sitios permanentes que posibilitan medir los cambios ambientales, ecológicos, económicos, sociales y culturales, lo cual a su vez permiten el desarrollo eficiente de herramientas silvícolas para el manejo sustentable de los ecosistemas forestales.

De tal manera, es importante y esencial el proceso de cuantificación de la biodiversidad mediante índices que permitan reflejar la riqueza de las especies de los ecosistemas con la finalidad de conocer su dinámica y cambios a través del tiempo. De esta forma, la biodiversidad puede ser medible tomando en cuenta rasgos principales como la riqueza, haciendo referencia al número de especies (nivel específico) o del número de hábitats (nivel ecosistémico); la abundancia relativa que se refiere a la incidencia relativa de cada uno de los componentes en relación de los demás; y la diferenciación, relacionado con el grado taxonómico o funcional de los elementos (Ramírez y Hernández, 2007).

En la actualidad existen métodos que permiten evaluar el estado ecológico en que se encuentra la biodiversidad, estos métodos de evaluación permiten conocer el estado de las especies presentes en los ecosistemas, de modo que, la evaluación de la diversidad se clasifica en diversidad alfa (representada por  $\alpha$ ) que hace énfasis a la riqueza de especies de un sitio o de una comunidad específica; diversidad beta (representada por  $\beta$ ) asociado con el grado de

diferenciación entre comunidades en un paisaje; y diversidad gamma (representada por  $\gamma$ ) enfocado a la diversidad de especies de comunidades, es decir, es el resultado de la diversidad alfa y la diversidad beta (Calderón-Patrón *et al.*, 2012).

Las categorías de diversidad (alfa, beta y gamma) son importantes determinarlas para poblaciones arbóreas, especialmente en especies forestales consideradas endémicas y relictas, donde las poblaciones son reducidas, como en el caso de los bosques con vegetación subalpina y alpina que están más sujetos a modificarse por procesos de cambio climático principalmente, la evaluación de estas poblaciones permitirá determinar la alteración que han sufrido a través del tiempo, siendo así una estrategia de monitoreo, lo que permitirá conocer en tiempo y forma el cambio que han tenido las diferentes especies en relación a su estructura ecológica (Mendoza-Maya *et al.*, 2015).

Dentro de la vegetación subalpina se encuentra *Picea mexicana* en poblaciones relativamente pequeñas, misma que se encuentra bajo un estatus en peligro de extinción (P) como lo indica la NOM-059-SEMARNAT-2010, asimismo es una especie propensa a desaparecer por motivos de cambio climático sobre su hábitat (Ledig *et al.*, 2010).

Debido al status en que se encuentran *Picea mexicana*, es necesario el desarrollo de planes de manejo dentro y fuera de los sitios que permitan mantener las poblaciones, dado que estas especies son consideradas raras y relictas de la última glaciación con una distribución muy particular, situadas en la categoría de riesgo en peligro de extinción (SEMARNAT, 2010).

De este modo, para el caso de la conservación *in situ* de las poblaciones de *Picea mexicana* destacan estrategias como la implantación de unidades de manejo y la integración de las poblaciones en áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad impulsadas por entidades gubernamentales (CONABIO; <https://www.gob.mx/conabio>, CONAFOR; <https://www.gob.mx/conafor>) y para el caso *ex situ* el establecimiento de nuevas poblaciones en sitios que mantengan condiciones ambientales favorables y que dispongan de una diversidad genética amplia (Mendoza-Maya *et al.*, 2015).

## 1.1. Objetivos

Objetivo general:

- Evaluar la diversidad alfa y beta de especies leñosas asociadas a *Picea mexicana* en dos poblaciones del Noreste de México ubicados en la Sierra Madre Oriental en tres años de evaluación.

Objetivos específicos:

- Estimar el esfuerzo de muestreo mediante la función de acumulación de especies con la Ecuación de Clench y calidad de inventario para las dos poblaciones de *Picea mexicana*, evaluados en La Marta, en los años 2008, 2012 y 2019, y para El Coahuilón en los años 2008, 2013 y 2019.
- Determinar la riqueza de especies empleando los Índices de Margalef ( $D_{Mg}$ ), Riqueza Específica (S), Menhinick para los tres años de evaluación de La Marta, en los años 2008, 2012 y 2019, y para El Coahuilón en los años 2008, 2013 y 2019.
- Calcular y comparar los índices de diversidad de estructura de especies mediante índices de dominancia de Simpson y McIntosh, e índices de equidad mediante los índices de Shannon-Wiener, Equidad de Pielou y Equidad de Hill en los tres años de evaluación de La Marta, en los años 2008, 2012 y 2019, y en El Coahuilón en los años 2008, 2013 y 2019.
- Determinar los índices cualitativos de los coeficientes de similitud de Jaccard y de Sorensen e índice cuantitativo de Morisita-Horn en los tres años de evaluación de La Marta, en los años 2008, 2012 y 2019, y El Coahuilón en los años 2008, 2013 y 2019.

## 1.2. Hipótesis

Ho: Los índices de riqueza específica en las tres evaluaciones son iguales en ambas poblaciones.

Ha: Los índices de riqueza específica en las tres evaluaciones son diferentes en ambas poblaciones.



Ho: Los índices de dominancia y equidad son iguales en las tres evaluaciones en ambas poblaciones.

Ha: Los índices de dominancia y equidad son diferentes en las tres evaluaciones en ambas poblaciones.

Ho: Los índices cualitativos y cuantitativos de la diversidad beta son iguales en las tres evaluaciones de las dos poblaciones.

Ha: Los índices cualitativos y cuantitativos de la diversidad beta son diferentes en las tres evaluaciones de las dos poblaciones.

## 2. REVISIÓN DE LITERATURA

### 2.1. *Picea mexicana*

#### 2.1.1. Descripción y taxonomía

*Picea mexicana*, a partir de su descripción taxonómica tuvo varias comparaciones en relación a otras especies del mismo género, dichas comparaciones se realizaron junto con *Picea engelmannii* Parry y *Picea pungens* Engelm por Martínez (1961), concluyendo que las tres especies eran diferentes, determinándola como una nueva especie. Sin embargo, Taylor y Patterson (1980), examinaron las comparaciones realizadas por Martínez (1961) y con base en estudios químicos y morfológicos, concluyen que *Picea mexicana* es una variedad de *P. engelmannii*, por lo que la especie pasaría a un estatus varietal, por esta razón la renombraron como *Picea engelmannii* Parry var. *mexicana* (Martínez). Poco después se realizaron estudios izoenzimáticos, DNA y comparación de los cloroplastos con más especies del género *Picea*, mencionando a *Picea chihuahuana* Martínez, *P. martinezii* Patterson, *P. mexicana*, *P. breweriana* S. Watson, *P. engelmannii* y *P. pungens*, dicha evaluación arrojó diferencias significativas en cada una de las especies analizadas, asegurando nuevamente las diferencias entre *Picea mexicana* y *Picea engelmannii*, catalogada nuevamente como una especie diferente, debido a la formación de grupos distintos (Ledig *et al.*, 2004).

*Picea mexicana* es un árbol con alturas entre 15 y 25 m, monopódico, su corteza color gris a gris-café claro, presencia de escamas conforme a la edad, copa cónica con ramas horizontales o levantadas y con ramas laterales alrededor, regularmente con ramillas colgantes, el color de las ramillas nuevas presenta coloración amarillenta, son glabras, presencia de yemas resinosas, acículas verde-azulosas, cerosas con longitudes aproximadas de 3.5 a 4 cm y de 1

a 1.2 mm de ancho, de forma cuadrada, espinosa, igual de ancho que de alto, presencia de conos femeninos de 5 a 6 cm de largo, color verde antes de la maduración y de color café-amarillento al madurar, las escamas son en forma de diamante, el ápice presenta ligeramente una parte dentada, escamas delgadas y flexibles, con presencia de semillas aladas de 3 a 4 mm de largo, con alas de 6 a 10 mm de largo (Estrada *et al.*, 2014).

### 2.1.2. Ecología y distribución

Los bosques de *Picea* presentan poblaciones reducidas y solamente se conocen en el norte de México, esta especie se presenta junto a otros géneros, principalmente con *Pinus*, *Pseudotsuga* y *Abies* (Rzedowski, 2006).

Las poblaciones de *Picea mexicana* son consideradas relictas debido a su estado de retrogresión se sitúan únicamente en las partes de mayor elevación de la Sierra Madre Oriental y la Sierra Madre Occidental en el norte de México, cabe mencionar que las poblaciones de *Picea* se han visto modificadas a través del paso de los años, sin embargo, esta especie se ha visto restringida en la zona subalpina, ubicada en un rango altitudinal entre los 3,350 y 3,550 msnm. Por su poca distribución esta especie cuenta con solamente tres poblaciones conocidas con un total de 48, 527 individuos (Flores-López *et al.*, 2005).

La situación de la especie ha despertado el interés de conocer la supervivencia de la misma, es por eso que se han realizado proyecciones climáticas las cuales han arrojado resultados poco favorables a la especie, planteando que en el año 2030 se encontrará en un estado bastante drástico y para el año 2060 existe la posibilidad de extinguirse completamente, sin embargo, existe la parte positiva para la población, reapareciendo en varios sitios ubicados en el Eje Neovolcánico Transversal ubicados a más de 700 km de su población actual (Ledig *et al.*, 2010).

En la actualidad se conocen tres poblaciones de *Picea mexicana* en el norte de México, dos poblaciones ubicadas en las cumbres de la Sierra Madre Oriental, en la Sierra La Marta y

Sierra El Coahuilón y una tercera población ubicada en el Cerro Mohinora de la Sierra Madre Occidental en el estado de Chihuahua (Ledig *et al.*, 2000).

### 2.1.3. Importancia

El género *Picea* representa un elemento relictual que sólo se presenta en los sistemas montañosos del norte de México, las condiciones ambientales han restringido su distribución a través del paso del tiempo en áreas poco extensas (González *et al.*, 2006). Entre estos géneros se encuentra *Picea mexicana* con pocas poblaciones considerándola endémica.

Las poblaciones restringidas que tiene *Picea mexicana*, a través del tiempo ha tenido cambios estructurales a nivel poblacional, estos cambios, en la mayoría de los ecosistemas está dado por la alteración en los diferentes sistemas naturales, debido a actividades antrópicas, esto ha orillado a la búsqueda de estrategias para medir el estado de conservación de la biodiversidad, por lo cual es necesario desarrollar acciones de solución (Baena *et al.*, 2008; Isasi-Catalá, 2010).

Por consiguiente, el monitoreo de las poblaciones de *Picea mexicana* permitirá conocer los factores que afectan a la especie y de esta forma implementar alternativas de solución que permitan desarrollar planes y proyectos de recuperación, tal como lo marca el Método de Evaluación de Riesgo (MER) de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (Sánchez *et al.*, 2007).

Por otra parte, Flores-López (2014) en su investigación “Líneas para la conservación de los recursos genéticos de *Picea mexicana* Martínez y *Picea martinezii* T. F. Patterson”, menciona las principales líneas de conservación para esta especie, mencionando: a) Conservación de las poblaciones; b) Difusión, educación, capacitación y la participación social; y c) Organización comunitaria, propuestas de forma específica para la conservación de *Picea mexicana*, mediante la combinación de los métodos *in situ* y *quasi in situ*, el censo de las poblaciones en sus diferentes etapas reproductivas para conocer la dinámica de la regeneración, la conservación de germoplasma y además del monitoreo de los indicadores reproductivos.

También cabe señalar que los estudios relacionados a *Picea mexicana* son escasos, debido a esto, surge la importancia de conocer el estado ecológico de las poblaciones basándose en índices que permitan identificar los cambios significativos que han tenido estas poblaciones a través del tiempo.

## **2.2. Diversidad de especies**

### 2.2.1. Conceptos

El concepto de la biodiversidad es fundamental para la ecología, permitiendo estudiar los ecosistemas de forma particular, por lo cual, en la actualidad se han propuesto índices a diferentes escalas de la diversidad que permiten conocer cuantitativamente los ecosistemas (Daly *et al.*, 2018).

Por consiguiente, es necesario tener en cuenta todos los niveles de la biodiversidad, como son genes, especies, poblaciones y ecosistemas, para tener una perspectiva de las especies presentes y sus cambios con la finalidad de conservar la integridad de los ecosistemas y tomar alternativas para el control de las tasas de extinción (MMA *et al.*, 2016).

Por eso, actualmente la biodiversidad se puede catalogar en tres niveles específicos (Imaz, 2010):

- Ecosistemas: Refiriéndose a la variedad existente en selvas, bosques, desiertos, manglares, tundras, arrecifes, costas, lagunas, ríos etc.
- Especies: Organismos que comparten características particulares.
- Variación dentro de especies: Basándose en las diferencias genéticas existentes entre los organismos de la misma especie.

La diversidad es un concepto que se puede asociar a muchas disciplinas, siendo una definición fundamental para la biología, sobre todo en la parte de la genética y teorías de evolución; sin embargo, la diversidad se asocia a los términos de riqueza de especies en una comunidad, pareciendo un término sencillo y fácil de comprender, pero es necesario entender

que la medición de la biodiversidad se debe de contar con la precisión necesaria del número de especies presentes en las comunidades ricas (Jost, 2018).

Mientras que la biodiversidad es definida por la Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente como “La variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otros, los ecosistemas terrestres, marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas” (LGEEPA, 2021).

La biodiversidad contiene una definición tan compleja que debe de entenderse en su totalidad para que sea valorado de la manera más completa, ya que sin duda la diversidad presente en los diferentes ecosistemas aporta innumerables servicios que son indispensables para la subsistencia de la flora y fauna que interactúan en el mismo entorno ecológico, por esta razón surge la necesidad de mantener el equilibrio de las comunidades biológicas en la parte ambiental, económica y social que servirán de base de regulación para evitar su deterioro constante (CONABIO, 2000; Pujol, 2007).

La biodiversidad es reconocida universalmente por el Convenio de Diversidad Biológica (CDB, 1992), teniendo como objetivos principales la conservación de la diversidad biológica, la utilización sostenible de los diferentes componentes y la participación justa y equitativa de los beneficios derivados de los recursos genéticos. Para que estos objetivos se cumplan, la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) coordina las Estrategias Estatales sobre Biodiversidad desarrollado con gobiernos estatales y representantes de diversos sectores de la sociedad en relación con la implementación de acciones dirigidas a la conservación y el uso sustentable de la diversidad mediante la Estrategia Nacional sobre Biodiversidad en México y Plan de Acción 2016-2030 (ENBioMex), documento guía que consiste en la identificación de los elementos más importantes para conocer, conservar, restaurar y manejar sustentablemente la biodiversidad así como también los servicios que proveen a corto, mediano y largo plazo, es por ello que el cumplimiento de los ejes estratégicos, líneas de acción y de las acciones establecidos en la

ENBioMex depende principalmente de la participación activa de los diferentes gobiernos subnacionales y locales (CONABIO, 2018).

Así mismo, el Convenio de la Diversidad Biológica reconoce que la conservación es interés que vincula a toda la humanidad y forma parte fundamental de las futuras propuestas para el desarrollo sustentable, por ese motivo se necesita de normatividad adecuada para ejercer proyectos que repercutan en la modificación del entorno natural, tal como se ha estado evaluando de acuerdo al artículo 28 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) (Ahumada *et al.*, 2012).

### 2.2.2. Tipos de diversidad

El estudio de la diversidad es un parámetro de importancia para la descripción de las comunidades ecológicas, de esta manera se puede catalogar a las comunidades para conservación, centros de diversidad, regiones de endemismo o de cúmulo de especies. Los parámetros permiten describir los cambios a nivel local, regional o global en relación a la composición de la diversidad (Sonco, 2013).

Para evaluar la diversidad es sus diferentes componentes se pueden utilizar diferentes índices que permiten resumir la información en un solo valor y a través de ellos poder realizar comparaciones. Para ello, es necesario conocer las definiciones de los tres niveles de estudio de la diversidad alfa, beta y gamma.

La diversidad alfa es considerada como la diversidad de especies a un nivel local o de un lugar en específico (Baselga y Gómez-Rodríguez, 2019). El conocimiento del número de las especies (riqueza de especies) en determinadas áreas es indispensable para la conservación de las mismas. Sin embargo, para conocer las especies presentes, se han desarrollado estrategias de muestreo que permitan conocer el estado actual de las poblaciones forestales, por otra parte, la riqueza de especies dentro de un hábitat (diversidad alfa) es totalmente dependiente del tamaño de muestra, por efectos del esfuerzo de muestreo.

La riqueza de especies depende del tamaño de la muestra cuando la cantidad de los datos de las diferentes poblaciones se agrupan sucesivamente debido al recambio de las especies (diversidad beta), estas situaciones conllevan al desarrollo de mejores estrategias para la estimación precisa de la diversidad alfa, el número de especies dentro de comunidades y aproximaciones homogéneas, particularmente para poblaciones con una riqueza específica alta y de especies raras (Colwell y Coddington, 1994; Colwell *et al.*, 2004; Magurran, 2004).

