

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
DIVISIÓN DE AGRONOMÍA
DEPARTAMENTO FORESTAL



Diversidad Estructural y su Relación con la Diversidad de Especies del Estrato Arbóreo
en la Sierra de Aramberri y General Zaragoza, Nuevo León

Por:

LEOPOLDO DAMIÁN VÁSQUEZ

TESIS

Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

INGENIERO FORESTAL

Saltillo, Coahuila, México.

Junio de 2015.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
DIVISIÓN DE AGRONOMÍA
DEPARTAMENTO FORESTAL

Diversidad Estructural y su Relación con la Diversidad Biológica del Estrato Arbóreo en
la Sierra de Aramberri y General Zaragoza, Nuevo León

Por:

LEOPOLDO DAMIÁN VÁSQUEZ

TESIS

Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

INGENIERO FORESTAL

Aprobada



[Firma manuscrita]

M. C. José Aniseto Díaz Baldovinos
Asesor Principal

DEPARTAMENTO FORESTAL

[Firma manuscrita]
Dr. Celestino Flores López
Coasesor

[Firma manuscrita]
M.C. Juan Antonio Encina Domínguez
Coasesor



Dr. Leobardo Bañuelos Barreto
Coordinador de la División de Agronomía
Coordinación
División de Agronomía
Saltillo, Coahuila, México.

Junio de 2015.

DEDICATORIA

A la virgen de Juquila por permitirme alcanzar esta nueva meta, por llenarme de la fuerza necesaria para levantarme innumerables veces de mis tropiezos durante mi formación profesional.

Con mucho cariño y afecto a mis padres Élfego Damián Guzmán e Isabel Vásquez Rodríguez que me dieron la vida, por brindarme su apoyo incondicional en las buenas, en las malas, por haber confiado en mí desde el primer momento en que empecé mi preparación profesional y sobre todo por haberme guiado hacia el buen camino personal y profesional.

A mis hermanos Amalio Damián Vásquez, Monserrat Damián Vásquez y Jorge Luis Damián Vásquez por ser parte de mi vida y que a pesar de nuestras diferencias han sido una de mis fortalezas para seguir adelante.

A mis abuelos Santiago Mario Vásquez García y Clemencia Sofía Rodríguez García por su consejos y sus incontables bendiciones que me ofrecieron antes de cada partida hacia la UAAAN.

En general este logro se lo dedico a toda mi familia y amigos, a todos aquellos que han estado presentes a lo largo de mi formación tanto personal como profesional, porque directa o indirectamente sé que he contado con su apoyo.

AGRADECIMIENTOS

En mi formación profesional agradezco a:

A mi “ALMA TERRA MATER”, la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, mi segundo hogar, donde me prepare profesionalmente, agradezco por ser la mejor institución a la que pude haber ingresado.

Dentro de la UAAAN agradezco al departamento forestal y a los profesores por sus enseñanzas, agradezco por las buenas y no tan buenas experiencias que pase dentro de mi preparación, ya que con cada una de ellas me enseñaron el camino correcto.

Agradezco a cada uno de mis asesores: al M. C. José Aniceto Díaz Balderas asesor principal, por el tiempo, el apoyo y las enseñanzas durante todo el proceso del presente estudio tanto en el trabajo de campo como en el trabajo de gabinete, al M.C. Juan Antonio Encina Domínguez por su apoyo incondicional en la identificación de las especies y en sus oportunas aportaciones, por último y no menos importante al Dr. Celestino Flores López por sus aportaciones al presente documento.

En lo personal:

Agradezco a mis Padres Élfego Damián Guzmán e Isabel Vásquez Rodríguez ya que sin ellos este logro no hubiese ser posible, les agradezco por su apoyo, su cariño y sus consejos, los cuales me llevaron a alcanzar este logro que no es solo mío sino también de ustedes.

Agradezco a mis amigos que me apoyaron en el trabajo de campo, a Erick Paul Vargas, Leticia Jiménez, Marino García, José Luis Antonio y Víctor Rivas, gracias por las grandiosas aventuras que pasamos durante nuestros viajes y estancia en “Los Garza”.

Agradezco a mis amigos y compañeros que tuve la oportunidad de conocer al ingresar a la UAAAN, a Erick Paul Vargas, Yabal Alfaro, Carmen Espinoza, Ana Gabriela Ramírez, Gabriel Cervantes, Felipe Chávez, Eleazar Martínez, Carolina Lizcano y Jorge Astorga.

A las amistades que conseguí y que me acompañaron durante mi estancia en la UAAAN, a Rosa Linda Mondragón, Fabiola Mondragón, Jonathan Sánchez, Rafael Venegas.

ÍNDICE DE CONTENIDO

	Página
ÍNDICE DE CUADROS	iv
ÍNDICE DE FIGURAS	v
RESUMEN.....	vii
ABSTRACT	ix
I INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Objetivos	2
1.1.1 Objetivo General.....	2
1.1.2 Objetivos Específicos	2
1.2 Hipótesis	3
II REVISIÓN DE LITERATURA	4
2.1 Diversidad Biológica.....	4
2.1.1 Niveles de diversidad biológica	5
2.1.1.1 Diversidad genética	5
2.1.1.2 Diversidad de Especies	6
2.1.1.3 Diversidad de Ecosistemas.....	6
2.1.2 Escalas de la diversidad de especies.....	7
2.1.2.1 Diversidad Primaria o Alfa (α).....	8
2.1.2.2 Diversidad Secundaria o Beta (β).....	8
2.1.2.3 Diversidad terciaria o Gamma (γ).....	9
2.1.3 Valor de importancia de las especies	9
2.2 Medición de la diversidad de especies.....	10
2.2.1 Uniformidad o Equitatividad.....	10
2.2.2 Heterogeneidad	11

2.2.3	Riqueza de Especies.....	13
2.2.4	Estimación del Valor de Importancia	14
2.3	Diversidad Estructural.....	14
2.4	Medición de la estructura.....	15
2.4.1	Diferenciación dimensional en la Estructura Horizontal y Vertical.....	15
2.4.1.1	Diferenciación dimensional en diámetro (TD).....	16
2.4.1.2	Diferenciación dimensional en altura (TH).....	16
2.4.2	Distribución Espacial.....	16
III	MATERIALES Y MÉTODOS	19
3.1	Descripción del área de estudio.....	19
3.1.1	Antecedentes	19
3.1.2	Localización.....	19
3.1.3	Vegetación	21
3.1.4	Clima	21
3.1.5	Hidrología superficial.....	21
3.1.6	Edafología	21
3.2	Metodología de la investigación.....	22
3.2.1	Sistema de muestreo.....	22
3.2.1.1	Medición Global	23
3.2.1.2	Muestreo del grupo estructural de los cinco árboles.....	24
3.2.2	Estimación de la diversidad de especies.....	24
3.2.2.1	Estimación de la Heterogeneidad	24
3.2.2.2	Estimación de la Equitatividad	25
3.2.2.3	Estimación de la Riqueza de Especies	26
3.2.2.4	Estimación del índice de Valor de Importancia (IVI)	27