De igual manera, Halffter y Moreno (2005) analizaron los tipos de diversidad, concluyendo que la diversidad alfa, corresponde a un concepto sencillo, refiriéndonos al número de especies presentes en un lugar y su análisis correspondiente, sin embargo, la diversidad beta presenta diferentes tipos, con la finalidad de saber que se puede comparar con qué. Al relacionar la diversidad alfa con una extensión territorial fija, los valores se pueden expresar como a) diversidad alfa puntual, refiriéndose al número de especies en relación al lugar, aun dentro de un mismo tipo de comunidad y paisaje, b) diversidad alfa promedio como el promedio de los valores puntuales correspondientes a distintos lugares con el mismo tipo de comunidad dentro de un paisaje y c) diversidad alfa acumulada como la suma de las especies encontradas entre dos límites de tiempo, es decir, el número de especies colectadas en ciertos puntos en diferentes lapsos de tiempo.

La diversidad a nivel de hábitats es el componente más utilizado para la caracterización de las comunidades, por eso, la diversidad de un ecosistema puede cuantificarse en términos de riqueza de especies y de equidad, empleando los índices mayormente utilizados, entre ellos se encuentran la riqueza específica, índice de Margalef, índice de Menhinick, índice de Shannon–Wiener, equidad de Simpson, índice de Pielou (Thukral *et al.*, 2006; Thukal, 2017).

Mientras tanto, la diversidad beta mide las diferencias entre las especies de dos comunidades o dos paisajes, estas diferencias están apegadas al espacio y al tiempo en que se encuentren; la diversidad beta está relacionada con factores de distancia entre los muestreos y la heterogeneidad ambiental, además de los factores históricos, que interfieren en gran medida el reemplazo de las especies; por lo que para análisis comparados, la diversidad beta es una



medida de heterogeneidad del paisaje. Sin embargo, Cornell y Lawton (1992) señalan formalmente que la diversidad beta es el enlace entre las diversidades a nivel local y regional.

Es importante mencionar el tercer tipo de diversidad, la diversidad gamma, definida como el número de especies a nivel regional (Rodríguez y Vázquez-Domínguez, 2003), aunque en el seguimiento de esta investigación no se implementó este tipo de análisis; este tipo de diversidad representa la heterogeneidad que existe en el conjunto de las comunidades a nivel paisaje, en algunos casos se expresa como el número de taxas de una región siendo el resultado de la combinación de la diversidad alfa y beta (Arévalo y Reátegui, 2012).

Halffter y Moreno (2005) asocian la diversidad gamma con una extensión espacial y no simplemente con un área grande, conjuntamente con su historia geomorfológica y evolutiva común de los paisajes; además de definir este tipo de diversidad como el número de especies de un conjunto de sitios y comunidades que integran el paisaje, ya que a este nivel ecosistémico existe un flujo más completo entre comunidades y donde la extinción de las especies representa una pérdida importante.

Así mismo Villarreal *et al.* (2006) definen este tipo de diversidad como la riqueza total de especies presentes en una región donde se incluyen varias comunidades o el cambio existente entre las regiones, esta a su vez refleja fundamentalmente los procesos históricos que presentan las especies en un nivel geográfico mayor.

Para evaluar la diversidad es necesario identificar la escala geográfica, definirlo a las medidas de diversidad alfa, beta y gamma. Por lo cual, es necesario ajustar los métodos para el monitoreo de especies para obtener una mejor caracterización de las poblaciones, junto con el continuo estudio jerárquico, ya que aplicando todo el esfuerzo de muestreo en los estudios no se logrará inventariar todas las especies presentes a nivel local, regional o país (Villarreal *et al.*, 2006).

### 2.2.3. Cambio de la diversidad en el tiempo

Actualmente el monitoreo de la biodiversidad es una de las prioridades a nivel mundial debido a los procesos que amenazan seriamente a los ecosistemas, es por ello que surge la necesidad de formular estrategias que permitan mitigar los impactos y evaluar la situación actual de las especies (Vallejo y Gómez, 2017).

El cambio en los ecosistemas se presenta de manera natural y antropogénico, la dinámica de cambios de la diversidad está relacionada con la configuración ecológica de las diferentes zonas forestales. Actualmente los ecosistemas presentan cambios debido a la huella ecológica mediante el aumento de la concentración de carbono atmosférico; los factores de cambio antropogénico se clasifican en dos tipos como factores últimos relacionados con aspectos demográficos, económicos (alternativas rentables que fomenten la producción sostenible) y de gobernabilidad (mala planificación del uso de suelo, políticas de reparto agrario, de fomento agropecuario y forestal) y factores próximos asociados con los cambios de cobertura, movimiento antropogénico de especies, extracción y consumo de organismos, cambio climático y adición o descarga de productos químicos (Challenger y Dirzo, 2009).

La modificación de los ecosistemas puede ser evaluado mediante el monitoreo biológico, permitiendo conocer su dinámica y desarrollar estrategias de conservación, así mismo el aprovechamiento sustentable de ecosistemas en sus distintos niveles de integración (genes, comunidades y ecosistemas). El monitoreo permite obtener información biológica básica para el mejoramiento del manejo de los ecosistemas con certeza y sustentabilidad, generalmente en los monitoreos se registran dos cosas fundamentales como el registro de las especies observadas y el número de especies encontradas. Para conocer la diversidad se debe aplicar la técnica de parcelas permanentes y un programa de monitoreo, permitiendo desarrollar formas de aprovechamiento sin sobreexplotar y extinguir las especies presentes (Chediack, 2009).

Lima y Tres (2016) relacionan el monitoreo con la interacción de aspectos ecológicos, sociales, económicos y culturales que permitirán desarrollar un modelo conceptual muy

dependiente del tiempo. Los programas de conservación pueden ser señalados en un modelo conceptual como una causa de variación de la biodiversidad. El modelo conceptual contemplará líneas base para la medición cuantitativa de la diversidad, permitiendo analizar el aumento o la disminución de la conservación de la biodiversidad; en el caso particular de algunas especies bajo estatus de amenaza se plantean metas con relación al tamaño de las poblaciones que se requiere mantener.

El modelo conceptual para el monitoreo *in situ* de la biodiversidad orientado por problemas consiste básicamente en cinco pasos para su construcción:

- 1) Definición de la escala espacial, ecológica en relación con el tamaño del área de estudio y del tipo de vegetación.
- 2) Definición de la finalidad en relación con los objetivos y los objetos de conservación.
- 3) Identificación de factores principales que afectan la conservación.
- 4) Selección de indicadores que interpreten los cambios o la acción de manejo sobre la biodiversidad.
- 5) Identificación de factores que no están siendo medidos que pueden provocar mala interpretación en relación de la causa-efecto de los cambios y el estado de la biodiversidad.

Adicionalmente, el Consejo de Manejo Forestal (FSC, Forest Stewardship Council Internacional Center, por sus siglas en inglés), tiene principios y criterios aplicados a diferentes tipos de bosque, tropicales, templados y boreales, sin embargo, estos principios y criterios pueden ser aplicados en bosques manejados de donde se obtienen servicios. Estos principios y criterios deben aplicarse junto con las legislaciones y regulaciones nacionales e internacionales; dentro de los 10 principios que componen a la organización, se encuentra el principio número 8: “Monitoreo y evaluación”, el cual hace referencia al proceso de monitoreo basándose en la escala y a la intensidad del manejo forestal a lo largo del tiempo, con la finalidad de evaluar la condición del bosque, rendimiento de los productos forestales, actividades de manejo e impactos sociales y ambientales; el monitoreo deberá evaluar el rendimiento de productos forestales, tasas de crecimiento, regeneración y condición de

bosque, composición del bosque, cambios de flora y fauna, impactos ambientales y sociales, costos, productividad y eficiencia del manejo forestal (FSC, 2002).

El monitoreo de los ecosistemas es sumamente importante para el mantenimiento de sus propias funciones, así como también la integridad de las mismas. Una forma común de la evaluación de la biodiversidad es a través de la medición de la abundancia relativa de las especies dentro de las comunidades o de los ecosistemas y la uniformidad o equidad (abundancia relativa). Un aspecto relevante del monitoreo es el nivel espacial que se desea evaluar con la finalidad de establecer estrategias de manejo que permitirán mantener la viabilidad de las poblaciones, en base a esto, se determinará las tendencias de cambio en las poblaciones (Gaines *et al.*, 1999).

Generalmente el seguimiento para el monitoreo de la biodiversidad se ha realizado a un nivel de población-especie, la determinación sobre qué especie o población monitorear es un proceso intangible, por lo cual Noss (1990) clasifica a las especies que ameritan un esfuerzo especial de conservación en cinco categorías, 1) Indicadores ecológicos siendo especies que señalan efectos de perturbación en otras especies con requisitos de hábitat similares; 2) Piedras angulares como las especies fundamentales sobre las que la diversidad de una gran parte de la comunidad depende; 3) Paraguas, las especies con requisitos de área grande, que tendrán a más especies en protección; 4) Buques insignia a las especies que sirven como símbolos y puntos de encuentro para las principales iniciativas de conservación; y 5) Vulnerables, catalogando a especies raras, genéticamente empobrecidas de baja fecundidad, que dependen de recursos irregulares o imprescindibles, con densidades de población variable, propensos a la extinción por efectos antropogénicos, bajo estas categorías, en el monitoreo debe incluirse las variables de hábitat y población.

#### 2.2.4. Índices de diversidad y estudios relacionados

Moreno *et al.* (2011) mencionan que las comunidades necesitan ser evaluadas con medidas apropiadas de diversidad para generar y poner pruebas de teorías sobre la coexistencia de las

especies, los procesos dinámicos, determinantes históricos y el impacto antropogénico, de esta forma comparar la magnitud de la diversidad entre dos o más comunidades.

Las poblaciones forestales están en constante cambio, lo cual hace necesario conocer la estructura de las mismas, ya que la riqueza de las especies depende particularmente de la dinámica y evolución de las poblaciones, de ahí la importancia de expresarlo por medio de un índice de diversidad relacionado con el tamaño de muestra a base de lo que se está determinando (Margalef, 1956).

De esta manera, Moreno (2001) clasifica los métodos de medición a diferentes escalas, escala genética, nivel de especies (alfa, beta y gamma) y medición a nivel de comunidades. Siendo el análisis a nivel de especies el más complejo en relación con los índices de diversidad más utilizados. Para el estudio de la diversidad alfa plantea la evaluación de la riqueza específica y de estructura (índices de abundancia proporcional de dominancia y de equidad).

En la actualidad existen índices de diversidad que permiten conocer la estructura y la riqueza de especies de diferentes poblaciones. Por lo anterior, Martella *et al.* (2012) mencionan algunos índices para la determinación de la diversidad alfa, beta y gamma, por ejemplo, para la diversidad alfa, el conocimiento de la riqueza específica está dada por la riqueza de especies y el índice de Margalef y para el caso de los índices de abundancia proporcional los determinan bajo índices de dominancia mediante el índice de Simpson y para el caso de equidad ejecutado mediante los índices de Shannon-Wiener y Pielou. Para la diversidad beta se emplean índices de similitud/disimilitud o de distancia a través del índice cualitativo de Sorensen.

En diferentes comunidades de bosque se han utilizado los índices de diversidad que facilitan la caracterización de las comunidades, sin embargo, algunos de los índices más frecuentados para el cálculo de la diversidad alfa son los índices de Shannon-Wiener, Margalef y de uniformidad de Pielou, además del cálculo de la diversidad beta con base en los índices de similitud de Sorensen y la diversidad gamma en base a la relación de la diversidad alfa y beta (Ferriol y Merle, 2012). De la misma manera, Jost y González-Oreja (2012) mencionan la

amplia disponibilidad de medidas de la biodiversidad, ya que sin duda, todas miden un aspecto en relación con la complejidad en la composición o en la estructura de las comunidades, es por eso que los índices de diversidad más frecuentados en cuanto a la magnitud de la diversidad es la riqueza de especies, índice de Shannon-Wiener, índice de Gini-Simpson, generalmente para la determinación de estos índices se combinan principalmente la riqueza (número de especies) y la equitabilidad (abundancia relativa de las especies).

Es importante tener en cuenta que en la aplicación de los índices de diversidad en diferentes ecosistemas forestales no se llega a utilizar o determinar con todos, ya que son pocos los índices que se utilizan para el conocimiento de los procesos dinámicos de las comunidades.

Como por ejemplo la región de El Salto, Durango, donde se llevó a cabo un estudio basado en el gradiente en relación con la presencia de especies vegetales como el género *Pseudotsuga*, *Abies* y *Populus* en las altitudes mayores, teniendo un ambiente climático templado subhúmedo ( $CW_2$ ) con precipitación media anual de 1,200 mm, en un gradiente altitudinal entre los 1,500 a los 3,000 m, situación donde se aplicó el cálculo de la riqueza de especies, los índices de diversidad proporcional de Shannon-Wiener ( $H'$ ) y Simpson, equidad de Pielou ( $J'$ ) y de dominancia de Simpson ( $E$ ) (Medrano *et al.*, 2017).

De igual manera, estudios relacionados de evaluación de la diversidad en sitios de investigación silvícola ubicados en las cercanías de San Dimas, Durango, con una mezcla del género *Pinus*, *Alnus*, *Quercus*, *Arbutus*, *Juniperus* y *Pseudotsuga* en altitudes que oscilan entre los 2,700 m, se aplicaron los índices de diversidad de riqueza de especies, Margalef, Menhinick, McIntosh, Shannon-Wiener, Simpson, en seis tratamientos basados en diferentes intensidades de corta (Návar-Cháidez y González-Elizondo, 2009).

Los índices más utilizados para el cálculo de la diversidad beta, específicamente para los índices de similitud/disimilitud o de distancia (Cualitativos), el índice de Jaccard y Sorensen son los dos índices más antiguos y ampliamente más aplicados en las cuestiones de evaluación de la similitud, ambos índices se basan específicamente en la presencia/ausencia

de las especies y de la facilidad de los cálculos; los índices clásicos de Sorensen y Jaccard dependen particularmente de la incidencia del número de especies compartidas y el número de especies únicas en las poblaciones (Chao *et al.*, 2004); de la misma manera para el índice de similitud cuantitativo, el índice de Morisita-Horn es el más aplicado, para este índice, la riqueza de especies y el tamaño de la muestra es poco significativa, pero la abundancia de la especie es lo más influenciado (Magurran, 2004; Badii *et al.*, 2008).

La aplicación de los índices cuantitativos para la diversidad beta, específicamente Morisita-Horn, se ha encontrado que este índice es casi independiente del tamaño de las muestras, Horn (1966) propuso el índice de Morisita-Horn donde los valores oscilan entre 0 y 1, siendo 0= nula similitud y 1= similitud, cuando las comunidades son idénticas, sin embargo, este índice subestima la similitud mientras que el índice original lo sobreestima ligeramente cuando los tamaños de muestra son grandes, pero ambos índices funcionan satisfactoriamente (Chao *et al.*, 2006; Ricklefs y Lau, 1980).

Jost (2018) menciona que los cálculos para la diversidad son importantes en situaciones de sistemas complejos, tal es el caso de los ecosistemas donde la diversidad está en constante cambio y donde existe la posibilidad que los individuos se encuentren en poblaciones diferentes, este efecto puede ser medible a base de la probabilidad de que los dos pertenezcan a especies distintas, estas probabilidades de coincidencia son mínimas cuando una especie es rara entre el resto de las especies, este efecto se conoce particularmente como el índice de Gini-Simpson; adicionalmente el índice de Shannon-Wiener calcula la incertidumbre de las especies a partir de las abundancias relativas de cada especie, siendo una función continua expresada en *bits*.

Debido a que la medición de la diversidad ha generado diferentes discusiones, Okpiliya (2012) también hace referencia a los índices que permiten evaluar la riqueza de especies empleando los índices históricamente conocidos de Margalef y Menhinick y para la estructura, el índice de dominancia de Simpson.

De igual manera es indispensable destacar el uso potencial de las curvas de acumulación de especies mediante la ecuación de Clench que permite visualizar el número de especies acumuladas en relación con el esfuerzo de muestreo empleado, esta metodología permite estandarizar el esfuerzo necesario para las actividades de inventario y permite extrapolar la cantidad de especies que pudieran estar presentes en cierta zona; la ecuación de Clench es el modelo más aplicado y sobre todo ha demostrado el ajuste adecuado en la mayoría de las evaluaciones en los diferentes taxones (Soberón y Llorente, 1993; Jiménez-Valverde y Hortal, 2003).

#### 2.2.5. Índices de diversidad a utilizar

En la actualidad existe una variedad amplia de índices para la medición de la diversidad, refiriéndose a riqueza, estructura, similitud y remplazo, el estudio detallado de los mismos resulta ser complejo. Sin embargo, existen índices más aplicables y sencillos de emplear; en el presente trabajo se evaluó la diversidad de especies leñosas que se encuentran asociadas a *Picea mexicana*, empleando los índices más utilizados de diversidad alfa y beta.

En el caso de la evaluación presente, la diversidad alfa se determinó la riqueza específica a través del índice de riqueza de especies, índice de Margalef e índice de Menhinick; así como también el uso de la función de acumulación de especies utilizando la ecuación de Clench para la determinación del esfuerzo de muestreo y calidad de inventario en las poblaciones para cada evaluación.

Del mismo modo, para la determinación de la estructura se emplearon los índices de dominancia de Simpson y McIntosh y para los índices de equidad se emplearon los índices de Shannon-Wiener, Pielou y equidad de Hill. Para la determinación de la diversidad beta, se emplearon los índices de similitud/disimilitud, empleando los índices cualitativos de Jaccard, Sorensen y del índice cuantitativo de Morisita-Horn.



### 3. MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1. Ubicación geográfica de las poblaciones y aspectos ecológicos de *Picea mexicana*

##### 3.1.1. Ubicación geográfica

El presente trabajo se realizó en dos de las tres poblaciones de *Picea mexicana*, dichas poblaciones se encuentran establecidas en la Sierra Madre Oriental, en la Sierra La Marta y El Coahuilón, en los límites del estado de Coahuila con Nuevo León (Cuadro 1). La primera población evaluada fue en la Sierra La Marta, posteriormente Sierra El Coahuilón.

Actualmente las poblaciones de *Picea mexicana* ubicadas en esta región están distanciadas solamente por 5.33 km lineales entre sí; las poblaciones se encuentran entre un rango de distanciamiento de 5 a 6.6 km de Mesa de las Tablas, Municipio de Arteaga, Coahuila (Figura 1).

Cuadro 1. Ubicación de las poblaciones de *Picea mexicana* Martínez en el estado de Coahuila.

Población	Superficie aproximada (Ha) <sup>2</sup>	Propiedad	Municipio	Coordenadas <sup>1</sup>	Altitud (msnm)
Sierra La Marta	33	Propiedad privada		25°12'1.18"N 100°21'53.85"W	3410
Sierra El Coahuilón	65	Familia Sánchez de la Peña	Arteaga, Coahuila	25°14'51.7"N 100°21'21.2"W	3370

<sup>1</sup>Registradas con receptor GPS DATUM WGS84; <sup>2</sup>Flores-López *et al.* (2019).

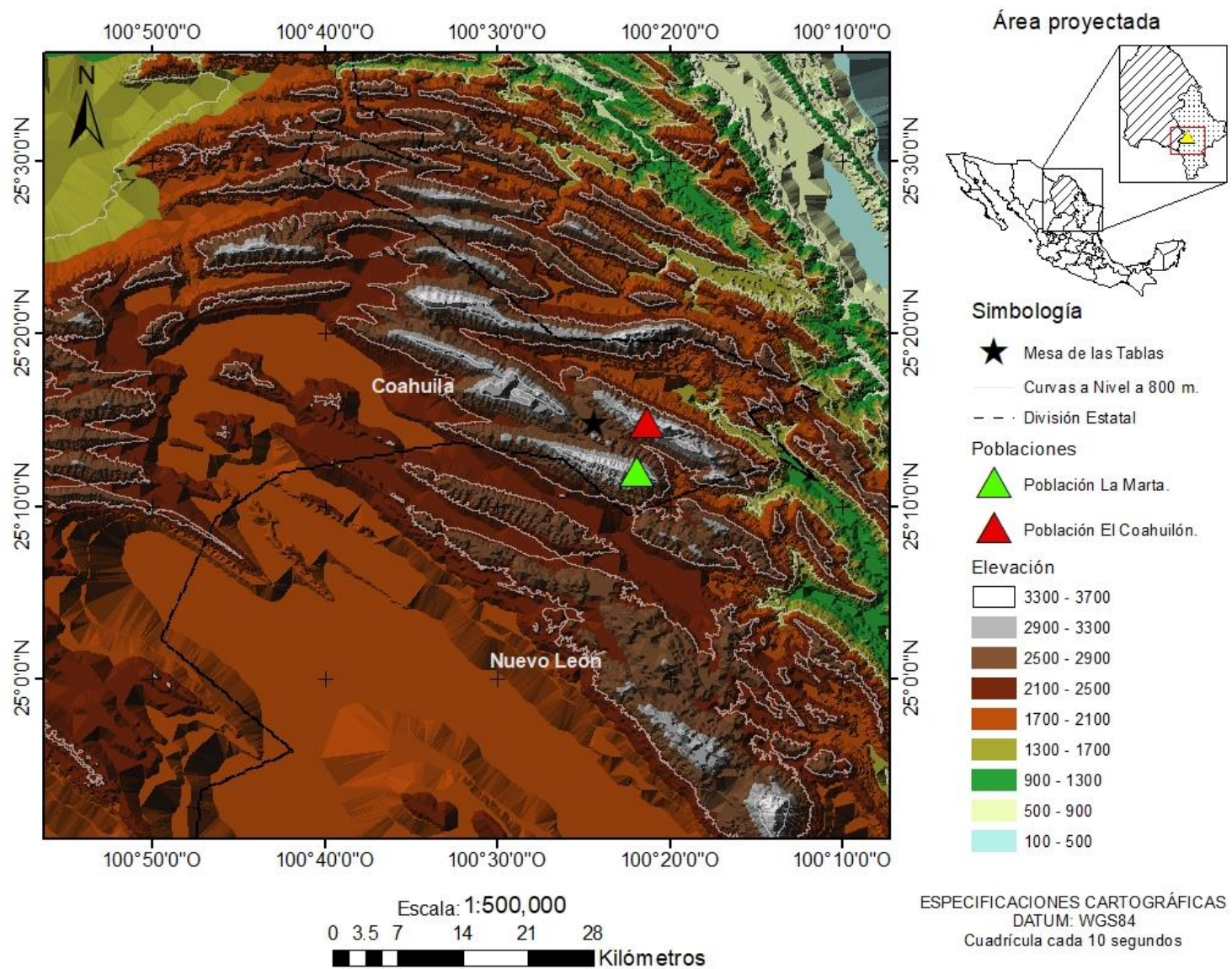


Figura 1. Ubicación geográfica de las poblaciones de *Picea mexicana* Martínez.

### 3.1.2. Aspectos ecológicos

Las dos poblaciones evaluadas de *Picea mexicana* se sitúan en la cadena montañosa de la Sierra Madre Oriental en el Noreste de México, en la Sierra La Marta y Sierra El Coahuilón en el municipio de Arteaga, Coahuila, en una altitud de 3,500 y 3,470 msnm respectivamente (Ledig *et al.*, 2004; Flores-López *et al.*, 2005). Es importante señalar, que ambas poblaciones evaluadas comparten condiciones ecológicas similares, debido a la ubicación geográfica y cercanía que existe entre ambas comunidades, a excepción del tipo de vegetación presente (Cuadro 2).

En el Cuadro 2, se resume los aspectos ecológicos más relevantes para ambas poblaciones de *Picea mexicana*, las descripciones se tomaron de los archivos tipos shape que se sitúan en los portales de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).

Cuadro 2. Aspectos ecológicos de las poblaciones de *Picea mexicana*.

Aspectos ecológicos	Poblaciones	
	La Marta	El Coahuilón
Fisiografía <sup>1</sup>	Las poblaciones forman parte de la Provincia Sierra Madre Oriental, además de formar parte de la Subprovincia Gran Sierra Plegada.	
Hidrología <sup>2</sup>	Región hidrológica RH 24, perteneciente a Bravo Conchos.	
Edafología <sup>3</sup>	En ambas poblaciones evaluadas presentan un suelo dominante de tipo Litosol.	
Vegetación <sup>4</sup>	Bosque de coníferas - encinos y matorral	Bosque de pino oyamel con vegetación secundaria
Clima <sup>5</sup>	Tipo de clima: Cb'(w1) x' Descripción: Semifrío, subhúmedo con verano fresco largo, temperatura media anual entre 5°C y 12°C, temperatura del mes más frío entre -3°C y 18°C, temperatura del mes más caliente bajo 22°C. Precipitación: En el mes más seco menor de 40 mm; lluvias de verano y porcentaje de lluvia invernal mayor a 10.2% del total anual.	

Fuente: <sup>3</sup>INIFAP-CONABIO, (1995); <sup>5</sup>CONABIO, (1998); <sup>1</sup>INEGI, (2001); <sup>2</sup>CONAGUA, (2007); <sup>4</sup>INEGI, (2017).

### 3.2. Establecimiento de sitios permanentes

El monitoreo de las poblaciones de *Picea mexicana* inició desde el año 1987 con el establecimiento de solamente dos sitios en la población de La Marta de acuerdo a Capó *et al.* (1998), posteriormente estos dos sitios se reevaluaron en el año 2008, año en que se incluyó cuatro sitios adicionales en esta población y seis sitios en la población El Coahuilón debido a la colecta de virutas para un estudio de crecimiento. La metodología de establecimiento de los sitios fue de forma dirigida debido a la falta de uniformidad de la vegetación en las poblaciones, es por ello que se buscó sitios óptimos para obtener información representativa de árboles maduros, jóvenes y de la regeneración (López, 2009).

Basándose en los seis sitios ya conocidos en ambas poblaciones, se continuó con la metodología en campo, que consistió en la utilización de los puntos georreferenciados de las poblaciones, contando así con las coordenadas geográficas de cada uno de los sitios permanentes y mediante el uso de receptores GPS se identificaron los puntos, además del uso de imágenes satelitales para las dos localidades de *Picea mexicana*, evaluando así, solamente dos poblaciones de esta especie en la Sierra Madre Oriental (Sierra La Marta y Sierra El Coahuilón).

Se continuó con la metodología empleada por Chaparro (2014), para el levantamiento de los datos mediante un área circular de manera concéntrica, el cual requirió de cintas métricas y cuerdas con la longitud adecuada para los radios de cada uno de los círculos, en el caso del área de 1000 m<sup>2</sup> se empleó una cuerda de 17.84 m, para el de 400 m<sup>2</sup> con una cuerda de 11.28 m y para 80 m<sup>2</sup> una cuerda de 5.05 m, cabe mencionar que de acuerdo a la pendiente en los sitios, las distancias se compensaban. Se reevaluaron seis sitios permanentes para cada localidad en áreas de 1000 m<sup>2</sup>, 400 m<sup>2</sup> y 80 m<sup>2</sup> para cada sitio reevaluado, dimensiones ajustadas de las superficies que establece el procedimiento de muestreo del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (IFNyS) para la evaluación de bosques empleado por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR, 2014).

El levantamiento de los datos se categorizó de acuerdo al área en cada uno de los sitios, para el caso del área de 1000 m<sup>2</sup> solamente se evaluó arbolado mayor a 15 cm de diámetro

normal a 1.30 m de la base del árbol (DN), en el área de 400 m<sup>2</sup> se empleó para registrar arbolado mayor de 5 cm y menor de 15 cm de DN y en el caso del área de 80 m<sup>2</sup> se registró la regeneración, con individuos menores a 5 cm de DN.

Se requirió el uso de formatos de registro dasométrico en los tres tamaños de sitio para la descripción de los mismos, por lo cual se adaptó el formato a través de la toma de variables de medición dasométrica y de control de la “Guía para el establecimiento, seguimiento y evaluación de sitios permanentes de Monitoreo”, descritos por Corral-Rivas *et al.* (2013), algunas de las variables de control fueron fecha, estado, municipio, sitio, tamaño de sitio, altitud, coordenadas geográficas, exposición, pendiente, observaciones y de variables dasométricas como el número de árbol, género y especie, diámetro normal, grosor de corteza, altura, posicionamiento de copa, diámetro de copa, vigor, forma y daño.

La medición de los árboles fue en relación con el azimut y distancia al centro del sitio establecida para cada árbol durante la primera evaluación, con la finalidad de identificar el número de árbol y la obtención de un orden en el levantamiento de los datos, lo cual permitió un mejor registro de las variables en cada uno de los individuos.

Durante la reevaluación también se registraron especies asociadas a *Picea mexicana*, dichas especies se anexaron en el inventario teniendo en cuenta el número de individuos, variables dasométricas y estado fitosanitario de los mismos.

### 3.2.1. Tercera evaluación en los sitios permanentes

El trabajo de campo corresponde a la tercera evaluación de los sitios permanentes de las poblaciones naturales de *Picea mexicana*, en la Sierra La Marta y Sierra El Coahuilón (Anexos 5, 6 y 7). El inventario consistió básicamente en la medición de las variables siguientes: diámetro a la altura del pecho (DAP), altura, grosor de corteza, diámetro de copa, estado fitosanitario y el número de individuos muertos.

En ambas poblaciones de *Picea mexicana* la primera evaluación se realizó en el año 2008, posteriormente la segunda evaluación se realizó en años diferentes, en el año 2012 (Sierra

La Marta) y 2013 (Sierra El Coahuilón), y la tercera evaluación se llevó a cabo en el año 2019 para ambas poblaciones.

### 3.2.2. Consideraciones para el cálculo de los índices de diversidad

En esta investigación, se consideraron los individuos de arbolado maduro, juvenil y la regeneración para el cálculo de los valores de los índices, es decir se tomaron en cuenta los individuos presentes en las áreas de 1000 m<sup>2</sup>, 400 m<sup>2</sup> y 80 m<sup>2</sup> en cada sitio muestreado concéntricamente, el número de individuos de estas dos últimas superficies fueron estimadas a superficies de 1000 m<sup>2</sup> con la finalidad de obtener uniformidad del número de individuos presentes. La inclusión de las superficies de 400 m<sup>2</sup> y 80 m<sup>2</sup> para la investigación fue debido al arbolado juvenil y a la regeneración respectivamente, de esta manera tomar en cuenta el total de los individuos registrados, lo cual hace que se tenga mayor número de individuos.

La determinación de los índices de diversidad se realizó por sitio en cada población (Anexos 1, 2 y 3) y para cada evaluación, esto debido al nivel de evaluación (alfa) y con la finalidad de comparar los cambios de riqueza y abundancia de las evaluaciones mediante la prueba estadística de Friedman.

### **3.3. Estimación de la curva de acumulación de especies, esfuerzo de muestreo y calidad de inventario**

Para llevar a cabo los objetivos fue necesario la determinación de los índices de diversidad alfa y beta de ambas poblaciones en sus diferentes años de evaluación, para este estudio se trabajó con el programa Excel 2013 para el ordenamiento de la base de datos y la determinación de los índices además de la utilización del programa Past 3.0 para la corroboración de los índices calculados.

También se utilizó el programa SigmaPlot 12.0 (Systat Software, 2011) para el ajuste de las curvas de acumulación de especies mediante la ecuación de Clench con su expresión:

$$E(S) = \frac{a \cdot x}{1 + bx}$$

Dónde:

$E(S)$  = Número de especies acumuladas

$a$  = Tasa de incremento de nuevas especies al comienzo del inventario

$b$  = Parámetro relacionado con la forma de la curva

$x$  = Número de especies acumuladas

Con los parámetros de la regresión no lineal de la ecuación de Clench, se determinó el valor de la pendiente para la calidad de inventario, dichos valores de la pendiente tienen que ser inferiores a 0.1 para que el inventario realizado en las poblaciones sea completo; se determinó mediante la siguiente fórmula:

$$m = \frac{a}{(1+b*n)^2}$$

Siendo:

$m$  = Valor de la pendiente

$a, b$  = Parámetros de la regresión no lineal de la ecuación de Clench

$n$  = Número total de sitios

La calidad de inventario también se determinó bajo la proporción de especies observadas en ambas poblaciones mediante la siguiente fórmula:

$$\text{Proporción de especies} = \frac{S_{obs}}{(a/b)}$$

Dónde:

$S_{obs}$  = Número total de especies observadas

$a, b$  = Parámetro de la regresión no lineal de la ecuación de Clench

Otro aspecto para evaluar fue la estimación del número de sitios para la obtención del registro del 95% de las especies a inventariar mediante la siguiente fórmula con la finalidad de obtener un buen esfuerzo de muestreo (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003):

$$n_{0.95} = \frac{0.95}{(b*(1-0.95))}$$

Dónde:

$n_{0.95}$  = Número de sitios óptimos para el registro del 95% de las especies

$b$  = Parámetro de la regresión no lineal de la ecuación de Clench

### 3.4. Descripción de los índices para la evaluación de la diversidad de especies

#### 3.4.1. Índices para la determinación de la diversidad alfa

- Riqueza de específica (S)

Es la forma más sencilla de medir la biodiversidad, basado únicamente en el número de especies presentes, sin tomar en cuenta el valor de importancia de las mismas. Este método consiste en un inventario completo que permite conocer el número total de especies (S) obtenido de un censo de la comunidad (Moreno, 2001).

- Índice de Margalef

Este índice transforma el número de especies en cada muestra a una proporción en el cual las especies son añadidas por expansión de la muestra, es decir, no se toma la importancia de las especies presentes. Mezcla el número de especies y el número total de individuos, valores inferiores a 2 son zonas de baja diversidad y valores superiores a 5 son indicativos de alta biodiversidad (Magurran, 1988; Margalef, 1977; Campo y Duval, 2014).

$$DMg = \frac{s-1}{\ln n}$$

Dónde:

$D_{Mg}$  = Índice de Margalef

s = Número de especies

n = Número total de individuos

- Índice de Menhinick

Este índice de evaluación, hace referencia al aumento de las especies en relación con el tamaño de muestra (UNAD, 2013; Campo y Duval, 2014).

$$D_{mn} = \frac{s}{\sqrt{N}}$$



Dónde:

$D_{mn}$  = Índice de Menhinick

s = Número de especies en la muestra

N = Número total de individuos

- Índice de dominancia de Simpson

Es un índice de dominancia y expresa la probabilidad que tienen dos especies tomadas al azar en una unidad de muestreo sean de la misma especie (Moreno, 2001). Este índice, además de medir la probabilidad, varía inversamente con la heterogeneidad, sin embargo, es sensible respecto a la abundancia de las especies más dominantes presentes en la unidad de muestreo, los resultados son entre 0 y 1, en el cual valores cercanos a 1 explican la dominancia de una especie por sobre las demás, es decir son ecosistemas más homogéneos, a medida que el índice incrementa, la diversidad decrece (Poole, 1974; Baca, 2000; Badii *et al.*, 2007; Badii *et al.*, (2008); Campo y Duval, 2014; López, 2016).