3.2.3 Estimación de la estructura	28
3.2.3.1 Estimación de la estructura vertical y horizontal	29
3.2.3.2 Estimación de la distribución espacial	30
3.2.4 Coeficiente de correlación de Pearson	31
IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	32
4.1 Diversidad de especies	32
4.1.1 Heterogeneidad	33
4.1.2 Equitatividad.....	34
4.1.3 Riqueza de especies	35
4.1.4 Valor de Importancia	36
4.2 Diversidad estructural.....	39
4.2.1 Diferenciación diamétrica (\overline{TD}).....	39
4.2.2 Diferenciación en altura (\overline{TH})	42
2.2.3. Distribución espacial.....	44
4.3 Correlación entre diversidad de especies y la diversidad estructural.....	44
V CONCLUSIONES	52
VI LITERATURA CITADA.....	53
VII ANEXOS	62

ÍNDICE DE CUADROS

	Página
Cuadro 1. Especies que caracterizan la vegetación de las pequeñas propiedades “Los Garza” y “Cerro del Niño”, Aramberri, Nuevo León.....	32
Cuadro 2. Índices de diversidad de especies en los predios “Los Garza” y “Cerro del Niño”, Aramberri, Nuevo León.	33
Cuadro 3. Abundancia, dominancia, frecuencia y valor de importancia de las especies en la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.	37
Cuadro 4. Diferenciación diamétrica de especies vegetales en la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.	40
Cuadro 5. Diferenciación en altura para las especies que representan la vegetación en la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.	42
Cuadro 6. Correlación de Pearson entre los índices de diversidad de especies y los índices de diversidad estructural del estrato arbóreo de la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.	45

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Niveles de la biodiversidad biológica.....	5
Figura 2. Ejemplificación de una comunidad A y B con respecto al aspecto de equitatividad de la diversidad de especies (Krebs, 1999).....	11
Figura 3. Ejemplificación de una comunidad A, B y C con respecto al aspecto de heterogeneidad de la diversidad de especies (Krebs, 1999).	12
Figura 4. Ejemplificación de una comunidad A y B con respecto al aspecto de riqueza de especies de la diversidad de especies (Krebs, 1999).	13
Figura 5. Ubicación del predio pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri, y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León, México.	20
Figura 6. Arreglo de los sitios concéntricos con el muestreo del grupo estructural de los cinco árboles y sitios de 1,000 m ²	23
Figura 8. Valor de importancia relativo (VIR) de las especies en la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.	38
Figura 9. Distribución de los valores de Diferenciación Diamétrica en la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.	41
Figura 10. Distribución de los valores de diferenciación en altura para la propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.	43
Figura 11. Correlación de los valores de importancia de <i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>estevezii</i> y el índice de distribución espacial de Clark y Evans para el estrato arbóreo de la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.....	46
Figura 12. Correlación de los valores de importancia de <i>Quercus laeta</i> Liebm con el índice de diferenciación dimensional en diámetro para el estrato arbóreo de la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.	47

Figura 13. Correlación de los valores de importancia de *Quercus laeta* Liebm con el índice de diferenciación dimensional en altura para el estrato arbóreo de la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León..... 47

Figura 14. Correlación de los valores de importancia de *Pinus pseudostrobus* var. *estevezii* Martínez con el índice de diferenciación dimensional en diámetro para el estrato arbóreo de la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León..... 48

Figura 15. Correlación de los valores del Índice Heterogeneidad de Shannon y el Índice de Distribución Espacial de Clark y Evans para el estrato arbóreo de la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León..... 49

Figura 16. Correlación de los valores del Índice Heterogeneidad de Shannon y el Índice de Equitatividad de Simpson para el estrato arbóreo de la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León..... 49

RESUMEN

El objetivo principal de esta investigación fue evaluar la diversidad estructural y su relación con la diversidad de especies del estrato arbóreo de un ecosistema forestal en la Sierra de Aramberri y General Zaragoza, Nuevo León; los objetivos específicos fueron evaluar la diversidad de especies y la diversidad estructural. El estudio se desarrolló en un Bosque de Encinos y Coníferas dentro de la pequeña propiedad “Los Garza” en el municipio de Aramberri y en la pequeña propiedad “Cerro del Niño” del municipio de General Zaragoza. La metodología propuesta es una combinación de la medición del bosque con sitios de 1,000 m² y un muestreo del grupo estructural de los cinco árboles desarrollado por Fuldner y Gadow (1994). La medición de los sitios de 1,000 m² se utilizó para determinar la diversidad de especies por medio de los aspectos de equitatividad con el Índice de Simpson (1/D), heterogeneidad con Índice de Shannon (H'), riqueza de especies con el Índice de Menhinick (D_{mn}), además de la Abundancia y Dominancia relativas, por otra parte con el muestreo del grupo estructural de los cinco árboles se determinó la diversidad estructural horizontal con el Índice de diferenciación dimensional en diámetro (TD), vertical con el índice de diferenciación dimensional en altura (TH) y la distribución espacial por medio del índice de agregación de Clark y Evans (R). Como resultados de la diversidad de especies se encontraron 20 especies, correspondientes a 12 géneros, los cuales son *Abies*, *Arbutus*, *Carya*, *Cercocarpus*, *Cornus*, *Garrya*, *Liquidambar*, *Persea*, *Pinus*, *Prunus*, *Quercus* y *Tilia*; para el índice de diversidad de Shannon se encontró un valor bajo de 1.7840, para el índice de equitatividad de Simpson se encontró un valor medio de 0.4927, el índice de Menhinick resultó en 0.7720, en cuanto al valor de importancia se encontró que el género *Quercus* suma un valor de 153.69%, mientras que el género *Pinus* se queda con 45.44% y el género *Cercocarpus* con 43.82%. En cuanto a los índices que describen la diversidad estructural se encontró que para la diferenciación dimensional en diámetro más del 75% de los árboles muestreados se ubican dentro de los rangos fuerte y muy fuerte con el 38.66% y 37.30% respectivamente, para la diferenciación dimensional en altura la

mayor concentración es en la categoría para valores fuertes con un 36.07% y la menor distribución en la categoría baja con 1.03% y para el índice R de Clark y Evans se obtuvo un valor alto promedio de 2.011 lo que indica una tendencia a la regularidad. Para evaluar la relación entre la diversidad de especies y la biodiversidad estructural se empleó el coeficiente de correlación de Pearson (r), con el cual se encontró valores significativos a nivel de 0.05 se encontró dos valores de correlación similares entre el Valor de importancia de *Quercus laeta* Liebm con el índice de diferenciación dimensional en Altura y el valor de importancia de *Pinus pseudostrobus* var. *estevezii* Martínez con el índice de diferenciación dimensional en diámetro, además de la correlación de la equitatividad de Simpson y el índice de diferenciación dimensional en diámetro, con una correlación positiva baja de 0.376; por último a nivel de 0.01, la correlación más alta se presentó entre el Valor de importancia de *Quercus laeta* Liebm y el índice de diferenciación dimensional en diámetro con 0.652.

Palabras clave: diversidad estructural, diversidad de especies, Bosque de Encinos y Coníferas, correlación.