Este índice se basa en la siguiente fórmula:

$$D = \sum P_i^2$$

Dónde:

D = Índice de dominancia de Simpson

$P_i$  = Proporción de la especie i en la comunidad

- Índice de dominancia de McIntosh

Este índice de dominancia es independiente de N (Moreno, 2001).

$$D = \frac{N-U}{N-\sqrt{N}}$$

Dónde:

$$U = \sqrt{\sum_{ni} 2(i=1, 2, 3, \dots, s)}$$

N = Número total de individuos

- Índice de equidad de Shannon-Wiener

Es un índice clásico que combina la riqueza de especies y la equidad, además de ser uno de los índices más utilizados y más simples, ya que se mide el grado promedio de incertidumbres en predecir la especie a la que pertenecerá cierto individuo (asume que todas las especies están presentes en las muestras), basado de la selección al azar dentro de una comunidad, además resulta ser muy independiente del tamaño de muestra (Peet, 1974; Poole, 1974; Magurran, 1988; UNAD, 2013).

Su valor aumenta conforme incrementa el número de especies presentes en la comunidad, teóricamente puede alcanzar valores grandes, pero no excede de 5.0, aunque normalmente los valores se encuentran entre 1.5 y 3.5 y rara vez sobrepasa el 4 cuando se emplea el logaritmo natural. En este índice se puede utilizar cualquier base logarítmica, ya que estos se pueden convertir uno en otro por una constante de multiplicación, teniendo valores en unidades *nits* (Margalef 1972; Moreno, 2001; López, 2016).

Para este trabajo se utilizó el logaritmo natural (ln) por ser el más común (Campo y Duval, 2014; García, 2014).

$$H' = - \sum_{i=1}^s (p_i)(\ln p_i)$$

Dónde:

H' = Índice de diversidad de Shannon-Wiener

S = Número de especies de la muestra

p<sub>i</sub> = Proporción del total de la muestra que corresponde a la especie

ln = Logaritmo natural

- Índice de equidad de Pielou

Este índice mide la proporción de la diversidad observada relacionada con la diversidad máxima esperada. El valor va de cero (0) a uno (1), donde 1 representa a las situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes, este estimador es independiente del número de especies (Magurran, 1988; Moreno, 2001).

$$J = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Dónde:

$J'$  = Equidad de Pielou

$H'$  = Índice Shannon-Wiener

$H'_{\max} = \ln(s)$

- Índice de equidad de Hill

Es una medida del número de especies cuando cada una es ponderada por su abundancia relativa, a medida que aumenta el número de especies, las más raras se vuelven importantes. Alcanza valores altos cuando la equidad es alta o bien cuando una especie domina la comunidad (Villarreal *et al.*, 2006; Vásquez, 2008).

$$E' = \frac{N2}{N1}$$

Dónde:

$E'$  = Equidad de Hill

$N1$  y  $N2$  = Números de la serie de Hill

### 3.4.2. Índices para la determinación de la diversidad beta

#### Índices de similitud cualitativos

Los índices cualitativos de Jaccard y Sorensen dan igual peso a todas las especies sin importar su abundancia y dan importancia además a las especies más raras (Villarreal *et al.*, 2006).

- Coeficiente de similitud de Jaccard

Coeficiente que expresa el grado de semejanza entre dos muestras a partir de las especies presentes en las poblaciones, este índice tiene un rango de medida que va de cero (0) a uno (1), siendo cero cuando no existe especies compartidas en ambos sitios y uno cuando

la composición de las especies es similar en ambos sitios, relacionando el número de especies compartidas con el número total de especies exclusivas (UNAD, 2013).

$$I_J = \frac{c}{a+b-c}$$

Dónde:

$I_J$  = Índice de similitud de Jaccard

a = Número de especies presentes en el sitio A

b = Número de especies presentes en el sitio B

c = Número de especies presentes en ambos sitios A y B

- Coeficiente de similitud de Sorensen

Índice basado en la presencia y ausencia de las especies de dos comunidades, relaciona el número de especies compartidas con respecto a todas las especies encontradas en ambos sitios; al igual que el índice de Jaccard obtiene valores de 1 cuando la similaridad es completa y 0 si las comunidades son disimilares y no tienen especies en común (Badii *et al.*, 2008; Saquicela, 2010).

$$I_S = \frac{2c}{a+b}$$

Dónde

$I_S$  = Índice de semejanza de Sorensen

c = Número de especies comunes en ambas comunidades

a = Número total de especies presentes en la comunidad A

b = Número total de especies presentes en la comunidad B

Índice de similitud cuantitativo

- Índice de Morisita-Horn

Es un índice de similitud cuantitativo que expresa la semejanza entre dos muestras considerando la composición de especies y sus abundancias. Este índice es también uno de los modelos más utilizados para la cuantificación de semejanzas, está fuertemente influido por la riqueza de especies y el tamaño de las muestras, además de que la

abundancia de la especie más abundante lo hace más sensible; relaciona las abundancias específicas con las abundancias relativas y el total, adquiere valores de 0 (nula similitud) a 1 (máximo valor alcanzado por dos comunidades idénticas) (Magurran, 1988; Moreno, 2001; Chao *et al.*, 2006).

$$I_{M-H} = \frac{2 \sum (a_i \times b_j)}{(d_a + d_b) aN * bN}$$

Dónde:

$I_{M-H}$  = Índice de Morisita-Horn

$$d_a = \sum a_i^2 / aN^2$$

$a_i$  = Número de individuos de la i-ésima especie en el sitio A

$$d_b = \sum b_j^2 / bN^2$$

$b_j$  = Número de individuos de la j-ésima especie en el sitio B

$aN$  = Número total de individuos de la población A

$bN$  = Número total de individuos de la población B

### 3.5. Comparación estadística de los índices de diversidad

Para el cálculo de diferencias significativas en las evaluaciones de las dos poblaciones se utilizó la prueba estadística de Friedman siendo la versión no paramétrica del ANOVA para medias relacionadas (González *et al.*, 2016). La prueba de Friedman se cataloga como una prueba no paramétrica o de distribución libre, en la que los supuestos de distribución normal y homocedasticidad (homogeneidad de varianzas) no se cumplen en los datos, además de emplearse en tamaños de muestra pequeños (<30), se usan con frecuencia en datos nominales (etiquetado o codificación de los datos en categorías) y ordinales (descripción de los datos en un orden basándose en una escala) en el que se incluyen datos registrados en más de dos periodos de tiempo o grupos de más de tres sujetos (muestras) pareados, esta prueba examina los rangos de los datos generados en los diferentes periodos de tiempo, este estadístico clasifica los rangos para cada uno de los bloques (Badii *et al.*, 2012; Berlanga y Rubio, 2012).

Las evaluaciones realizadas en las dos poblaciones durante los tres años presentan muestras relacionadas o pareadas, el cual Field (2009) menciona que en este tipo de muestras existen elementos iguales en ambas condiciones experimentales o de evaluación, adicionalmente Romero (2013) señala que los datos obtenidos de las muestras responden en momentos diferentes del estudio, para esta evaluación, las especies

observadas de la primera evaluación estuvieron presentes en las evaluaciones posteriores (evaluación 2 y 3), además de que se cuenta con una secuencia de evaluación de las poblaciones, para este caso se utilizó el estadístico de Friedman, donde se determinó las diferencias significativas de las evaluaciones para cada uno de los índices de diversidad en cada población evaluada (Anexo 4), esta prueba se basa la siguiente fórmula (Nuñez-Colín, 2018):

$$Fr = \left[ \left( \frac{12}{bk(k+1)} \right) \sum_{i=1}^k R_i^2 \right] - 3b(k+1)$$

Dónde:

Fr = Valor del estadístico de Friedman

b = Número de bloques

k = Número de tratamientos que se está comparando

R<sup>2</sup> = Suma de rangos al cuadrado del tratamiento

Es importante mencionar que esta prueba se basa fundamentalmente en un orden en función de una escala de los valores originales, para esta investigación, los valores obtenidos de cada índice para cada sitio en las dos poblaciones fueron transformados, es decir, clasificados en valores (rangos) de menor a mayor y posteriormente la asignación de valores comenzando de 1 a “n”, comenzando a partir de la cifra más pequeña, y cuando hay empates de los rangos, estos se promedian (López-Vázquez y Hochsztain, 2017).

Siendo la probabilidad (valor-p) una denominación del nivel de significancia observada en las muestras, cuya fiabilidad será mejor cuando el valor sea menor al de la confiabilidad (Romero, 2012), el cual permitirá evaluar la regla de decisión que consiste en el rechazo o no rechazo de las hipótesis. Para la determinación de las diferencias significativas de los índices de riqueza, dominancia y equidad se implementó el uso del programa estadístico InfoStat 12.0 para el cálculo del valor del estadístico a emplear y su probabilidad (valor-p), además de determinar la diferencia entre medias de las evaluaciones a través del método de comparación de diferencia de medias LSD (Mínima Diferencia Significativa) (Casanoves *et al.*, 2012).

## 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1. Curvas de acumulación de especies, esfuerzo de muestreo y calidad de inventario

Con base en la ecuación de Clench empleado en cada año de evaluación, se obtuvo para El Coahuilón valores de  $R^2_{ajus}$  de 0.9339 (primera evaluación), 0.9770 (segunda evaluación) y 0.9411 (tercera evaluación), mientras que la población La Marta obtuvo en la primera evaluación un valor de  $R^2_{ajus}$  de 0.8826, para la segunda y tercera evaluación un valor de 0.9206 debido a que en esta población se mantuvo el mismo número de especies presentes, teniendo así valores de ajuste iguales (Figura 2, 3, y 4).

Por otra parte, la calidad de inventario obtenido en base a los resultados de la pendiente no fueron satisfactorios para los inventarios de las dos poblaciones en los tres años evaluados (Cuadro 3), ya que en ambas poblaciones en sus diferentes evaluaciones resultaron valores superiores a 0.1, demostrando pendientes altas, por lo contrario, para que el inventario fuera completo era necesario la obtención de valores inferiores a 0.1 como lo indican Jiménez-Valverde y Hortal (2003).

Cabe señalar que la calidad de inventario también se puede determinar mediante el porcentaje de especies observadas, sin embargo, existe escasa disponibilidad de literatura relacionada con especies vegetales, caso contrario para los estudios de fauna donde son sobresalientes, entre los más conocidos destacan el de Jiménez-Valverde y Hortal (2003) en el que alude que a partir de proporciones superiores a 70% de las especies observadas, la curva se hace estable, es decir, obtiene una respuesta asintótica. Sin embargo, Moreno y Halffter (2000) proponen que el 90% de especies observadas es el nivel mínimo deseado de completitud.

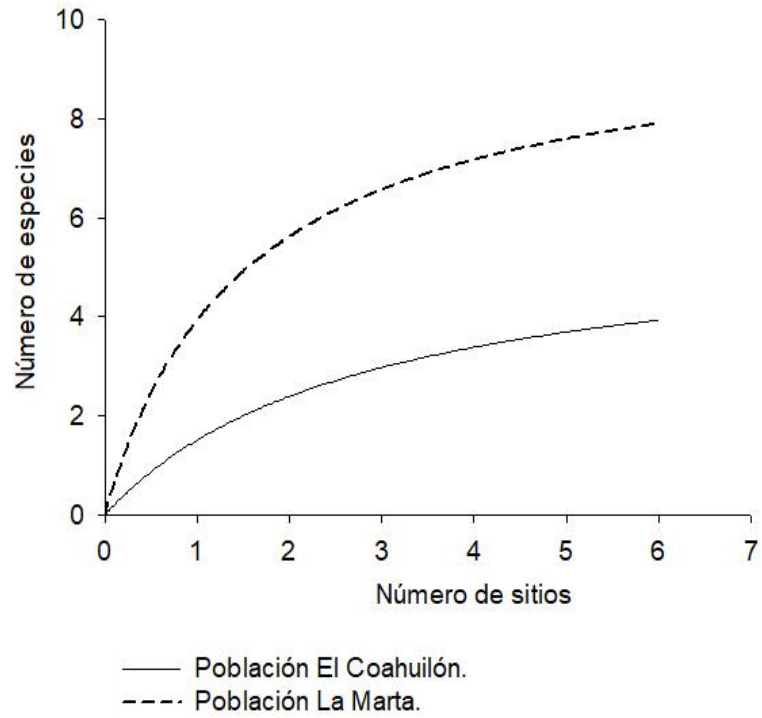


Figura 2. Curva de acumulación de especies ajustada con la Ecuación de Clench para la primera evaluación del año 2008 en las poblaciones de La Marta y El Coahuilón.

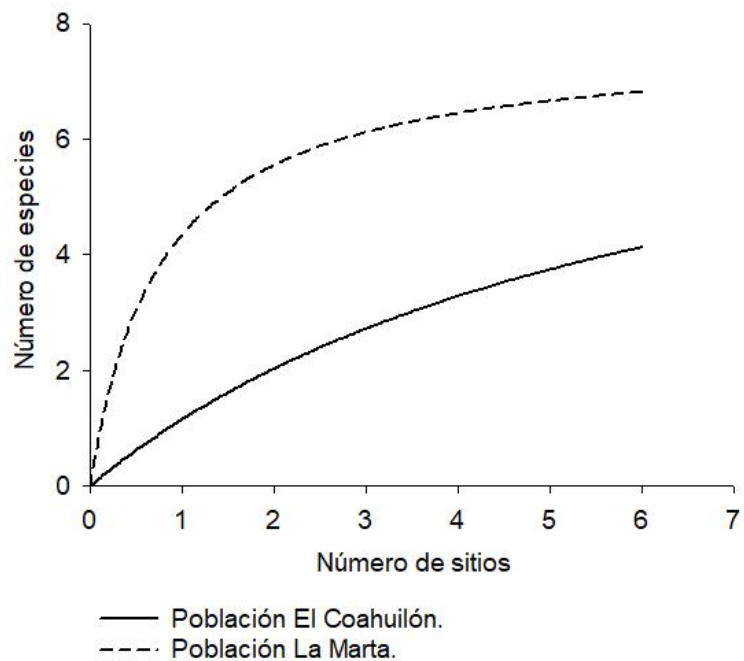


Figura 3. Curva de acumulación de especies ajustada con la Ecuación de Clench para la segunda evaluación de los años 2012 y 2013 en las poblaciones La Marta y El Coahuilón.



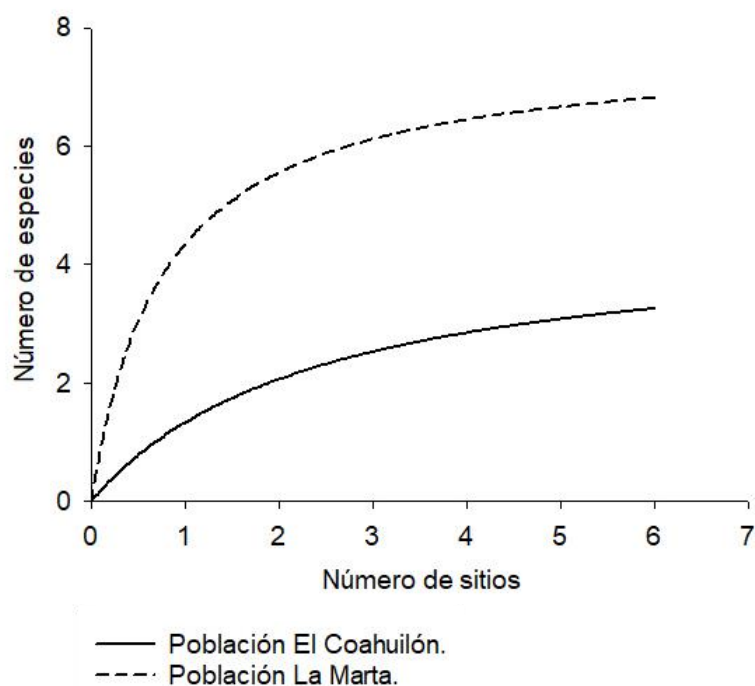


Figura 4. Curva de acumulación de especies ajustada con la Ecuación de Clench para la tercera evaluación del año 2019 en las poblaciones de La Marta y El Coahuilón.

A pesar de que los valores de la pendiente resultaron elevados en las poblaciones, en algunas circunstancias se registraron porcentajes altos con base en las especies observadas en el inventario, teniendo observaciones máximas del 91.10% durante la segunda y tercera evaluación y un porcentaje mínimo de 80.82% durante la primera evaluación en el caso de la población La Marta. Por el contrario, la población El Coahuilón resultó con porcentajes bajos de especies observadas durante las tres evaluaciones (Cuadro 3).

Así, para la población La Marta en la primera evaluación el porcentaje de especies observadas (80.82%) fue aceptable, ya que se encuentra en un porcentaje mínimo de completitud, mientras que la segunda y tercera evaluación se pueden considerar completos debido al porcentaje superior a 90% de especies observadas. Caso contrario en la población El Coahuilón, donde se obtuvo para la primera evaluación un 69.05% de especies observadas, el cual estuvo cerca del valor mínimo para que la curva sea estable y durante la segunda (46.65%) y tercera evaluación (65.62%) la proporción de especies resultó ser baja, considerándose incompleta.

Los porcentajes bajos en esta última población se vieron afectados particularmente por efectos climáticos en cierta temporada, como en el caso de la presencia de sequías, particularmente la que se presentó durante el año 2011 como se presenta en el “Acuerdo por el cual se instruyen acciones para mitigar los efectos de la sequía que atraviesan diversas entidades federativas” emitida por el Diario Oficial de la Federación (en el año 2012), considerado como la peor que se ha presentado en los 1,213 municipios de los estados del norte y centro del país desde 1941.

Cuadro 3. Calidad de inventario de las dos poblaciones evaluadas.

Población	Primera evaluación		Segunda evaluación		Tercera evaluación		Sitios
	m	Proporción de especies (%)	m	Proporción de especies (%)	m	Proporción de especies (%)	
La Marta	0.265	80.82	0.128	91.10	0.128	91.10	6
El Coahuilón	0.210	69.05	0.356	46.65	0.156	65.62	6

Dónde: m=Valor de la pendiente.

El esfuerzo de muestreo de la evaluación resultó ser insuficiente, ya que el número de sitios óptimos determinó una cantidad de sitios elevados en ambas comunidades en comparación al número de sitios evaluados originalmente en ambas poblaciones, sin embargo, este número de sitios óptimos permitirá obtener el registro del 95% de las especies (Cuadro 4). Debido a esto, conllevaría a un censo de las poblaciones, descartando así un muestreo representativo de las mismas, esto debido principalmente a las superficies restringidas que presentan ambas comunidades.

Cuadro 4. Número de sitios óptimos para el registro del 95% de las especies en las poblaciones La Marta y El Coahuilón en los tres años de evaluación.

Población	Primera evaluación	Segunda evaluación	Tercera evaluación
	Sitios óptimos	Sitios óptimos	Sitios óptimos
La Marta	29	15	15
El Coahuilón	54	122	46

## 4.2. Riqueza específica

Durante los tres años de evaluación se registró un número variable en la cantidad de especies observadas en las dos poblaciones reevaluadas. En la población La Marta se registró 8, 7 y 7 especies arbóreas para la primera, segunda y tercera evaluación, respectivamente. Para la primera evaluación se registró la familia más representativa de la población La Marta que fue *Pinaceae* con seis especies, además de la familia *Salicaceae* y *Adoxaceae*, ambas con una sola especie; en la segunda evaluación se registró cinco especies de la familia *Pinaceae* y la familia *Salicaceae* y *Adoxaceae* continuaron con una especie registrada y para la tercera evaluación se registró seis especies de la familia de las *Pinaceas* y una especie de la familia de las *Salicaceas*. Por otra parte, en la evaluación de la población El Coahuilón se registraron 4, 4 y 3 especies arbóreas, para la primera, segunda y tercera evaluación respectivamente, siendo la familia *Pinaceae* la más representativa con tres especies y una especie de la familia *Salicaceae* para la primera y segunda evaluación y para la tercera evaluación se obtuvo solamente el registro de la familia *Pinaceae* con la presencia de tres especies.

Es importante mencionar la densidad arbórea presente en cada una de las poblaciones en los diferentes años de evaluación. Para el caso de La Marta se estimó en el primer año de evaluación un total de 1,461 individuos, lo que equivale a una presencia de 2,435 ind/ha, en la segunda evaluación aumento a 1,913 individuos, equivalentes a 3,188 ind/ha y para la tercera evaluación 1,722 individuos, correspondiente a 2,870 ind/ha. Para la primera evaluación de La Marta se obtuvo tres géneros con mayor número de individuos, el género *Abies* fue el más abundante con total de 784 individuos que representa el 53.66% del total de los individuos registrados, posteriormente se encuentra el género *Picea* con un número de 263 individuos equivalentes al 18% y el género *Pseudotsuga* con un registro de 236 individuos que representan el 16.15%. Para la segunda evaluación se obtuvieron los mismos 3 géneros abundantes de la primera evaluación, para el género *Abies* se registró 1172 individuos que representan el 61.27%, el género *Picea* con 326 Individuos equivalentes al 17.04% y el género *Pseudotsuga* con 236 individuos representado por el 12.34% del total de individuos observados. Y para la tercera evaluación se mantuvo los tres géneros abundantes, el género *Abies* con 373 individuos equivalentes al 21.66%,

género *Picea* con 454 individuos registrados representando el 26.36% y el género *Pseudotsuga* con 733 individuos equivalentes al 42.57%.

Así mismo, para la población El Coahuilón en el caso de la primera evaluación se estimó 651 individuos en total, lo cual equivale a 1,085 ind/ha, en la segunda evaluación 894 individuos, correspondiente a 1,490 ind/ha y en la tercera evaluación se obtuvieron 678 individuos, que atribuyen 1,130 ind/ha; en la primera se obtuvo tres géneros arbóreos abundantes, el género *Pinus* con un total de 265 individuos que representan el 40.71% del total de las especies, género *Populus* con 213 individuos equivalentes a 32.72% y el género *Picea* con 169 individuos igual al 25.96%. Para la segunda evaluación se obtuvo los mismos tres géneros al de la primera evaluación con mayor abundancia, el género *Pinus* con la presencia 432 individuos equivalentes al 48.32%, el género *Populus* con 238 individuos representando el 26.62% y el género *Picea* con 220 individuos equivalentes al 24.61%. Posteriormente para la tercera evaluación solamente se observaron dos especies abundantes, el género *Pinus* con una presencia de 503 individuos equivalentes al 74.19% y el género *Picea* con 171 individuos que representa el 25.22% (Cuadro 5).

Debido a que las comunidades de *Picea mexicana* han sido poco evaluadas, se compararán los valores de los índices obtenidos con otros tipos de vegetación similares y por consiguiente con diferente composición de especies. Es por ello, que se consideraran bosques mesófilos de montaña y bosques templados.

Analizando el número de especies registradas en La Marta y El Coahuilón, representan valores bajos en comparación con el registro de Villalba (2009) quien registró 30 especies (árboles y arbustos) en cuatro poblaciones de *Picea martinezii* en bosque de mesófilo de montaña en la Sierra Madre Oriental, ya que la vegetación arbustiva aumenta considerablemente el número específico de especies.

Cuevas-Guzmán *et al.* (2011) reportan un total de 64 especies considerando biotipos de árboles, bejucos, arbustos y arbusto-árbol en un bosque de *Abies* en cinco zonas del estado de Jalisco, por lo cual, la riqueza obtenida de las poblaciones de *Picea* durante las tres evaluaciones es relativamente baja, la diferencia de especies está dado por la inclusión de los diferentes tipos de crecimiento en la región evaluada.

Cuadro 5. Número y porcentaje de individuos estimados por especie en las dos poblaciones evaluadas durante los tres años de evaluación.

Especie		ni EV 1		ni EV 2		ni EV 3		1 EV %		2 EV %		3 EV %	
		La Marta	El Coa	La Marta	El Coa	La Marta	El Coa	La Marta	El Coa	La Marta	El Coa	La Marta	El Coa
<i>Picea</i>	<i>mexicana</i>	263	169	326	220	454	171	18.00	25.96	17.04	24.61	26.36	25.22
<i>Abies</i>	<i>vejari</i>	784	0	1172	0	373	0	53.66	0	61.27	0	21.66	0
<i>Pseudotsuga</i>	<i>mensiezzi</i>	236	4	236	4	733	4	16.15	0.61	12.34	0.45	42.57	0.59
<i>Pinus</i>	<i>rudis</i>	117	265	130	432	138	503	8.01	40.71	6.80	48.32	8.01	74.19
<i>Populus</i>	<i>tremuloides</i>	8	213	8	238	8	0	0.55	32.72	0.42	26.62	0.46	0
<i>Sambucus</i>	<i>Spp.</i>	3	0	3	0	0	0	0.21	0	0.16	0	0	0
<i>Pinus</i>	<i>ayacahuite</i>	25	0	0	0	3	0	1.71	0	0	0	0.17	0
<i>Pinus</i>	<i>culminicola</i>	25	0	38	0	13	0	1.71	0	1.99	0	0.75	0
Total de individuos		1461	651	1913	894	1722	678						

Dónde: ni= Número de individuos, EV= Evaluación, La Marta= Población La Marta, El Coa= Población El Coahuilón.

Puede observarse de manera puntual que la comunidad con mayor riqueza de especies es la población La Marta, presentando en la primera evaluación un total de ocho especies y siete durante la segunda y tercera evaluación; por otra parte la población El Coahuilón desde la primera evaluación se ha registrado un número bajo de especies, presentando cuatro especies durante las primeras dos evaluaciones y tres en la última evaluación, lo cual es un número bajo de especies en comparación con la población La Marta.

Sin embargo, para el caso de riqueza específica, el estadístico de Friedman determinó un valor de probabilidad de  $p=0.4019$  para el caso de La Marta y un valor de  $p= 0.2373$  para El Coahuilón, por lo cual, la prueba LSD agrupa a las tres evaluaciones por población en uno solo, descartando así la existencia de diferencias significativas entre las tres evaluaciones con una confiabilidad de 0.05%.

En relación con los índices de Margalef y Menhinick para La Marta se obtuvo un valor de  $p=0.5549$  para ambos índices, descartando diferencias entre las evaluaciones; para el caso de El Coahuilón se obtuvo valores de  $p=0.1736$  y  $0.2100$  para Margalef y Menhinick respectivamente, determinando que tampoco existe una diferencia significativa en ninguna de las tres evaluaciones (Cuadro 6).

Cuadro 6. Comparación de medias para los índices de riqueza de especies.

Población	Índice	p	Evaluación	Suma (Ranks)	Media (Ranks)	Sitios	Significancia
La Marta	Riqueza Específica	0.4019	2	11.00	1.83	6	ns
			1	12.50	2.08	6	
			3	12.50	2.08	6	
	Margalef y Menhinick	0.5549	2	10.00	1.67	6	ns
			3	12.00	2.00	6	
			1	14.00	2.33	6	
El Coahuilón	Riqueza Específica	0.2373	3	10.50	1.75	6	ns
			2	12.00	2.00	6	
			1	13.50	2.25	6	
	Margalef	0.1736	3	9.50	1.58	6	ns
			2	11.00	1.83	6	
			1	15.50	2.58	6	
Menhinick	0.2100	3	10.00	1.67	6	ns	
		2	10.50	1.75	6		
		1	15.50	2.58	6		

Dónde: p= probabilidad del estadístico de Friedman; ns=no significativo ( $\alpha=0.5$ ).

En las poblaciones La Marta y El Coahuilón la riqueza de especies es baja en comparación a bosques mesófilos de montaña o bosques templados, ya que fundamentalmente la riqueza y diversidad de especies está relacionado con la altitud, características del suelo y clima (Slik *et al.*, 2009). Consecuentemente el efecto altitudinal sobre la biodiversidad y sobre su composición se manifiesta una disminución de la riqueza de especies a mayores alturas (Stevens, 1992). Sin embargo, a pesar de la baja cantidad de especies en La Marta y El Coahuilón, estas especies no han presentado una reducción significativa en los tres índices relacionados con riqueza de especies.

En cuanto a los valores de Margalef obtenidos para La Marta  $D_{mg}=0.5966$  a  $0.6690$  y El Coahuilón  $D_{mg}=0.2702$  a  $0.4609$  hacen referencia a baja diversidad en ambas poblaciones, ya que valores inferiores a dos denotan una baja riqueza de especies (Mora-Donjuán *et al.*, 2017); a pesar de los valores bajos, La Marta es la población que presenta mayor riqueza de especies. Al igual el índice de Menhinick para La Marta fue de  $D_{MN}=0.2705$  a  $0.3331$  y El Coahuilón  $D_{MN}=0.2070$  a  $0.4530$ , siendo valores bajos que aluden a un bajo número de especies (Guerrero *et al.*, 2020), ya que los valores de este índice oscilan de 0 a 1.

En comparación con los índices de Margalef reportados por Sánchez (2019) en la comunidad de Santa Ana Zirosto en el municipio de Uruapan, Michoacán en tres poblaciones con presencia de *Abies religiosa*, obtuvo valores de  $D_{mg}= 0.5020$  a  $2.8519$ , de modo que, los valores obtenidos en La Marta oscilan entre  $D_{mg}=0.5966$  a  $0.6690$ , dichos valores se encuentran dentro del rango de la evaluación de la comunidad de Santa Ana Zirosto, sin embargo, para la población El Coahuilón se obtuvo  $D_{mg}=0.2702$  a  $0.4609$ , lo cual hace que esta población presente una baja riqueza de especies. Así mismo, reporta para el índice de Menhinick valores de  $D_{MN}=0.2015-0.9138$ , mientras que para La Marta se obtuvo valores entre  $D_{MN}=0.2705$  a  $0.3331$  y en El Coahuilón  $D_{MN}=0.2070$  a  $0.4530$ , siendo valores similares.

De acuerdo al índice de Margalef, López-Hernández *et al.* (2017) refieren valores de  $D_{mg}=1.35$  en bosques templados en 45 sitios permanentes de investigación silvícola localizados en el estado de Puebla, así como el valor reportado por García *et al.* (2020) de  $D_{mg}=1.47$  en bosque templado de bosque mixto, constituido principalmente por

*Pseudotsuga menziesii*, *Pinus arizonica* Engelm y *Quercus tuberculata* Liebm, ambos valores resultaron ser superiores a los encontrados en La Marta ( $D_{mg}=0.5966$  a  $0.6690$ ) y El Coahuilón ( $D_{mg}=0.2702$  a  $0.4609$ ), debido al número de especies presentes en el bosque templado, ya que consideraron once especies leñosas.

Para el índice de Menhinick, Manzanilla *et al.* (2020) evaluaron la diversidad, estructura y composición en cuatro sitios de bosques templados considerando cuatro especies arbóreas, Pinaceae, Fagaceae, Ericaceae y Cupressaceae en el sur del estado de Nuevo León obteniendo valores de  $D_{MN}=0.328$  a  $0.586$ , por lo tanto, los valores registrados para La Marta y El Coahuilón se encuentran en  $D_{MN}=0.2070$  a  $0.4530$ , siendo valores similares. De igual manera, Ríos-Saucedo *et al.* (2019) registraron valores superiores de  $D_{MN}=0.95$  en un bosque templado de Durango en presencia de vegetación arbórea dominante constituida por la familia Pinaceae, combinada con las familias Fagaceae, Ericaceae y Cupressaceae.

### **4.3. Índices de diversidad de estructura**

#### **4.3.1. Índices de dominancia**

La probabilidad del estadístico de Friedman determinó un valor de  $p=0.3392$  para los índices de dominancia Simpson y McIntosh en la población La Marta y para la población El Coahuilón valores de  $p=0.1393$  y  $0.1900$  para la dominancia de Simpson y McIntosh respectivamente, dichos valores en ambas poblaciones son superiores al valor de confiabilidad, además de agrupar a las tres evaluaciones de ambas poblaciones en un solo grupo, descartando que tampoco existen diferencias realmente significativas en ninguna evaluación (Cuadro 7).

Los valores de dominancia de Simpson para la población de La Marta  $\lambda=0.4631$  a  $0.5102$  se encuentra en valores medios de dominancia, lo que significa que para esta población existe una mejor heterogeneidad en relación con las abundancias de las especies, mientras que El Coahuilón presenta valores de  $\lambda=0.5807$  a  $0.6668$  siendo una población más homogénea, en donde una especie es la más dominante (Campo y Duval, 2014).



Cuadro 7. Comparación de medias para los índices de dominancia.

Población	Índice	p	Evaluación	Suma (Ranks)	Media (Ranks)	Sitios	Significancia
La Marta	Simpson	0.3392	1	10	1.67	6	ns
			3	11	1.83	6	
			2	15	2.50	6	
	McIntosh	0.3392	2	9.00	1.50	6	ns
			3	13.00	2.17	6	
			1	14.00	2.33	6	
El Coahuilón	Simpson	0.1393	1	8.50	1.42	6	ns
			3	12.50	2.08	6	
			2	15.00	2.5	6	
	McIntosh	0.1900	2	8.5	1.42	6	ns
			3	13	2.17	6	
			1	14.5	2.42	6	

Dónde: p= probabilidad del estadístico de Friedman; ns=no significativo ( $\alpha=0.05$ ).

Los valores de McIntosh obtenidos tanto para La Marta  $D=0.3171$  a  $0.3539$  y El Coahuilón  $D=0.2091$  a  $0.4545$  presentan una baja uniformidad entre especies, en este caso, las especies no comparten abundancias similares (García, 2014), dado que los valores inferiores a dos se consideran zonas con baja dominancia y superiores a cinco de dominancia alta.

Mientras tanto, las poblaciones presentaron valores de dominancia similares durante las tres evaluaciones, lo cual cabe destacar que la población con más dominancia de especies se presenta en el Coahuilón, siendo *Pinus rudis* la especie con más abundancia, debido principalmente a que en esta población, *Picea mexicana* se encuentra de una manera más dispersa, permitiendo así el establecimiento de *Pinus rudis*.

De igual manera, los valores de dominancia de Simpson obtenidos por Villalba (2009) en las poblaciones de *Picea martinezii*, fue de  $\lambda=0.792$  a  $0.931$ , mientras que en La Marta obtuvo valores de  $\lambda=0.4631$  a  $0.5102$  y en El Coahuilón  $\lambda=0.5807$  a  $0.6668$ , por consiguiente, en ambas poblaciones, se presentan valores bajos de dominancia influidos por la abundancia de las especies principalmente. Así mismo, Manzanilla *et al.* (2020) también reporta un valor de dominancia de Simpson de  $\lambda= 0.553$  a  $0.796$ , estos valores son similares a las encontradas para las poblaciones de *Picea mexicana*.