Correo electrónico; Leopoldo Damián Vásquez, leopoldo1989damian@gmail.com

ABSTRACT

The main objective of this research was to evaluate the structural diversity and their relationship with the biological diversity of tree stratum of a forest ecosystem in the Sierra de Aramberri and General Zaragoza, Nuevo Leon; the specific objectives were to evaluate biological diversity and structural diversity. The study took place in a forest of oak and conifers within the small property "Los Garza" in the municipality of Aramberri and small property "Cerro del Niño" in the municipality of General Zaragoza. The proposed methodology is a combination of measurement of forest sites with 1,000 m² and a sampling of the structural group of five trees developed by Fuldner. The measurement of 1,000 m² site it was used to determine biodiversity through aspects of evenness with Simpson index (1/D), heterogeneity index of Shannon (H'), the species richness index Menhinick (D_{MN}), in addition to the abundance and dominance relative (%); moreover with the sampling structural group of five horizontal trees was determined the horizontal structural diversity by index Dimensional Differentiation in diameter (TD), the vertical structure by index Differentiation Dimensional Height (TH) and spatial distribution was determined by means of Aggregation Index Clark and Evans (R). As the results of biological diversity 20 species belonging to 12 genera, which are found *Abies*, *Arbutus*, *Carya*, *Cercocarpus*, *Cornus*, *Garrya*, *Liquidambar*, *Persea*, *Pinus*, *Prunus*, *Quercus* y *Tilia*; for diversity index Shannon a low value of 1.7840, for the evenness index of Simpson an average value of 0.4927, found the rate of Menhinick resulted in 0.7720, about of the value of importance was found that genus *Quercus* has a value of 153.69%, while *Pinus* stays with 45.44% and 43.82% with genus *Cercocarpus*. In terms of indices describing the structural diversity it was found that for Dimensional Differentiation in diameter more than 75% of the sampled trees are located within the strong ranges and strong with 38.66% and 37.30% respectively for Dimensional Differentiation Height the highest concentration is in the category for strong values with 36.07% and the lower distribution in the low category with 1.03% and the ratio R Clark and Evans an average high value of 2011 indicating a tendency was obtained regularity.

To evaluate the relationship between biodiversity and structural biodiversity was used the correlation coefficient of Pearson (r), with which significant at 0.05 level values were found, also was found two values similar in correlation between the value of importance of *Quercus laeta* Liebm with the index dimensional difference in height and the value of importance index of the *Pinus pseudostrobus* var. *estevezii* Martínez with the dimensional differentiation in diameter, in addition to the correlation Simpson evenness and the dimensional differentiation index in diameter, with low positive correlation of 0.376; finally 0.01 level, the highest correlation was found between the value of importance of *Quercus laeta* Liebm and dimensional differentiation index in diameter with 0.652.

Keywords: structural diversity, biodiversity, forest oak and conifer, correlation.

I INTRODUCCIÓN

La diversidad biológica o biodiversidad es importante para la humanidad, pues los ecosistemas proporcionan servicios ambientales, producción de alimentos, posibilidad de extraer productos, captura del bióxido de carbono, entre otros (CONABIO, 2006). Diversas acciones del hombre como el aprovechamiento y extracción de la madera tiene gran influencia en ecosistemas forestales, donde el impacto comprende los efectos directos e indirectos sobre las especies de plantas y animales individuales, así como los amplios cambios en la estructura y función del ecosistema (Valdez y Luna, 2011).

La biodiversidad es un tema amplio el cual es relativamente nuevo ya que su uso se difundió en la década de los noventa, donde por medio del Convenio sobre Diversidad Biológica aprobado en Río de Janeiro en 1992 fue definida como la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos.

Se han planteado diversos métodos para conservar la biodiversidad, uno de estos es el manejo sustentable de los ecosistemas. Es por ello que una de las tareas del manejo forestal es la búsqueda de nuevos métodos de planeación e inventarios de los ecosistemas forestales, en los cuales se fomente la importancia de la biodiversidad, así como la demanda de productos forestales, teniendo entonces que el reto del manejo forestal consiste en obtener a partir de estas variables los nuevos indicadores de la sustentabilidad (Aguirre, 2002).

Diversos investigadores sugieren que el conocimiento sobre las diversas características estructurales en los bosques es fundamental para el desarrollo adecuado de planes de manejo en recursos naturales, ya que consideran que es un buen indicador de la biodiversidad del sistema y es modificable a través de la silvicultura, siendo que la estructura de un bosque está relacionada con su estabilidad frente a distintos factores

bióticos y abióticos, así como con los beneficios directos como productos e indirectos como fijación de carbono, paisaje y protección del suelo (Jiménez *et al.*, 2001 y Del Río *et al.*, 2003). Sin embargo los ecosistemas forestales se caracterizan por tener una variada estructura de acuerdo a las especies arbóreas que los conforman, entre otros factores, del origen y desarrollo de sus componentes en tiempo y espacio (Torres *et al.*, 2006).

De acuerdo a lo anterior Baca (2000) y Corral *et al.* (2005), señalan que para lograr un manejo sustentable de los ecosistemas forestales, uno de los primeros pasos a seguir son las investigaciones, en las cuales es necesario el empleo de una serie de índices o variables que reflejen estas características en rodales.

En este trabajo se planteó como objetivo evaluar la diversidad estructural y su relación con la diversidad de especies del estrato arbóreo en una comunidad boscosa en la Sierra de Aramberri, Nuevo León, para así aportar información sobre el comportamiento de la biodiversidad con su estructura, de tal forma que por medio de más investigaciones de este tipo se pueda estimar la biodiversidad a partir de las mediciones estructurales de una población.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo General

Evaluar la diversidad estructural y su relación con la diversidad de especies del estrato arbóreo de un bosque de encino-pino en la Sierra de Aramberri y General Zaragoza, Nuevo León.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Evaluar la diversidad de especies del estrato arbóreo con la aplicación de los índices de heterogeneidad de Shannon, equitatividad de Simpson, riqueza de Menhinick y el valor de importancia relativo de las especies.
- Evaluar la diversidad estructural del estrato arbóreo con la aplicación de índices de diferenciación dimensional en diámetro, diferenciación dimensional en altura y distribución espacial de Clark y Evans.

1.2 Hipótesis

Ho: No existe correlación entre la diversidad de especies y la diversidad estructural en el estrato arbóreo.

II REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Diversidad Biológica

El concepto de biodiversidad es reciente, puesto que su uso se difundió en la década de los noventa. Según el convenio sobre diversidad biológica aprobado en Río de Janeiro en 1992 define a la "diversidad biológica o biodiversidad" como la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y ecosistemas (Wilson, 2010).

La diversidad biológica es importante para el ser humano, ya que los ecosistemas proporcionan servicios ambientales, producción de alimentos, variados productos, captura del bióxido de carbono, entre otros, de ahí surge la importancia de la biodiversidad como tema de estudio (SEMARNAT, 2011). Las comunidades boscosas son más diversas dentro de los ecosistemas terrestres, los cuales pueden proporcionar múltiples beneficios a la sociedad, siempre y cuando no se encuentren sobreexplotados (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2011).

Por lo tanto, la pérdida de biodiversidad amenaza la calidad de vida las personas dependientes de todos los ecosistemas, incluidos los forestales. La pérdida de biodiversidad es un fenómeno originado por múltiples causas, en las que la acción del ser humano es el factor común. Las principales causas de la pérdida de biodiversidad son la destrucción del hábitat, la introducción de especies no nativas, la sobreexplotación de los recursos naturales, la acumulación de la contaminación y el mal uso de los recursos naturales (Clean Up the World, 2010; Fundación IPADE, 2011).

Derivada de la conformación de un grupo multidisciplinar de científicos y profesionales de diversos campos, en varios países, mediante el Manifiesto de Granda 2008 y el Convenio sobre Diversidad Biológica de 1992 sugieren la aplicación de medidas que aseguren la conservación de la biodiversidad (Generalitat Valenciana, 2008). En tanto

el concepto del uso sostenible de la diversidad biológica es esencial en este sentido: significa que las especies que se utilizan a un determinado ritmo que no ocasione la disminución a largo plazo de la diversidad biológica, manteniendo así su potencial para satisfacer las necesidades y las aspiraciones de las generaciones presentes y futuras (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2010).

Corral *et al.* (2005) y Baca (2000), señalan que para lograr un buen manejo, uno de los primeros pasos a seguir es la investigación. Autores como Jiménez *et al.* (2001) y Del Río *et al.* (2003), coinciden en que el conocimiento sobre las características estructurales en los bosques es fundamental para el desarrollo de planes de manejo en recursos naturales, ya que es un buen indicador de la biodiversidad del sistema y es modificable a través de la silvicultura, por lo que su adecuado conocimiento es indispensable para garantizar una gestión sostenible.

2.1.1 Niveles de diversidad biológica

Los distintos tipos de análisis de la diversidad biológica difieren en cuanto a la escala de medición, por lo cual, para entender mejor el estudio de la biodiversidad, los expertos han dividido su estudio en tres niveles (Halffter, 1994; FECYT, 2011 y SEMARNAT, 2011). En un primer nivel de estudio se encuentra la variación genética, la cual se encuentra contenida dentro de las especies, la que a su vez conforma el segundo nivel, formando parte de los ecosistemas, el tercer nivel (Figura 1) (SEMARNAT, 2011).

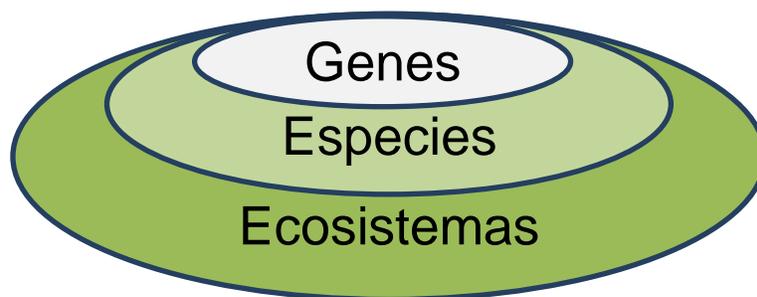


Figura 1. Niveles de la biodiversidad biológica.

2.1.1.1 Diversidad genética

La variabilidad genética en sentido amplio es el componente más básico de la biodiversidad y se define como las variaciones heredables que ocurren en cada

organismo, entre los individuos de una población y entre las poblaciones dentro de una especie (Piñero, 2008).

La variabilidad genética juega un papel fundamental en los procesos evolutivos: si todos los individuos de una población o especie fueran idénticos y produjesen descendencia idéntica a ellos no habría cambio evolutivo y la diversidad (al menos a este nivel) sería 0. La evolución sólo es posible si existe variabilidad genética, y por tanto, la biodiversidad, como resultante de la evolución, depende de ésta en primera instancia. El origen de la variabilidad a este nivel se encuentra en la mutación y la recombinación, que originan nuevas variantes genéticas (mutación) o nuevas combinaciones de estas variantes (recombinación) o lo que es lo mismo, diversidad en la composición genética de individuos, poblaciones y especies (Martínez, 2002).

2.1.1.2 Diversidad de Especies

El segundo nivel de estudio se refiere a la concepción más común de la biodiversidad, es decir a la variedad de especies que viven en un lugar o región determinada. En una selva, por ejemplo, la diversidad de especies la integran los cientos de especies de árboles, arbustos, lianas, hongos, helechos, felinos, roedores, aves y microorganismos, entre muchas otras que ahí habitan (SEMARNAT, 2011).

La unidad de clasificación taxonómica de los organismos es la especie. Este término es difícil de definir, sin embargo, en 1942, el biólogo Ernst Mayr definió especie como el grupo de poblaciones naturales que son capaces de cruzarse entre sí y sus descendientes son fértiles; las especies están aisladas una de otra en lo que concierne a la reproducción. El concepto potencialmente capaces de cruzarse entre sí, significa que son poblaciones que se pudieran cruzar si estuvieran en proximidad física unas con otras (Valdivia, 2005).

2.1.1.3 Diversidad de Ecosistemas

Es un complejo dinámico de comunidades vegetales, animales y de microorganismos y su medio no viviente que interactúan como una unidad funcional. Por lo tanto la diversidad de ecosistemas comprende tanto la variedad de hábitats de un área determinada (es decir, el espacio físico con características específicas de clima, suelos

y topografía, entre otros aspectos) como las comunidades biológicas que los habitan (SEMARNAT, 2011 y Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2010).

Los ecólogos emplean el término ecosistema para indicar una unidad natural de partes vivientes o inertes, con interacciones mutuas para producir un sistema estable en el cual el intercambio de sustancias entre las plantas vivas e inertes es de tipo circular. Un ecosistema puede ser tan grande como un océano o un bosque, o uno de los ciclos de los elementos, o tan pequeño como un acuario que contiene peses tropicales, plantas verdes y caracoles. Para calificarla de un ecosistema estable, donde el recambio de materiales sigue un cambio circular (Vilsee, 1996).

Para Magurran (1988) una comunidad no consiste en un grupo de especies en igual abundancia, lo normal sería que la mayoría de especies sean raras, mientras que un moderado grupo son comunes, con pocas especies muy abundantes. Así, una comunidad tiene una alta diversidad de especies si la abundancia de las especies son iguales o similares.

2.1.2 Escalas de la diversidad de especies

Generalmente, un paisaje (o zona geográfica concreta) incluye varias comunidades vegetales que se distribuyen en el territorio en función de los parámetros ecológicos, usos del suelo, u otros factores (Ferrior y Merle, 2012). Por lo cual el estudio de la diversidad a diferentes escalas de análisis se ha desarrollado. Los estudiosos de la ecología se centraron en analizar la composición de especies en las comunidades y en tratar de entender los procesos locales como clima, heterogeneidad ambiental e interacciones bióticas, que explicaran los patrones de riqueza observados. Estas dos visiones corresponden a dos puntos de un continuo del que también forman parte otras escalas espaciales como son el paisaje, los biomas, continentes o incluso todo el planeta (Rodríguez y Vázquez, 2003).

Aunque se reconocen diferentes niveles de organización de la diversidad, desde genes hasta ecosistemas, la mayoría de los análisis sobre variación espacial se refieren a la biodiversidad medida como el número de especies observadas o estimadas que se encuentran en un área determinada (riqueza de especies), es por ello que las

investigaciones se concentran en las escalas espaciales propuestas por Whittaker (1960), siendo estas de las más utilizadas, el enfoque alfa, beta y gamma, y el enfoque regional-local (Rodríguez y Vázquez, 2003).

Uno de los inconvenientes asociados a este enfoque es la definición de las escalas, dejando en el aire interrogantes en cuanto a las dimensiones de una localidad y al criterio con el que se delimita una región, ya que este tipo de preguntas no tienen una respuesta clara. La decisión de dónde termina una escala y empieza la otra depende del grupo de estudio y de los objetivos del trabajo (Rodríguez y Vázquez, 2003).

2.1.2.1 Diversidad Primaria o Alfa (α)

Según Whittaker (1960) se refiere a la riqueza de especies de una comunidad en particular, o de un estrato dado. Por su parte Halffter y Moreno (2005) la definen como la diversidad puntual ya que refleja las relaciones ecológicas que se encuentran en un espacio puntual; prescindiendo de asociar la diversidad alfa con una extensión territorial fija, determinan que su valor puede expresarse como: 1) El número de especies que tiene una comunidad en un punto determinado (diversidad alfa puntual); 2) Un promedio de valores puntuales correspondientes a diferentes lugares dentro de un paisaje ocupado por una comunidad (diversidad alfa promedio); 3) El número de especies que se colecta en un punto determinado en un cierto lapso de tiempo (diversidad alfa acumulada).