Para el índice de McIntosh, Zúñiga *et al.* (2018) reportan un valor de  $D=0.4305$  resultado de la recopilación de 20 sitios registrando especies de biotipo árbol en el Ejido La Ciudad, Pueblo Nuevo, Durango en un bosque templado de pino-encino, lo cual resultó ser inferior a los obtenidos en La Marta ( $D=0.3171$  a  $0.3539$ ) y similar a El Coahuilón ( $D=0.2091$  a  $0.4545$ ).

#### 4.3.2. Índices de equidad

Con base en los índices de Shannon-Wiener, Pielou y Equidad de Hill se obtuvo valor de  $p=0.5549$  en los tres índices para el caso de la población La Marta, anulando la diferencia de por lo menos en una evaluación, mientras que la prueba LSD agrupó a las tres evaluaciones en un solo, para esta población el número de especies se mantuvieron similares durante las tres evaluaciones realizadas (Cuadro 8).

Para El Coahuilón se obtuvo valores de  $p=0.0390$ ,  $0.1393$  y  $0.5955$  para Shannon-Wiener, Pielou y Equidad de Hill respectivamente (Cuadro 8); para esta población se obtuvo diferencias significativas en el índice de Shannon-Wiener por lo menos en una evaluación, teniendo un valor de  $p$  inferior a  $0.05$ , aunque muy cerca del valor de confiabilidad, de esta manera la prueba entre medias (LSD) distribuyó las evaluaciones en tres grupos a base de las medias, siendo la primera evaluación diferente a la segunda y tercera, debido al número de individuos presentes de cada una de las especies evaluadas en cada año. Mientras que los índices de Pielou y Equidad de Hill presentaron probabilidades superiores al de la confiabilidad ( $\alpha =0.05$ ), en donde ninguna evaluación fue diferente a las demás.

Cabe señalar, que el valor de la media obtenida en la primera evaluación fue superior respecto a la segunda y tercera, siendo la primera evaluación en que se presentó mejor equidad en El Coahuilón, y posteriormente tendió a disminuir durante las próximas dos evaluaciones posteriores, teniendo medias constantes (Cuadro 8).

Cuadro 8. Comparación de medias para los índices de equidad.

Población	Índice	p	EV.	Suma (Ranks)	Media (Ranks)	Sitios	Significancia
La Marta	Shannon- Wiener; Pielou; Equidad de Hill	0.5549	2	10.00	1.67	6	ns
			3	12.00	2.00	6	
			1	14.00	2.33	6	
El Coahuilón	Shannon-Wiener	0.0390	2	9.00	1.50	6	A
			3	10.50	1.75	6	A B
			1	16.50	2.75	6	C
	Pielou	0.1393	2	9.00	1.50	6	ns
			3	11.50	1.92	6	
			1	15.50	2.58	6	
Equidad de Hill	0.5955	2	10.00	1.67	6	ns	
		1	12.50	2.08	6		
		3	13.50	2.25	6		

Dónde: p= probabilidad del estadístico de Friedman; ns=no significativo ( $\alpha=0.05$ ); medias con letras diferentes son significativos ( $\alpha=0.05$ ); EV=Evaluación.

En lo que se refiere a los valores del índice de Shannon, la población de La Marta obtuvo un valor de equidad de Shannon de  $H' = 0.9340$  a  $1.015$  y El Coahuilón  $H' = 0.5065$  a  $0.6381$ , dichos valores se interpretan como una diversidad baja de acuerdo a Aguirre (2013). Sin embargo, en La Marta existe mayor número de especies y una mejor equidad por efectos de humedad presente, a causa de la exposición norte, además del área donde se puede propiciar la regeneración, factores que influyeron en la recuperación del incendio del año 1975, en donde la abundancia de *Picea mexicana* resultó drásticamente afectada (Ledig *et al.*, 2002). Actualmente es la población con mejor equidad a comparación del Coahuilón.

Para el valor de Pielou en La Marta fue de  $J = 0.6493$  a  $0.6971$  siendo la población donde presentó una equidad de abundancias en las tres evaluaciones manteniéndose constante, por el contrario, El Coahuilón presentó valores de  $J = 0.5543$  a  $0.7202$  presentando una mejor igualdad de abundancias durante la primera evaluación en el año 2008, posteriormente en las dos últimas evaluaciones tendieron a decrecer a una mínima de  $0.5543$ , donde las abundancias fueron relativamente diferentes (Laura *et al.*, 2018).

De igual manera, para la equidad de Hill, se obtuvo valores para La Marta de  $E' = 0.8062$  a  $0.8327$  y El Coahuilón  $E' = 0.9302$  a  $0.9520$ , en donde la población La Marta continuó presentando mejores valores de equidad y mejor distribución de las abundancias, en

comparación a El Coahuilón, a pesar de presentar valores altos, indicando la dominancia de por lo menos una especie, teniendo así, una heterogeneidad desigual de las abundancias (Moreno, 2001).

Es por ello, que la población El Coahuilón presenta una uniformidad menos estable debido al bajo número de especies y la dominancia de una sola. De la misma forma, la población El Coahuilón presentó secuelas de incendio, pero los daños no se evaluaron sobre las poblaciones de *Picea*.

La diferencia estadística obtenida para el índice de Shannon en la población El Coahuilón puede asociarse con algunos efectos que inciden en el cambio de la heterogeneidad en la población. Entre ellos destacan: la fragmentación de la población por ser una comunidad pequeña y muy abierta, con un área muy poco favorable para su establecimiento en la parte más alta de la población, en conjunto de la baja cantidad de árboles adultos de las pocas especies presentes en el cual se genera problemas de polinización hasta obtener niveles altos de autofecundación, siendo la integridad genética un factor que permite a las poblaciones su sobrevivencia y superación de amenazas (Rajora y Mosseler, 2001). Lo anterior conlleva una reducción de semillas llenas, ya que en las poblaciones de *Picea mexicana* se ha encontrado presencia de endogamia y las probabilidades son elevadas (Ledig *et al.*, 2000; Ledig *et al.*, 2010).

Una de las actividades locales que afectan estas poblaciones pequeñas son actividades de pastoreo que perjudican la capacidad de establecimiento de los pocos individuos que pueden establecerse, además de que la carga animal promueve la compactación de los suelos, complicando aún más el proceso de germinación, además de la presencia de incendios (Ledig *et al.*, 2002).

Otro de los factores más recurrentes relacionados con la disminución de la abundancia de *Picea mexicana* es el efecto del cambio climático, por el cual Ledig *et al.* (2002) lo indica como un factor primario que ha estado declinando estas poblaciones. De manera que el aislamiento y la fragmentación de estas especies provocan cambios en la abundancia y la pérdida de las poblaciones con el paso de los años (Cagnolo y Valladares, 2011).

La pérdida de diversidad genética y fragmentación que se presentan en las poblaciones pequeñas (Ledig *et al.*, 2002) pueden generar menor estabilidad en respuesta de efectos de cambio de clima en años posteriores, tal como en el caso del Coahuilón, donde presenta un bajo número de individuos que afecta su equilibrio ecológico, además de estar más propensa a plagas y enfermedades.

De la misma manera, en los estudios realizados por González *et al.* (2017) en bosques de *Abies* en el sur de Nuevo León, determinó valores de equidad de Shannon considerando siete familias arbóreas, Pinaceae, Fagaceae, Cupressaceae, Ericaceae, Rutaceae, Taxaceae y Ulmaceae para cuatro sitios, determinó un valor de Shannon de  $H' = 1.47$  a  $1.76$ , y de Pielou valores de  $J = 0.73$  a  $0.94$ , mientras que, para la presente investigación en las tres evaluaciones se obtuvo para La Marta valores de Shannon de  $H' = 0.9340$  a  $1.0157$  y en El Coahuilón valores de  $H' = 0.5065$  a  $0.6381$ , siendo valores bajos para estas poblaciones, y para el índice de Pielou La Marta obtuvo un valor de  $J = 0.6493$  a  $0.6971$  y El Coahuilón de  $J = 0.5543$  a  $0.7202$ , lo cual, para la población El Coahuilón presentó valores similares y para La Marta valores inferiores.

Mientras tanto, el valor de Shannon obtenido por Buendía-Rodríguez *et al.* (2019) fue  $H' = 0.83$  a  $1.78$  en 10 sitios del noreste de México, valor similar a los obtenidos en las poblaciones de La Marta y El Coahuilón, así como también el valor de Shannon de  $H' = 0.35$  a  $1.33$  reportado por Návar-Cháidez y González-Elizondo (2009) en bosques templados de Durango en tres años distintos con diferentes grados de remoción de área basal en sitios permanentes de investigación silvícola de 0, 20, 30, 50, 70 y 100%.

El índice de Shannon ( $H' = 3.35$ ) reportado por Catalán (2003) en 17 sitios de  $2500 \text{ m}^2$  en condiciones de bosque mesófilo de montaña donde se consideraron especies leñosas (72%), arbustos (20%) y lianas (8%) en Carrizal de Bravo, Guerrero, resultó ser superior a los valores de Shannon obtenidos en La Marta ( $H' = 0.9340$  a  $1.0157$ ) y El Coahuilón ( $H' = 0.5065$  a  $0.6381$ ), debido a que solamente se registraron especies leñosas. Así como también el valor de Shannon de  $H' = 1.23$  reportado por Hernández-Salas *et al.* (2013) en un bosque templado de pino-encino en Chihuahua resultó ser superior a las poblaciones de *Picea*.

Otro estudio implementado en dos localidades, considerando árboles y arbustos en la Sierra de Manantlán, Jalisco, para bosque mesófilo de montaña presentó un índice de Shannon de  $H' = 2.19$  a  $2.91$ , estos valores son superiores a los determinados para las poblaciones de La Marta y El Coahuilón debido a las abundancias de las especies encontradas (Sánchez *et al.*, 2003).

Los valores de equidad de Pielou obtenidos para las poblaciones en las tres evaluaciones de La Marta ( $J = 0.6493$  a  $0.6971$ ) y El Coahuilón ( $J = 0.5543$  a  $0.7202$ ) son similares a los valores obtenidos por Medrano *et al.* (2017) en un bosque templado en gradientes altitudinales (1500-3000 msnm) en la comunidad de El Salto, Durango, ya que presentó valores de  $J = 0.54$  a  $0.74$ , estos valores son reflejados por la homogeneidad que presentan cada una de las comunidades.

Para el índice de equidad de Hill, Sánchez (2019) reporta un valor de equidad de Hill de  $E' = 1.1685$  a  $2.8547$  en la comunidad de Santa Ana Zirotto en el municipio de Uruapan, Michoacán en tres poblaciones en presencia de *Abies religiosa*, siendo valores superiores a los obtenidos en La Marta ( $E' = 0.8062$  a  $0.8327$ ) y similares a los obtenidos para El Coahuilón ( $E' = 0.9302$  a  $0.9520$ ).

#### 4.4. Índices de similitud para evaluación de la diversidad beta

##### 4.4.1. Índices de similitud cualitativos

Los coeficientes de similitud de Jaccard (Cuadro 9) obtenidos de las poblaciones de La Marta y El Coahuilón para la primera evaluación fue  $0.5$  (50%), segunda evaluación  $0.5714$  (57.14%) y tercera evaluación  $0.4286$  (42.86%), de las tres evaluaciones realizadas, la segunda evaluación presentó mayor similitud.

Cuadro 9. Coeficientes de similitud de Jaccard para las poblaciones La Marta y El Coahuilón.

Poblaciones	Primera evaluación		Segunda evaluación		Tercera evaluación	
	La Marta	El Coahuilón	La Marta	El Coahuilón	La Marta	El Coahuilón
La Marta	1	0.5	1	0.5714	1	0.4286
El Coahuilón	0.5	1	0.5714	1	0.4286	1

Los valores de Jaccard obtenidos por Castro (2013) en dos poblaciones de *Abies religiosa* considerando especies leñosas, arbustivas y herbáceas del Parque Nacional Izta-Popo y Parque Nacional Zoquiapan resultó ser de  $I_j=0.553$ , valor similar con la primera ( $I_j=0.5$ ) y segunda (0.5714) evaluación de las poblaciones de *Picea mexicana*, mientras que en la tercera evaluación resultó ser inferior ( $I_j=0.4286$ ).

La determinación de los valores de similitud de Sorensen (Cuadro 10) en el caso de la primera evaluación fue de 0.6667 (66.67%), para la segunda evaluación 0.7273 (72.73%) y tercera evaluación 0.6 (60.00%), siendo de igual manera la segunda evaluación quien presenta mayor porcentaje de similitud.

Cuadro 10. Coeficientes de similitud de Sorensen para las poblaciones La Marta y El Coahuilón.

Poblaciones	Primera evaluación		Segunda evaluación		Tercera evaluación	
	La Marta	El Coahuilón	La Marta	El Coahuilón	La Marta	El Coahuilón
La Marta	1	0.6667	1	0.7273	1	0.6
El Coahuilón	0.6667	1	0.7273	1	0.6	1

Mientras tanto, el porcentaje de similitud de Sorensen obtenidos por González *et al.* (2017) resultó ser de  $I_s=0.44$ , dicho porcentaje resultó ser inferior a los porcentajes obtenidos en las tres evaluaciones de *Picea*.

Santana *et al.* (2014) analizaron la diversidad y estructura arbórea-arbustiva en un bosque mesófilo de montaña, ubicado en el Sistema Volcánico Transversal del estado de Michoacán, obteniendo un valor de  $I_s=0.31$  de similitud de las poblaciones mediante el índice de Sorensen, dicho porcentaje de similitud resultó ser bajo en relación con los porcentajes de similitud obtenidos en las tres evaluaciones de las poblaciones de La Marta y El Coahuilón.

Mientras tanto, Aguirre (2013) señala que el índice de Sorensen considera especies en común en las dos comunidades, así como también el número de especies totales que tienen cada una, es por eso que el valor de este índice los cataloga en tres rangos principales, siendo: valores de 0-0.33= no parecidos, 0.34-0.66= medianamente parecidos y 0.67-1= muy parecidos; en este caso se presentó porcentajes diferentes de similitud en las dos

poblaciones para cada evaluación (Cuadro 10), así que la similitud de Sorensen obtenida para la primera y tercera evaluación estuvieron bajo el rango de medianamente parecidas, mientras que en la segunda evaluación la similitud de las poblaciones son muy parecidas.

La variación de los porcentajes de similitud para ambos índices se debe principalmente a la presencia y ausencia de las especies en cada una de las poblaciones, además de la presencia de especies compartidas en ambas poblaciones tales como *Picea mexicana*, *Pseudotsuga menziesii* y *Pinus rudis*, siendo la segunda evaluación que mayor similitud presentó para ambos índices (Jaccard y Sorensen).

#### 4.4.2. Índice de similitud cuantitativo

El valor obtenido del índice de Morisita-Horn durante las tres evaluaciones para la similitud de las poblaciones resultaron tener bajos porcentajes, las comunidades presentan al menos el 23%, 19% y 27% de similitud para la primera, segunda y tercera evaluación, respectivamente (Cuadro 11). Los porcentajes obtenidos se deben principalmente a las abundancias de las especies registradas, dichas abundancias son totalmente diferentes en las tres evaluaciones, debido principalmente a factores de humedad, disposición de suelo para regeneración, sobrepastoreo, factores importantes que influyen en la regeneración de las especies.

Cuadro 11. Coeficientes de similitud de Morisita-Horn para las poblaciones La Marta y El Coahuilón.

Poblaciones	Primera evaluación		Segunda evaluación		Tercera evaluación	
	La Marta	El Coahuilón	La Marta	El Coahuilón	La Marta	El Coahuilón
La Marta	1	0.2367	1	0.1936	1	0.2798
El Coahuilón	0.2367	1	0.1936	1	0.2798	1

Particularmente el caso de la población El Coahuilón, es la comunidad con menor número de especies y por consiguiente, contiene una baja abundancia de las mismas, en esta población existe la nula presencia de *Abies vejari*, mientras que en la población La Marta es la más abundante en las tres evaluaciones, este contraste de abundancia se refleja en la similitud de las poblaciones, siendo la abundancia una variable que hace sensible a este índice.



Por ende, la presencia de las especies con las mayores abundancias contribuirá con la mayor parte de probabilidad de que dos individuos seleccionados pertenezcan a la misma especie.

Los valores de similitud obtenidos mediante el índice de Morisita-Horn por Verdugo (2017) de un estudio de estructura y diversidad de un bosque mesófilo de montaña en la Sierra Madre de Chiapas en diferentes gradientes altitudinales que oscilan dentro de los 1800 a los 2650 msnm en el municipio de Motozintla, Chiapas, resultaron tener un rango de similitud de  $I_{M-H}=15.92\%$  al  $55.76\%$ , por lo tanto, los valores de similitud obtenidos en las tres evaluaciones de *Picea mexicana* ( $I_{M-H}=19.36-27.98\%$ ) se encuentran dentro del rango obtenido en el bosque mesófilo, siendo valores similares, aunque estos valores se encuentran más apegados a los valores mínimos.

## 5. CONCLUSIONES

La población que mejor calidad de inventario presentó con base en la proporción de especies observadas fue La Marta durante las tres evaluaciones.