2.1.2.2 Diversidad Secundaria o Beta (β)

Es el grado de variación de la composición de la comunidad, o el grado de diferenciación de la comunidad, en relación con un complejo gradiente de medio ambiente, o un patrón de ambientes, que puede ser designada diversidad secundaria o beta (Whittaker, 1960). Entre dos comunidades vegetales distintas geográficamente contiguas en el territorio, existirán especies diferentes y probablemente especies comunes. La diversidad beta es la tasa de cambio en especies de dos comunidades vegetales adyacentes. Refleja por lo tanto la diferencia de composición de las dos comunidades y en última instancia la heterogeneidad del paisaje (Ferrior y Merle, 2012). La diversidad beta mide diferencias o recambio entre las especies de dos puntos, dos tipos de comunidad o dos paisajes. Estas diferencias podrán ocurrir en el espacio,

cuando las mediciones se hacen en sitios distintos en un mismo tiempo, o en el tiempo, cuando las mediciones se realizan en el mismo lugar pero en tiempos distintos (Halffter y Moreno, 2005).

2.1.2.3 Diversidad terciaria o Gamma (γ)

Se refiere a la diversidad de especies de un número de muestras de la comunidad, por alguna variedad de entornos, que han sido combinados, de modo que el valor de la diversidad es una resultante de ambas diversidades alfa y beta de estas muestras (Whittaker, 1960). Para Halffter y Moreno (2005) la diversidad gamma es el número de especies del conjunto de sitios o comunidades que integran un paisaje. Siendo esta escala la más compleja de las tres ya que al referir a la diversidad gamma a un paisaje, se asocian con una extensión espacial y con una historia geomorfológica y evolutiva común, no simplemente con un área grande que abarque muchos sitios.

2.1.3 Valor de importancia de las especies

El análisis del valor de importancia de las especies cobra sentido ya que el objetivo de medir la diversidad biológica es, además de aportar conocimientos a la teoría ecológica, contar con parámetros que permitan tomar decisiones o emitir recomendaciones en favor de la conservación de taxa o áreas amenazadas, o bien monitorear el efecto de las perturbaciones en el ambiente (Magurran, 1988).

Para evaluar la importancia de las especies arbóreas en la población se utiliza la abundancia, dominancia y frecuencia como medida de valoración. Tomando como base que la abundancia, dominancia y frecuencia son atributos que le dan el valor a las especies dentro de una comunidad (Mueller y Ellenberg, 1974).

Lamprecht (1990) señala que la abundancia está determinada por el número de individuos por hectárea y la dominancia como la variable de proporción de área basal. A su vez la cobertura de la copa de todos los individuos de una especie determina su dominancia, esto representa una dificultad en ecosistemas cerrados como los bosques tropicales, donde la determinación de las proyecciones de las copas no es posible. Para solucionar esta situación se emplea el área basal de los individuos como valor de dominancia. Por lo tanto, la dominancia absoluta de una especie es el producto de la

suma del área basal o de la cobertura individual expresada en m². La dominancia relativa proviene del cálculo de la proporción de una especie en el área basal o cobertura total evaluada (Jiménez *et al.*, 2001). Por otra parte la frecuencia se refiere a la existencia o la ausencia de una especie en un sitio de muestreo (Lamprecht, 1990).

2.2 Medición de la diversidad de especies

A lo largo de los años, para realizar el estudio de la biodiversidad biológica a un nivel de especies y población, diversos investigadores basan sus estudios mediante tres aspectos los cuales han llamado equitatividad, heterogeneidad y riqueza de especies. Los cuales hacen más factible el estudio de la biodiversidad, ya que por sí mismo resulta ser un tema bastante complejo (Peet, 1974; Magurran, 1988; Krebs, 1999 y Moreno, 2001).

Derivado de lo anterior, los estudios de la diversidad exigen la aplicación de medidas ecológicas y cuantitativas que permitan una comparación estadística rápida y de fácil interpretación, para ello diversas investigaciones basan sus estudios en indicadores estadísticos, mejor conocidos como índices. Los índices son medidas estadísticas diseñadas para mostrar los cambios en una variable o un grupo de variables relacionadas, con respecto a una serie de determinadas condiciones, como es el en tiempo o la situación geográfica (Sánchez, 2004).

2.2.1 Uniformidad o Equitatividad

Krebs (1999) señala que la equitatividad no depende solo del número de especies dentro de la comunidad, sino más bien de la proporción del número de individuos por especie, por lo cual en el ejemplo que plantea la equitatividad que tiende a ser máxima pertenece a la comunidad A, y por lo contrario la comunidad B representa una equitatividad más baja (Figura 2), cuando todas las especies tienen igual abundancia en la comunidad, la equitatividad es máxima. El concepto de uniformidad o equitatividad radica de la heterogeneidad, otro concepto clave de la diversidad (Peet, 1974 y Krebs, 1999).

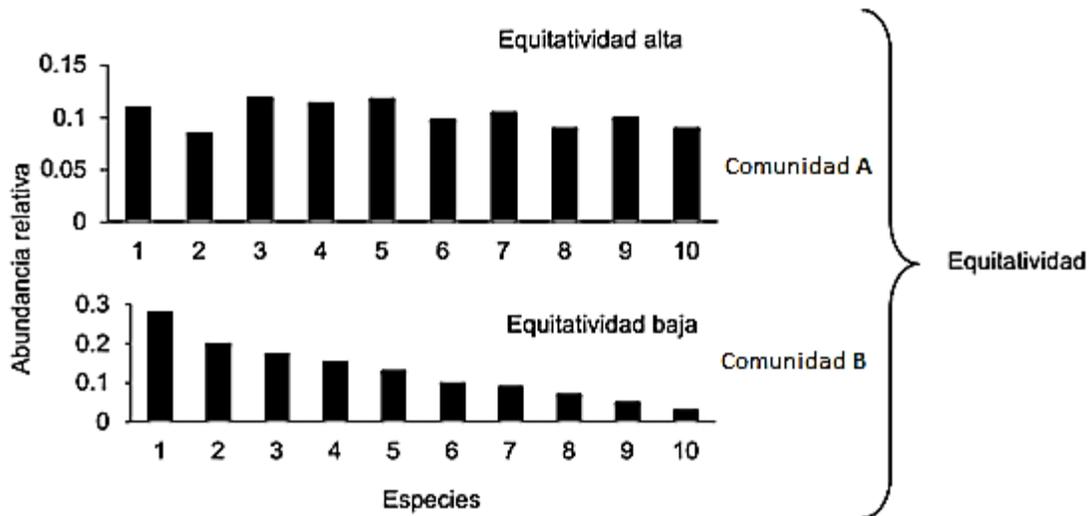


Figura 2. Ejemplificación de una comunidad A y B con respecto al aspecto de equitatividad de la diversidad de especies (Krebs, 1999).

Uno de los índices empleados en la estimación de la equitatividad de una comunidad es el índice de Simpson, también llamado complemento del índice de Simpson, el cual es sugerido por Peet (1974).

Medida de Simpson de uniformidad: para la medida de Simpson de heterogeneidad, se obtiene la máxima diversidad cuando abundancias de las especies son iguales ($p = 1/s$), por lo que en una población muy grande (Krebs, 1999).

Este índice varía de 0 a 1 y es relativamente poco afectado por las especies raras en la muestra (Krebs, 1999).

2.2.2 Heterogeneidad

Krebs (1999) y Peet (1974) afirman que entre el concepto de equitatividad y riqueza de especies se puede situar a la heterogeneidad, ya que el concepto de heterogeneidad es relativo a la uniformidad dándole mayor importancia a una distribución más equilibrada y con respecto al número de especies dentro de la comunidad.

Krebs (1999) ejemplifica este aspecto donde las comunidades A y B tienen igual número de especies, pero la abundancia relativa es mayor en A, entonces por una medida de heterogeneidad A es más diverso que B. La comunidad C tiene el mismo

patrón de abundancia que B pero con más especies, entonces C es más diverso que B (Figura 3).

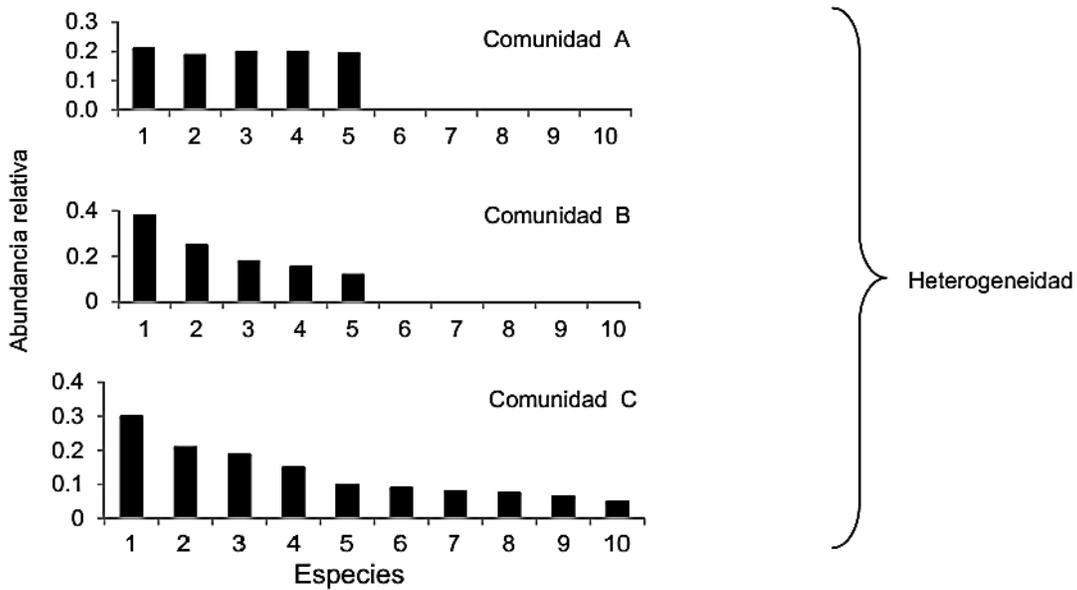


Figura 3. Ejemplificación de una comunidad A, B y C con respecto al aspecto de heterogeneidad de la diversidad de especies (Krebs, 1999).

Cuando la subyacente relación de abundancia de especies y el número de especies en el universo de la muestra son desconocidos, ni la riqueza, ni la equidad se pueden estimar, más bien el concepto llamado heterogeneidad, que combina las medidas de riqueza y la equidad, debe ser utilizado (Peet, 1974).

Este concepto parte de dos caminos distintos; por un lado, el uso de la teoría de muestreo estadístico, para la estructura de comunidades y el otro caso es el índice de Shannon que mide la heterogeneidad considerando sitios con la más alta muestra de especies raras, siendo este el más utilizados para cuantificar la diversidad vegetal en ecosistemas (Magurran, 1988 y Krebs, 1999).

El índice de Shannon-Wiener corresponde a las medidas derivadas de la teoría de la información, ya que se fundamenta en la lógica o la información tomada de campo. Los valores que resultan de la aplicación de este índice tienen una distribución normal, por lo que son susceptibles de analizarse con pruebas paramétricas robustas como los análisis de varianza (Magurran, 1988). Este índice considera que los individuos se

muestran al azar a partir de una población infinitamente grande y asume que todas las especies están representadas en la muestra (Pielou, 1975).

2.2.3 Riqueza de Especies

El concepto más antiguo y simple de la diversidad de especies es la riqueza de especies, el cual se encuentra definido por el número de especies en la comunidad, una ejemplificación de esto se presenta en la Figura 4, donde la comunidad A es más diversa que la comunidad B por tener más especies (Krebs, 1999).

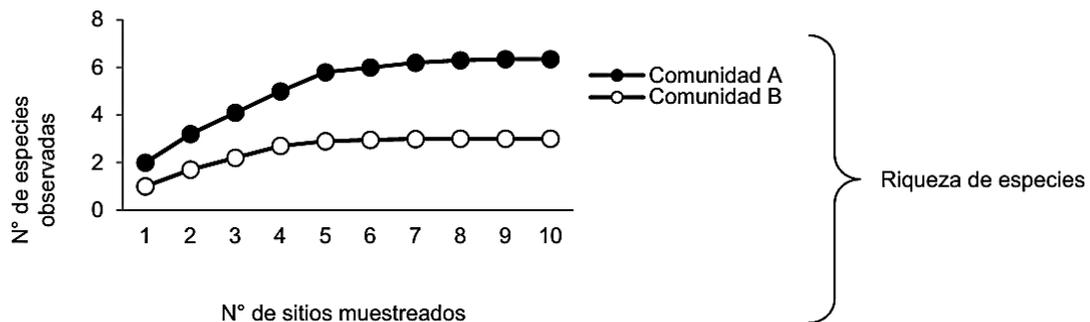


Figura 4. Ejemplificación de una comunidad A y B con respecto al aspecto de riqueza de especies de la diversidad de especies (Krebs, 1999).

La riqueza es un indicador de la riqueza relativa de especies de una comunidad. Aunque el concepto es simple, es casi imposible dar una definición formal (Peet, 1974). La dificultad radica en la dependencia inherente de cualquier medida de riqueza en el tamaño de la muestra; cuanto mayor sea la muestra mayor es el número esperado de especies. Debido a que es imposible determinar la composición completa de una comunidad ecológica, la riqueza a menudo se mide como el número de especies en muestras de un tamaño constante elegido arbitrariamente. Sería claramente deseable tener un índice de riqueza independiente del tamaño de la muestra (Peet, 1974).

De forma tradicional varios índices simples han sido empleados como medidas de riqueza, independiente del tamaño de la muestra. Todos estos suponen una relación funcional particular entre el número esperado de especies observadas y el tamaño de la muestra, por lo cual una posible solución es la estandarización en el tamaño de muestra (Peet, 1974).

La forma ideal de medir la riqueza específica es contar con un inventario completo que permita conocer el número total de especies (S) obtenido por un censo de la comunidad. Esto es posible solo para ciertos taxa bien conocidos y de manera puntual en tiempo y en espacio. La mayoría de las veces se recurre a índices de riqueza específica, obtenidos a partir de un muestreo de la comunidad (Moreno, 2001).

Uno de los índices más utilizados en la riqueza de especies es el índice de Margalef, el cual se basa en la relación entre el número de especies y el número total de individuos observados, que se incrementa al aumentar el tamaño de la muestra (Moreno, 2001).