La Marta es la población que mejor riqueza de especies presenta debido al tamaño y uniformidad de la población, además de ser la población que no obtuvo diferencias estadísticas en ninguna de las tres evaluaciones con ningún índice, es decir, se ha mantenido constante en su riqueza de especies y estructura (dominancia y equidad).

Las diferencias significativas presentadas solamente en el índice de equidad de Shannon-Wiener en la población El Coahuilón, está relacionado con efectos de incendio, sequia, pastoreo que afectan principalmente el establecimiento de la regeneración, junto con los procesos endogámicos que afectan particularmente a *Picea mexicana*, factores que influyen en la dinámica de cambio del número de individuos (abundancia), haciendo que la equidad no sea uniforme. Por lo tanto, se rechaza la hipótesis nula y nos quedamos con la hipótesis alterna de la investigación.

Los índices de similitud cualitativos (Jaccard y Sorensen) determinan mayor similitud de las poblaciones de La Marta y El Coahuilón durante la segunda evaluación. Mientras que el coeficiente cuantitativo de Morisita-Horn determinó bajos valores de similitud durante las tres evaluaciones.

## **6. RECOMENDACIONES**

Debido a la condición en que se encuentran las dos poblaciones de *Picea mexicana*, se recomienda el seguimiento de la evaluación de los sitios permanentes, así como también la evaluación de la población situada en el cerro El Mohinora en la Sierra Madre Occidental con la finalidad de comparar los cambios que van presentando estas comunidades restringidas.

## 7. LITERATURA CITADA

- Aguirre M., Z. 2013. Guía de métodos para medir la biodiversidad. Área agropecuaria y de recursos naturales renovables. Universidad Nacional de Loja. Loja, Ecuador. 82 p.
- Aguirre-Calderón, O. A. 2015. Manejo Forestal en el Siglo XXI. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, Nuevo León, México. *Madera y Bosques* 21:17-28.
- Ahumada C., B., M. C. Pelayo T. y A. Arano C. 2012. Sustentabilidad ambiental, del concepto a la práctica. Una oportunidad para la implementación de la evaluación ambiental estratégica en México. *Gestión y Política Pública* 21(2): 291-332.
- Arévalo L., D. M. y E. V. Reátegui K. 2012. Evaluación de la diversidad forestal en el cerro de producción e investigación Pablo Yacu, 2011. Tesis de Ingeniería. Facultad de Ecología. Universidad Nacional de San Marín-Tarapoto. Moyobamba, Perú. 107 p.
- Baca V., J. M. 2000. Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino-encino. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. México. 105 p.
- Badii, M. H., J. Landeros y E. Cerna. 2008. Patrones de asociación de especies y sustentabilidad. *Daena* 3(1):632-660.
- Badii, M. H., A. Guillen, L. A. Araiza, E. Cerna, J. Valenzuela y J. Landeros. 2012. Métodos no-paramétricos de uso común. *Daena* 7(1):132-155.
- Badii, M. H., J. Landeros, R. Foroughbakhch y J. L. Abreu. 2007. Biodiversidad, evolución, extinción y sustentabilidad. *Daena* 2(2):229-247.
- Baena, M. L., G. Halffter, A. Lira-Noriega y J. Soberón. 2008. Extinción de especies, en *Capital Natural de México*. CONABIO. México. 1:263-282.

- Baselga, A. y C. Gómez-Rodríguez. 2019. Diversidad alfa, beta y gamma: ¿cómo medimos diferencias entre comunidades biológicas? *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)* 26:39-45.
- Berlanga S., V. y M. J. Rubio H. 2012. Clasificación de pruebas no paramétricas. Cómo aplicarlas en SPSS. *REIRE, Revista d'Innovació i Recerca en Educació* 5(2):101-113.
- Buendía-Rodríguez, E., E. J. Treviño-Garza, E. Alanís-Rodríguez, O. A. Aguirre-Calderón, M. A. González-Tagle y M. Pompa-García. 2019. Estructura de un ecosistema forestal y su relación con el contenido de carbono en el noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 10((54):22.
- Cagnolo, L. y G. Valladares. 2011. Fragmentación del hábitat y desensamble de redes tróficas. Centro de investigaciones Entomológicas de Córdoba. *Revista Ecosistemas* 20 (2): 68-78.
- Capó A., S. Valencia M., C. Flores L. y S. Braham S. 1998. Informe final de actividades del proyecto: Autoecología del género *Picea* en Nuevo León. Presentado a: Consejo Consultivo Estatal para la Preservación y Fomento de la Flora y Fauna Silvestre de Nuevo León. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Buenavista, Saltillo, Coahuila. 160 p.
- Casanoves, F., M. G. Balzarini, J. A. Di Rienzo, L. González, M. Tablada, C. W. Robledo. (2012). *InfoStat. User Manual*, Córdoba, Argentina. 308 p.
- Catalán H., C., L. López-Mata y T. Terrazas. 2003. Estructura, composición florística y diversidad de especies leñosas de un bosque mesófilo de montaña de Guerrero, México. *Anales del Instituto de Biología. Serie Botánica* 74(2):209-230.
- Campo, A. M. y V. S. Duval. 2014. Diversidad y valor de importancia para la conservación de la vegetación natural. Parque Nacional Lihué Calel (Argentina). *Anales de Geografía* 34(2):25-42.  
DOI: [https://doi.org/10.5209/rev\\_AGUC.2014.v34.n2.47071](https://doi.org/10.5209/rev_AGUC.2014.v34.n2.47071)
- Calderón-Patrón, J. M., C. E. Moreno y I. Zuria. 2012. La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:879-891.  
DOI:10.7550/rmb.25510

- Castro L., M. 2013. Registro de la riqueza herbácea y arbustiva en el bosque de *Abies religiosa* de la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Izta-Popo y el Parque Nacional Zoquiapan. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 193 p.
- Chaparro G., L. E. 2014. Incremento en volumen del arbolado en sitios permanentes establecidos en poblaciones de *Picea mexicana* Martínez en México. Tesis profesional. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Saltillo, Coahuila. 76 p.
- Chediack, S. E. 2009. Monitoreo de la biodiversidad y recursos naturales ¿para qué? Serie diálogos. 3. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 90 p.
- CONABIO. 1998. Carta climática. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Última actualización 8-01-2008. Recuperado de <http://geoportal.conabio.gob.mx/>.
- CONAGUA. 2007. Regiones hidrológicas, escala 1:250000. República mexicana. Comisión Nacional del Agua. Recuperado 25-082021 de [http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/rh250kgw.xml?\\_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc\\_html.xsl&indent=no](http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/rh250kgw.xml?_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&indent=no)
- Convenio de la Diversidad Biológica. 1992. Convention on Biological Diversity United Nations Environment Programme (UNEP) 32 p.
- Cornell, H. V. y J. H. Lawton. 1992. Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: A theoretical perspective. *Journal of Animal Ecology* 61:1-12. DOI: <https://doi.org/10.2307/5503>
- Colwell, R. K., y J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society. B. Biological Sciences*. London. 345:101-118. Doi: [10.1098/rstb.1994.0091](https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091)
- Colwell, R. K., C. X. Mao y J. Chang. 2004. Interpolando, extrapolando y comparando las curvas de acumulación de especies basadas en su incidencia. *Ecology*. Zaragoza, España. 85(10):2717-2727.

- Comisión Nacional Forestal. 2014. Manuales para el levantamiento de datos en campo del Inventario Nacional Forestal y Suelos. 311 p. Recuperado de: <https://snigf.cnf.gob.mx/documentos-metodologicos/>
- CONABIO. 2000. Estrategia nacional sobre la biodiversidad de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 71 p.
- CONABIO. 2018. Estrategia Nacional Sobre Biodiversidad de México y Plan de Acción 2016-2030. México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 388 pp.
- Corral-Rivas, J. J., B. Vargas-Larreta, C. Wehenkel, O. A. Aguirre-Calderón y F. Crecente-Campo. 2013. Guía para el establecimiento, seguimiento y evaluación de sitios permanentes de monitoreo en paisajes productivos forestales. CONAFOR-CONACYT. 93 p.
- Chao, A., R. L. Chazdon, R. K. Colwell y T. Shen. 2004. Un nuevo método estadístico para la evaluación de la similitud en la composición de especies con datos de incidencia y abundancia. *Ecology Letters*. Zaragoza, España. 8:148-159.
- Chao, A., R. L. Chazdon, R. K. Colwell y T. Shen. 2006. Abundance-Based Similarity Indices and Their Estimation When There Are Unseen Species in Samples. *Biometrics* 62:361–371. DOI: 10.1111/j.1541-0420.2005.00489.x
- Challenger, A. y R. Dirzo. 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad. *Capital Natural de México*. 2:37-73.
- Cuevas-Guzmán, R., E. A. Cisneros-Lepe, E. J. Jardel-Peláez, E. V. Sánchez-Rodríguez, L. Guzmán-Hernández, N. M. Núñez-López Y C. Rodríguez-Guerrero. 2011. Análisis estructural y de diversidad en los bosques de *Abies* de Jalisco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:1219-1233
- Daly, A. J., J. M. Baetens y B. De Baets. 2018. Ecological Diversity: Measuring the unmeasurable. *Mathematics*. Department of Data Analysis and Mathematical Modelling, Ghent University, Belgium 28 p.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 2012. Acuerdo por el que se instruyen acciones para mitigar los efectos de la sequía que atraviesan diversas entidades federativas. México.

- Estrada C., A. E., J. Villarreal Q., M. M. Salinas R., C. M. Cantú A., H. González R. y J. Jiménez P. 2014. Coníferas de Nuevo León, México. Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, N.L. Facultad de Ciencias Forestales. 145 p.
- FSC.2002. Estándar internacional FSC. Principios y criterios del FSC para el manejo forestal. Bonn, Germany. 14 p.
- Ferriol M., M. y H. Merle F. 2012. Los componentes alfa, beta y gamma de la biodiversidad. Aplicación al estudio de comunidades vegetales. Departamento de Ecosistemas Agroforestales (U. D. Botánica), Universidad Politécnica de Valencia. Valencia, España. 10 p.
- Field, A. 2009. Discovering Statistics using SPSS. Third edition. SAGE Publications. London. 854 p.
- Flores-López, C. 2014. Líneas para la conservación de los recursos genéticos de *Picea mexicana* Martínez y *Picea martinezii* Patterson. Tesis de Doctorado. Universidad de Pinar del Río “Hermanos Saíz Montes de Oca”, Facultad de Forestal y Agronomía. Centro de Estudios Forestales. Pinar del Río, Cuba. 136 p.
- Flores-López, C., J. López-Upton y J. J. Vargas-Hernández. 2005. Indicadores reproductivos en poblaciones naturales de *Picea mexicana* Martínez. *Agrociencia* 39(1): 117-126.
- Flores-López, C., L. E. Chaparro-Gómez, S. Valencia-Manzo y A. Hernández-Ramos. 2019. Monitoring populations of *Picea mexicana* Martínez and conservation activities in Mexico / Monitoreo de poblaciones de *Picea mexicana* Martínez y acciones de conservación en México. *Brazilian Journal of forestry* 39:257.
- Gaines, W. L., R. J. Harrod y J. F. Lehmkuhl. 1999. Monitoring biodiversity: quantification and interpretation. United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 27 p.
- García N., M. H. 2014. Aportaciones sobre las distribuciones del Bastón Roto y de Pielou. Tesis de Doctorado. Departamento de Estadística. Universidad de Salamanca. Salamanca, España. 254 p.
- García G., S. A., E. Alanís R., O. A. Aguirre C., E. J. Treviño G. y G. Graciano A. 2020. Contenido de carbono y estructura horizontal de un bosque templado en



- Guadalupe y Calvo, Chihuahua. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 12 (63):23.
- González E., M. S., M. González E. y M. A. Márquez L. 2006. Vegetación y ecorregiones de Durango. CIIDIR Unidad Durango. Instituto Politécnico Nacional. Durango, México. 168 p.
- González, H., G. Santos, F. Campos y C. Morell P. 2016. Evaluación del algoritmo KNN-SP para problemas de predicción con salidas compuestas. Revista Cubana de Ciencias Informáticas 10(3):119-129.
- González C., R., E. J. Treviño G., M. A. González T., A. Duque M. y M. Gómez C. 2017. Diversidad y estructura arbórea en un bosque de *Abies vejarii* Martínez en el sur del estado de Nuevo León. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 9(45):31. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i45.142>
- Guerrero R., J. P., A. M. Tasambay S., F. Cofre S., C. S. Jácome S., C. R. Valverde L. y Y. Jiménez R. 2020. Evaluación y restauración ecológica “Lisan Wasi” comunidad San Pedro, parroquia Tarqui, Cantón Pastaza. Revista Ciencia y Tecnología 13(1):17-25.
- Halfpter, G. y C. E. Moreno. 2005. Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma. Monografías Tercer Milenio, Zaragoza, España. 4:5-18.
- 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-García y L. A. Domínguez-Pereda. 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 11 p.
- Horn, H.S. 1966. Measurement of "Overlap" in Comparative Ecological Studies. The American Naturalist. The University of Chicago. 100(914):419-424.
- INEGI. 2001. Conjunto de datos vectoriales fisiográficos. Conjunto nacional. Escala 1:1000000. Serie I. Provincias fisiográficas. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/temas/fisiografia/#Descargas>.

- INEGI. 2001. Conjunto de datos vectoriales fisiográficos. Conjunto nacional. Escala 1:1000000. Serie I. Subprovincias fisiográficas. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/temas/fisiografia/#Descargas>.
- INEGI. 2017. Carta de uso de suelo y vegetación, escala 1:250000. Serie VI (Continuo nacional). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Recuperado 25-10-2021. <https://www.inegi.org.mx/app/mapas/>.
- INIFAP-CONABIO. 1995. Carta edafológica escalas 1:250000 y 1:1000000. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Recuperado 25-08-2021 de <http://geoportal.conabio.gob.mx/>.
- Imaz G., M. 2010. Biodiversidad. Dirección General de Divulgación de la Ciencia. Universidad Nacional Autónoma de México. 28 p.
- Isasi-Catalá, E. 2010. Los conceptos de especies indicadoras, paraguas, banderas y claves: su uso y abuso en ecología de la conservación. *Interciencia* (36):31-38.
- Jiménez-Valverde, A. y J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología. Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva (Entomología)*. Madrid, España. 31(8):151-161.
- Jost, L. 2018. ¿Qué entendemos por diversidad? el camino hacia la cuantificación. *Metode Science Studies Journal*. Universidad de Valencia, España. 7 p.
- Jost, L., y J. A. González-Oreja. 2012. Midiendo la Diversidad Biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta zoológica lilloana* 56(1-2): 3-14.
- Laura H., J., H. Montoya T., P. L. Castellanos S. y R. A. Quiroz B. 2018. Evaluación de la diversidad del fitoplancton de la laguna La Viuda (Lima, Perú) en agosto-noviembre 2016. *Arnaldoa* 25(3):1027-1040.
- Ledig, F. T., G. E. Rehfeldt, C. Sáenz-Romero y C. Flores-López. 2010. Projections of suitable habitat for rare species under global warming scenarios. *American Journal of Botany*. 97(6): 970-987.

- Ledig, F. T., P. D. Hodgskiss y V. Jacob-Cervantes. 2002. Genetic diversity, mating system, and conservation of a Mexican subalpine relict, *Picea mexicana* Martínez. Conservation Genetics. Netherlands. 3:113-122.
- Ledig, F. T., P. D. Hodgskiss, K. V. Krutovskii, D. B. Neale y T. Equiluz-Piedra. 2004. Relationships among the spruces (*Picea*, Pinaceae) of southwestern North America. Systematic Botany 29(2):275-295.
- Ledig, F. T., M. Mápula-Larreta, B. Bermejo-Velázquez, V. Reyes-Hernández, C. Flores-López y M. A. Capó-Arteaga. 2000. Locations of endangered spruce populations in México and the demography of *Picea chihuahuana*. Madroño 47(2):71-88.
- Lima C., P. de A. y A. Tres C. 2016. Monitoreo de la biodiversidad en América Latina: Panorama y recomendaciones para estructurar una iniciativa. GKNORONHA. Brasília, Brasil. 2:152 p.
- López S., J. A. 2016. Biodiversidad. Facultad de Ciencias Agrícolas. Universidad Autónoma del Estado de México. México. 46 p.
- López-Hernández, J. A., O. A. Aguirre-Calderón, E. Alanís-Rodríguez, J. C. Monarrez-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. Doi:10.21829/myb.2017.2311518.
- López-Vázquez, C. y E. Hochsztain. 2017. Extended and updated tables for the Friedman rank test. Communications in Statistics-Theory and Methods 48(2):15 p. Doi: 10.1080/03610926.2017.1408829
- LGEEPA. 2021. Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, Artículo 3° fracción IV. Última reforma en el DOF 18-01-2021. Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión. Secretaria General. Secretaria de Servicios Parlamentarios. Dirección General de Servicios de Documentación, Información y Análisis. Diario Oficial de la Federación. 138 p.
- López L., D. 2009. Crecimiento de *Picea mexicana* Martínez en las poblaciones naturales de México. Tesis profesional. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Saltillo Coahuila. 68 p.

- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. New Jersey. U. S. A. 93 p.
- Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Science, Oxford, UK. 261 p.
- Manzanilla Q., G. E., J. M. Mata B., E. J. Treviño G., O. A. Aguirre C., E. Alanís R. y J. I. Yerena Y. 2020. Diversidad, estructura y composición florística de bosques templados del sur de Nuevo León. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 11(61): 94-123. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i61.703>
- Margalef, L. R. 1977. Ecología. Ediciones Omega. Barcelona 951 p.
- Margalef, L. R. 1956. Información y diversidad específica en las comunidades de organismos. Investigación Pesquera. 3:99-106.
- Margalef, L. R. 1972. Homage to Evelyn Hutchinson, or why is an upper limit to diversity. Connecticut. Academy of Arts and Sciences. University of Florida. Gainesville, Florida. 211 p.
- Martella, M. B., E. V. Trumper, L. M. Bellis, D. Reninson, P. F. Gionardo, G. Bazzano y R. M. Gleiser. 2012. Manual de ecología, evaluación de la biodiversidad. Reduca (Biología). Serie Ecología 5(1): 71-115.
- Martínez, M. 1961. Una nueva especie de *Picea* en México. Anales del Instituto de Biología 32 (1-2): 137-142.
- Medrano M., M. J., F. J. Hernández, S. Corral R. y J. A. Nájera L. 2017. Diversidad arbórea a diferentes niveles de altitud en la región de El Salto, Durango. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 40(8):57-68.
- Mendoza-Maya, E., J. Espino-Espino, C. Z. Quiñones-Pérez, C. Flores-López, C. Wehenkel, J. J. Vargas-Hernández y C. Sáenz- Romero. 2015. Propuesta de conservación de tres especies mexicanas de *Picea* en peligro de extinción. Revista Fitotecnia Mexicana 38(3):235-247.
- Mora-Donjuán, C. A. y E. Alanís-Rodríguez. 2016. Resiliencia de bosques de pino-encino en América: Una visión global del estado actual. Revista Forestal Mesoamericana Kurú 33(13):1-2.

- Mora-Donjuán, C. A., O. N. Burbano-Vargas, C. Méndez-Osorio y D. F. Castro-Rojas. 2017. Evaluación de la biodiversidad y caracterización estructural de un bosque en encino (*Quercus* L.) en la Sierra Madre del Sur, México. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú* 14(35):68-75.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M & T-Manuales y Tesis SEA. Zaragoza, España. 84 p.
- Moreno, C. E. y G. Halffter. 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology* 37:149-158.
- Moreno, C. E., F. Barragán, E. Pineda y N. P. Pavón. 2011. Reanalizando la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82(4):1249-1261.
- MMA, CTCN, CATIE, ICRAF. 2016. Diseño de una red de monitoreo de biodiversidad y cambio climático. Climate Technology Centre and Network, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Educación, World Agroforestry Centre. Ministerio de Ambiente de Chile Santiago, Chile. 173 p.
- Návar-Cháidez, J. de J. y S. González-Elizondo. 2009. Diversidad, estructura y productividad de bosques templados de Durango, México. *Polibotánica* 27:71-87.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A Hierarchical Approach Gaines. *Conservation Biology* 4(4):355-364. DOI: 10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x
- Núñez-Colín, C. A. 2018. Análisis de varianza no paramétrica: un punto de vista a favor para utilizarla. *Acta Agrícola y Pecuaria* 4(3): 69-79.
- Okpiliya, F. I. 2012. Ecological diversity indices: Any hope for one again? *Journal of Environment and Earth Science* 10(2):45-52.
- Plascencia, R. L., A. Castañón B. y A. Raz-Guzmán. 2011. La biodiversidad en México su conservación y las colecciones biológicas. *Ciencias* 101:38-42.
- Peet, R. K. 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5:285:307.

- Poole, R. W. 1974. An Introduction to quantitative ecology. McGraw-Hill. New York. 532 p.
- Pujol L., L. 2007. Biodiversidad y su importancia para la sustentabilidad. Ecología y biodiversidad UAIS. Universidad Abierta Interamericana. Centros de Altos Estudios Globales. Argentina. 8 p.
- Rajora, O. P. y A. Mosseler. 2001. Challenges and opportunities for conservation of forest genetics resources. *Euphytica* 118:197-212.
- Ramírez M., J. y J. M. Hernández L. 2007. Biodiversidad. Nuestra relación con la vida en la tierra. Quórum Legislativo. 95 p.
- Ricklefs, R. E. y M. Lau. 1980. Bias and dispersion of overlap indices: Results of some Monte Carlo Simulations. *Ecology* 61(5):1019-1024.
- Ríos-Saucedo, J. C., L. M. Valenzuela-Núñez y R. Rosales-Serna. 2019. Evaluación de la biodiversidad vegetal en áreas de bosque templado en Durango, México. *Ciencia e Innovación* 2(1):179-199.
- Rodríguez, P. y E. Vázquez-Domínguez. 2003. Escalas y diversidad de especies. Una perspectiva latinoamericana de la biogeografía. Facultad de Ciencias. UNAM. México 6 p.
- Romero S., N. 2012. La revolución en la toma de decisiones estadísticas: el p-valor. *Telos*. Venezuela. 14(3):439-446.
- Romero S., M. 2013. Comparación de medias en grupos apareados o dependientes. *Enfermería del Trabajo*. 3(2)8-23.
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 504 p.
- Sánchez R., E. V., L. López M., E. García M. y R. Cuevas G. 2003. Estructura, composición florística y diversidad de especies leñosas de un bosque mesófilo de montaña en la Sierra de Manantlán, Jalisco. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 73:17-34.
- Sánchez, O., R. Medellín, A. Aldama, B. Goettsch, J. Soberón y M. Tambutti. 2007. Método de evaluación del riesgo de extinción de las especies silvestres en México

- (MER) SEMARNAT, Instituto Nacional de Ecología, Instituto de Ecología de la Universidad Nacional Autónoma de México y Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México. 173 p.
- Sánchez T., J. 2019. Diversidad de especies arbóreas en gradiente altitudinal del Pico de Tancitaro, Santa Ana Zirosto, Uruapan, Michoacán. Tesis profesional. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Saltillo, Coahuila. 69 p.
- Santana, G., M. Mendoza, V. Salinas, D. Pérez-Salicrup, Y. Martínez e I. Aburto. 2014. Análisis preliminar de la diversidad y estructura arbórea-arbustiva del bosque mesófilo en el Sistema Volcánico Transversal de Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:1104-1116. DOI: 10.7550/rmb.41519
- Saquicela C., J. E. 2010. Análisis preliminar de riqueza y diversidad de lepidópteros diurnos promisorios en dos unidades de vegetación andina de la cuenca alta y media del Río Paute. Tesis profesional. Universidad de Cuenca. Cuenca, Ecuador. 143 p.
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. *Diario Oficial de la Federación (Segunda sección)* 77 p.
- SEMARNAT. 2018. Servicios ecosistémicos. Fundamentos desde el manejo de cuencas. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales 52 p.
- Slik F., J. W., N. Raes, Shin-Ichiro, Aiba, F. Q. Brearley, C. H. Cannon, E. Meijaard, H. Nagamasu, R. Nilus, G. Paoli, A. D. Poulsen, D. Sheil, E. Suzuki, J. L. C. H. van Valkenburg, C. O. Webb, P. Wilkie y S. Wulffraat. 2009. Environmental correlates for tropical tree diversity and distribution patterns in Borneo. *Diversity and Distributions* 15:523–532.
- Soberón M., J. y J. Llorente B. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* 7(3):480-488. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1993.07030480.x>

- Sonco S., R. 2013. Estudio de la diversidad alfa y beta en tres localidades de un bosque montano en la región de Madidi, La Paz-Bolivia. Tesis profesional. Facultad de Agronomía. Universidad Mayor de San Andrés. 154 p.
- Stevens, G. C. 1992. The elevational gradient in latitudinal range: An extensión of Rapoport's latitudinal rule to altitude. *The American Naturalist* 140(6):893-911.
- Systat Software. 2011. SigmaPlot for Windows Version 12.0. San Jose: Systat Software Inc. Recuperado 05-03-2021, en <https://www.addlink.es/productos/systat>.
- Taylor R. J. y T. F. Patterson. 1980. Biosystematics of mexican spruce species and populations. *Taxón* 29(4):421-440.
- Thukral, A. K., A. Chawla y M. O. Samson. 2006. Measurement of Biodiversity. *In: Statistical accounting of land and forestry resources*. Indian Institute of Forest Management. Bhopal, Madhya Pradesh 272 p.
- Thukral, A. K. 2017. A review on measurement of alpha diversity in biology. *Agricultural Research Journal* 54(1):1-10.
- UNAD. 2013. Índices de diversidad. Escuela de Ciencias Agrícolas, Pecuarias y del Medio Ambiente. Biología Ambiental. Universidad Nacional Abierta y a Distancia. 3 p.
- Vallejo, M. I. y D. I. Gómez. 2017. Marco conceptual para el monitoreo de la biodiversidad en Colombia. *Biodiversidad en la práctica, documentos de trabajo del Instituto Humboldt* 2(1):1-47.
- Vásquez G., A. 2008. Métodos de medición a nivel de especie. Biodiversidad alfa. Perú. Tomado de: <http://www.slideshare.net/anterovasquez/diversidad-alfa>
- Verdugo M., E. G. 2017. Estructura y diversidad arbórea en un gradiente altitudinal de un bosque mesófilo de montaña en la Sierra Madre de Chiapas, México. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Ciencias Forestales. México. 100 p.
- Villalba L., R. E. 2009. Diversidad y estructura de especies leñosas en poblaciones de *Picea martinezii* T. F. Patterson en México. Tesis profesional. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Saltillo. Coahuila. 82 p.



- Villarreal, H., M. Álvarez, S. Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gast, H. Mendoza, M. Ospina y A. M. Umaña. 2006. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de Inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Bogotá, Colombia. 236 p.
- Zúñiga V., J. M., E. A. Martínez L., C. Navarrete G., J. J. Graciano L., D. Maldonado A. y B. Cano M. 2018. Análisis ecológico de un área de pago por servicios ambientales hidrológicos en el ejido La Ciudad, Pueblo Nuevo, Durango, México. *Investigación y Ciencia de la Universidad Autónoma de Aguascalientes* 26(73): 27-36. Doi: 10.33064/iycuaa201873204

## 8. ANEXOS

Anexo 1. Índices de riqueza de especies por sitio de las dos poblaciones evaluadas en tres años en Sierra El Coahuilón y Sierra La Marta.

Población	Sitios	Índices								
		Riqueza de Especies			Margalef			Menhinick		
		1 EV	2 EV	3 EV	1 EV	2 EV	3 EV	1 EV	2 EV	3 EV
La Marta	1	5	5	5	0.7135	0.6198	0.6188	0.3032	0.1984	0.1973
	2	4	4	4	0.5904	0.5741	0.5285	0.3152	0.2933	0.2341
	3	4	4	4	0.6323	0.6667	0.6886	0.3730	0.4216	0.4529
	4	6	5	6	0.8604	0.6838	1.1315	0.3283	0.2684	0.6586
	5	4	4	4	0.5176	0.5111	0.5406	0.2205	0.2126	0.2495
	6	4	4	4	0.5410	0.5241	0.5059	0.2500	0.2287	0.2063
				<b>Prom.</b>	<b>0.6425</b>	<b>0.5966</b>	<b>0.6690</b>	<b>0.2984</b>	<b>0.2705</b>	<b>0.3331</b>
El Coahuilón	1	2	1	1	0.3693	0.0000	0.0000	0.5164	0.1393	0.3536
	2	2	2	2	0.9102	0.1956	0.1727	1.1547	0.1552	0.1106
	3	3	3	3	0.5014	0.4423	0.4905	0.4082	0.3128	0.3906
	4	3	3	3	0.4412	0.4412	0.4280	0.3111	0.3111	0.2900
	5	3	3	2	0.3433	0.3435	0.3789	0.1629	0.1632	0.5345
	6	2	2	2	0.2001	0.1983	0.1959	0.1644	0.1606	0.1557
				<b>Prom.</b>	<b>0.4609</b>	<b>0.2702</b>	<b>0.2702</b>	<b>0.4530</b>	<b>0.2070</b>	<b>0.3058</b>

Dónde: EV=Evaluación; Prom.=Promedio

Anexo 2. Índices de dominancia de especies por sitio para las dos localidades evaluadas en tres años en Sierra El Coahuilón y Sierra La Marta.

Población	Sitios	Índices					
		Simpson			McIntosh		
		1 EV	2 EV	3 EV	1 EV	2 EV	3 EV
La Marta	1	0.2964	0.3696	0.4145	0.4849	0.4083	0.3709
	2	0.3423	0.3477	0.3068	0.4504	0.4428	0.4739
	3	0.5454	0.4615	0.4310	0.2884	0.3585	0.3874
	4	0.7917	0.9271	0.6269	0.1166	0.0392	0.2339
	5	0.3344	0.4709	0.4643	0.4463	0.3314	0.3398
	6	0.4687	0.4842	0.6199	0.3364	0.3226	0.2242
	<b>Promedio</b>	<b>0.4631</b>	<b>0.5102</b>	<b>0.4772</b>	<b>0.3539</b>	<b>0.3171</b>	<b>0.3383</b>
El Coahuilón	1	0.8756	1.00	1.00	0.0867	0.0000	1.3536
	2	0.5556	0.8456	0.9180	0.6025	0.0872	0.0443
	3	0.4492	0.4761	0.5105	0.3817	0.3461	0.3283
	4	0.5819	0.5819	0.5203	0.2646	0.2646	0.3085
	5	0.5184	0.5720	0.5102	0.2961	0.2577	0.3899
	6	0.5033	0.5255	0.5200	0.3166	0.2991	0.3024
	<b>Promedio</b>	<b>0.5807</b>	<b>0.6668</b>	<b>0.6632</b>	<b>0.3247</b>	<b>0.2091</b>	<b>0.4545</b>

Dónde: EV=Evaluación.

Anexo 3. Índices de equidad de especies para las dos localidades evaluadas en tres años en Sierra El Coahuilón y Sierra La Marta.

Pob.	Sitios	Índices								
		Shannon-Wiener			Equidad de Pielou			Equidad de Hill		
		1 EV	2 EV	3 EV	1 EV	2 EV	3 EV	1 EV	2 EV	3 EV
La Marta	1	1.3717	1.2657	1.0453	0.8523	0.7864	0.6495	0.8558	0.7631	0.8483
	2	1.1515	1.1367	1.2439	0.8306	0.8200	0.8973	0.9236	0.9227	0.9397
	3	0.8671	0.9992	1.0533	0.6255	0.7208	0.7598	0.7704	0.7978	0.8093
	4	0.4676	0.1985	0.8261	0.2610	0.1233	0.4611	0.7914	0.8845	0.6982
	5	1.2203	1.0144	0.9920	0.8802	0.7317	0.7156	0.8827	0.7700	0.7987
	6	1.0159	0.9895	0.7754	0.7328	0.7137	0.5593	0.7726	0.7678	0.7429
	<b>Prom.</b>	<b>1.0157</b>	<b>0.9340</b>	<b>0.9893</b>	<b>0.6971</b>	<b>0.6493</b>	<b>0.6738</b>	<b>0.8327</b>	<b>0.8177</b>	<b>0.8062</b>
El Coahuilón	1	0.2449	0.0000	0.0000	0.3534	0.0000	0.0000	0.8940	1.0000	1.0000
	2	0.6365	0.2892	0.1768	0.9183	0.4173	0.2550	0.9524	0.8856	0.9128
	3	0.8690	0.8068	0.7970	0.7910	0.7344	0.7255	0.9335	0.9373	0.8828
	4	0.6484	0.6484	0.7095	0.5902	0.5902	0.6458	0.8985	0.8985	0.9453
	5	0.7396	0.6824	0.6829	0.6732	0.6211	0.9852	0.9207	0.8837	0.9901
	6	0.6899	0.6674	0.6730	0.9953	0.9629	0.9710	0.9967	0.9763	0.9811
	<b>Prom.</b>	<b>0.6381</b>	<b>0.5157</b>	<b>0.5065</b>	<b>0.7202</b>	<b>0.5543</b>	<b>0.5971</b>	<b>0.9326</b>	<b>0.9302</b>	<b>0.9520</b>

Dónde: EV=Evaluación; Pob.= Población; Prom.=Promedio.

Anexo 4. Valores del estadístico de Friedman y sus probabilidades para los índices de riqueza, dominancia y equidad en las poblaciones de La Marta y El Coahuilón.

Población		Riqueza de especies			Dominancia		Equidad		
		Riq. Esp.	Margalef	Menhnic k	Dom. Simpson	McIntosh	Shannon- Wiener	Pielou	Hill
La Marta	<i>Fr</i>	1.000	0.63	0.63	1.21	1.21	0.63	0.63	0.63
	<i>p</i>	0.4019	0.5549	0.5549	0.3392	0.3392	0.5549	0.5549	0.5549
El Coahuilón	<i>Fr</i>	1.67	2.10	1.83	2.42	1.97	4.57	2.42	0.55
	<i>p</i>	0.2373	0.1736	0.2100	0.1393	0.1900	0.0390	0.1393	0.5955

Dónde: *Fr*=Estadístico de Friedman; *P*=probabilidad del estadístico de Friedman; Riq. Esp.=Riqueza específica.

Anexo 5. Sitios de evaluación de *Picea mexicana* en Sierra La Marta.



Anexo 6. Sitio 3, de la población de *Picea mexicana* en Sierra El Coahuilón.



Anexo 7. Sitio 6, de la población de *Picea mexicana* en Sierra El Coahuilón.