2.2.4 Estimación del Valor de Importancia

El valor de importancia es una forma de jerarquizar las especies dentro de un ecosistema, la metodología más empleada para definir estos valores es a través de la abundancia, dominancia y frecuencia de cada una de las especies, la suma de las cuales resulta en el denominado valor de importancia (Mueller y Ellenberg, 1974).

La abundancia se determina por el número de individuos por hectárea y la dominancia como la variable de proporción de la cobertura (Mueller y Ellenberg, 1974).

- **Índice de Valor de Importancia (IVI)**

Desarrollado por Curtis y McIntosh (1951) y aplicado por múltiples investigadores, es un índice sintético estructural, desarrollado para jerarquizar la dominancia de cada especie en rodales mezclados.

2.3 Diversidad Estructural

La diversidad de un bosque se caracteriza no solo por el número de especies existentes sino también por la distribución de las dimensiones de los árboles. Dos de las variables de dimensión más relevantes para la práctica forestal son el diámetro a la altura de pecho y la altura, las cuales corresponden a la estructura horizontal y vertical respectivamente (Gadow *et al.*, 2007).

La estructura de un rodal o de un bosque, interpretada como la representación de los individuos en términos de edad, copa, diámetro, ubicación relativa y tipos de forma de vida, constituye la consideración básica para un manejo orientado a la calidad y

continuidad de los rendimientos, por lo que tiene importancia ecológica y silvicultural (Daniel *et al.*, 1982 y Wadsworth, 2000). A su vez, cada nivel de la biodiversidad comprende tres aspectos principales: composición, estructura y función (Del Río *et al.*, 2003).

La estructura es uno de los aspectos de mayor relevancia de los sistemas forestales, ya que está relacionada con la estabilidad del bosque, la producción, conservación del suelo, la morfología del paisaje y determina las condiciones microclimáticas y la presencia del hábitat de muchas especies de animales, plantas y hongos; ya que es fácilmente modificable a través de las intervenciones silvícolas (Montes, 2004 y Del Río *et al.*, 2003).

Por otra parte, la estructura de un bosque está relacionada con su estabilidad frente a distintos factores bióticos y abióticos, así como con los beneficios directos e indirectos. Por lo tanto, un adecuado conocimiento de la estructura de los bosques y de su dinámica es fundamental para garantizar la gestión sostenible de estos sistemas (Del Río *et al.*, 2003). No obstante, la estructura de un bosque está condicionada en gran medida por las características de las especies que vegetan en la zona, como su temperamento, crecimiento o tipo de copa; así como por las características del lugar como son las condiciones del tiempo, la localización geográfica y la gradiente altitudinal (Krebs, 1999 y Del Río *et al.*, 2003).

2.4 Medición de la estructura

El conocimiento de la estructura arbórea es uno de los elementos importantes en el manejo de ecosistemas (Everett *et al.*, 1994). Una forma de evaluar la diversidad estructural de un ecosistema forestal es la aplicación de índices estadísticos que evalúen tres aspectos, como es la estructura horizontal, la estructura vertical y la distribución espacial.

2.4.1 Diferenciación dimensional en la Estructura Horizontal y Vertical

La diferenciación dimensional es considerada como un aspecto dentro de la estructura de un rodal, la cual corresponde a la variación que existe entre los tamaños de los árboles que la constituyen. La diferenciación se puede referir a distintas variables

(diámetro, altura o copa), aunque para reflejar la diferenciación horizontal y vertical las variables más frecuentes son el diámetro y la altura respectivamente (Del Río *et al.*, 2003 y Corral *et al.*, 2005). Uno de los índices más empleados para evaluar la estructura vertical como la estructura horizontal es el índice de diferenciación dimensional de Gadow.

Uno de los índices de diferenciación que utiliza la posición relativa de los árboles en el rodal es el índice propuesto por Gadow (2007), que se basa en la relación entre un árbol i y un árbol j con una de las variables (diámetro o altura), menor y mayor:

2.4.1.1 Diferenciación dimensional en diámetro (TD)

El valor de TD aumenta con el incremento promedio de la diferencia de diámetro entre árboles vecinos. Los valores posibles de TD oscilan entre 0 y un valor menos a 1. La diferencia promedio = 0 significa que los individuos vecinos tiene el mismo diámetro; para TD=0.1 el diámetro del árbol más delgado es de 10% menor que el más grueso. Consecuentemente, valores de TD de 0.2 a 0.9 indican que los diámetros a 1.3 m de los individuos menores son de 20 a 90% más pequeños que aquellos con mayor diámetro (Torres, 2000).

2.4.1.2 Diferenciación dimensional en altura (TH)

Este índice permite calcular el índice de diferenciación promedio en altura para el estrato arbóreo de un ecosistema forestal (Torres, 2000). Donde H-menor y H-mayor son las alturas de los árboles vecinos (j) y del árbol de referencia (i) (Gadow, 1993 y Fülde, 1995 citados por Corral, 2002).

2.4.2 Distribución Espacial

Las especies no se distribuyen al azar a través del paisaje, y una interrogante de gran importancia de la ecología encargada del estudio del paisaje se refiere al patrón de los individuos en el espacio. Esta interrogante es de gran importancia, ya que para los ecólogos la distribución de los espacios ha sido un problema central en la ecología del comportamiento, y para los botánicos la investigación del patrón ha jugado un papel destacado en los métodos para el estudio de las plantas como individuos (Krebs, 1999). Las poblaciones poseen una estructura concreta y un funcionamiento ordenado de

todas y cada uno de los organismos que la componen y que estos a su vez en concordancia con otros grupos de individuos de la misma especie viven en un espacio determinado (Baca, 2000).

La forma en que un conjunto de individuos de una misma especie, es decir, de una población, se encuentran repartidos en el medio en un determinado momento, es el resultado de múltiples fenómenos que la condicionan tanto en el espacio y en el tiempo. El ideal del ecólogo sería poder conocer realmente la repartición espacial de una población mediante la representación instantánea de cada individuo sobre un plano. En general esto no es posible o no es de fácil manejo y debe conformarse con formulaciones o modelos tan simples y significativos como sea posible (Cadahia, 1997).

Se considera que las comunidades arboladas pueden responder a alguno de los siguientes tipos de distribución espacial:

Aleatoria: Condes y Martínez (1998) consideran que los árboles están distribuidos al azar en todo el espacio disponible. No existe ningún tipo de interacción entre los mismos. Deben cumplirse dos condiciones para aceptar este tipo de distribución espacial:

- Todos los puntos del espacio tienen la misma probabilidad de ser ocupados por un árbol.
- La presencia de un individuo en cierto punto no afecta a la ubicación de otro individuo.

Estos patrones espaciales se representan matemáticamente mediante distribuciones de tipo Poisson (Condes y Martínez, 1998).

Regular: puede observarse cuando la competencia por los recursos es muy aguda. Una distribución uniforme tiene lugar cuando los individuos maximizan la distancia entre sus vecinos y tiene lugar cuando existe una fuerte competencia entre los individuos o cuando hay un antagonismo que obliga a una separación regular entre ellos. Esto implica el establecimiento de territorios. La representación matemática de este proceso es la distribución uniforme o sistemática (Cristina, 2004).

Agregados: como consecuencia de la interacción entre los árboles que componen una masa forestal, o bien como consecuencia de la falta de homogeneidad del terreno, aparecen grupos de árboles alternándose con espacios abiertos. Este tipo de distribución se denomina contagiosa o bien con agregados o “clusters”. La representación matemática más sencilla de este tipo de distribución es una función doble Poisson o Neyman tipo A (Pielou, 1977).

El índice utilizado con más frecuencia para caracterizar la distribución espacial de los árboles es el índice de agregación de R de Clark y Evans (1954), que expresa la relación entre la distancia media al vecino más próximo (\bar{d}) observada y la distancia esperada si la distribución fuera aleatoria, que se calcula a partir de la densidad del rodal (ρ) (Pretzsch, 1995)

$$R = \frac{\bar{d} \text{ observada}}{\bar{d} \text{ esperada}}$$

El valor de R teóricamente tiene un rango de 0 a 2.1491, donde si el valor del índice es menor que 1 refleja una distribución con tendencia a agregados, si es igual o aproximado a 1 una distribución aleatoria o de Poisson, y si es mayor de 1 una distribución con tendencia a la regularidad, hasta el valor máximo (Del Río *et al.*, 2003).

El valor de R es obtenido a partir del método de muestreo de los vecinos más cercanos, por todos los árboles N en un área dependiente de las distancias $\bar{d}_{ij=1\dots N}$ a su respectivo vecino más cercano, y basándose en la distancia media, de lo cual surge el valor para la distancia observada (Pretzsch, 1995).

Por otra parte la distancia esperada se calcula a partir de la densidad del sitio muestreado, tomando en cuenta el número de los vecinos más cercanos, y la superficie en la cual se encuentran (Pretzsch, 1995).

III MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Descripción del área de estudio

3.1.1 Antecedentes

De acuerdo al oficio de autorización número 721.03.03.02.-0156-(59) de la Subsecretaría Forestal de la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH), en febrero de 1989 se autorizó el aprovechamiento maderable bajo el criterio del Método de Desarrollo Silvícola (MDS) al señor Bernabé Cortez Zúñiga, propietario de la pequeña propiedad “Los Garza”, donde se realizó el presente estudio.

La pequeña propiedad “Los Garza” presenta una superficie de 2,690 ha, con 796 ha de superficie arbolada; de acuerdo al mapa Anexo en el oficio expedido por la Secretaria Forestal, el estudio se realizó dentro del rodal I en los subrodales 2 y 5; en el subrodal I-2 se aplicó la primera anualidad en 1988 donde se aprovecharon 2,236 m³ rollo total árbol (R. T. A.), distribuidos en 1,525 m³ R.T.A. para el género *Pinus* y 711 m³ R.T.A. para el género *Quercus*; mientras que en la segunda anualidad se intervino el subrodal I-5 con la segunda anualidad fueron aprovechados 2,159 m³ R.T.A., distribuidos en 1,454 m³ R.T.A. para el género *Pinus* y 705 m³ R.T.A. para el género *Quercus*, los tratamientos que se implementaron en el subrodal 5 fue un tercer aclareo (A.C) y una corta de regeneración (C.R).

3.1.2 Localización

El estudio se realizó en la propiedad “Los Garza” y parte de la propiedad “Cerro del Niño”, ambas en el municipio de Aramberri en el límite con el municipio de General Zaragoza, Nuevo León. En las faldas del cerro del Niño, a 12.35 km al noroeste en línea recta de la cabecera municipal de General Zaragoza. Sobre las coordenadas geográficas extremas 24° 2'11.80" latitud y 99°40'34.05", a 1, 821 m s.n.m. (Figura 5).

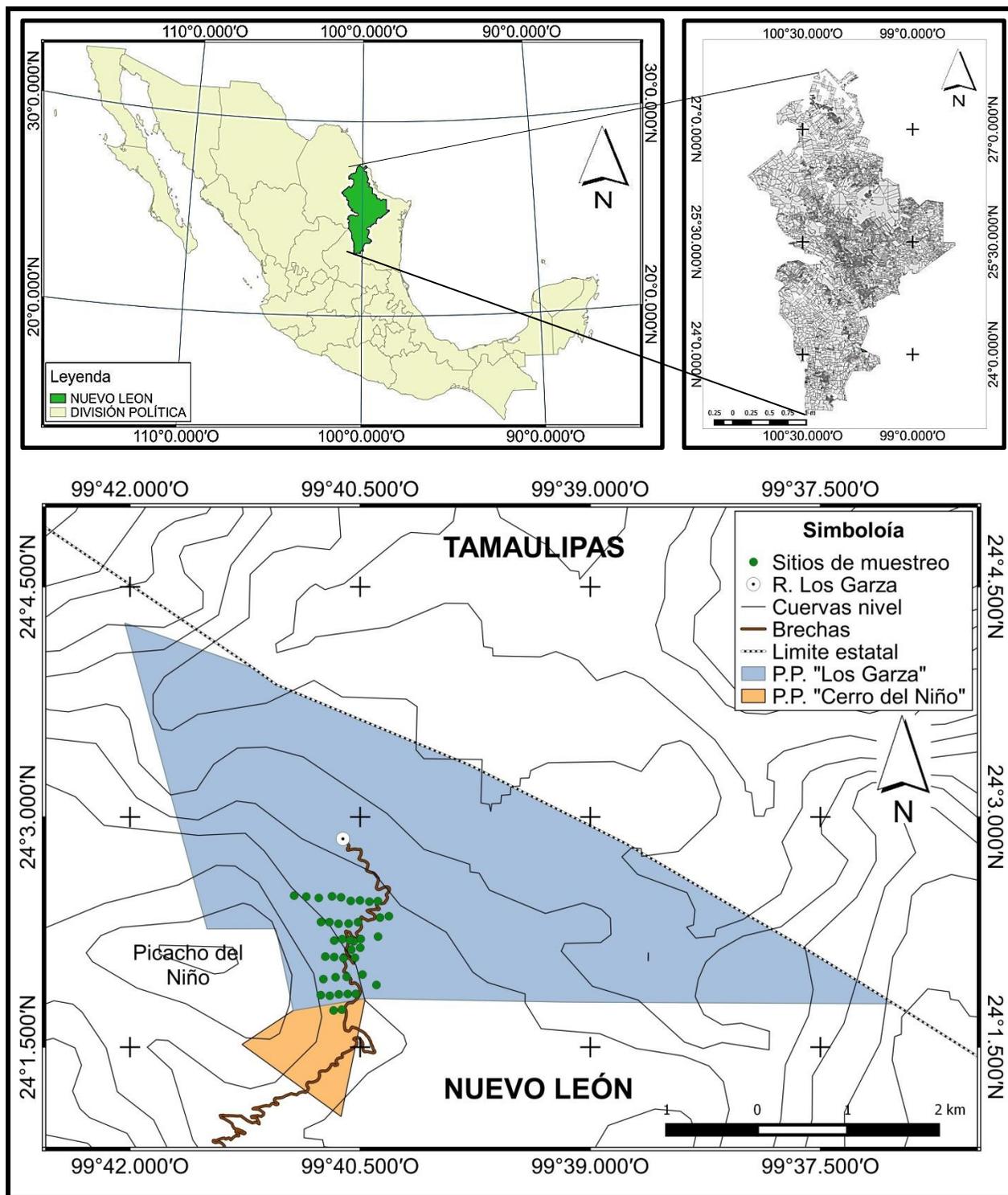


Figura 5. Ubicación del predio pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri, y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León, México.

3.1.3 Vegetación

De acuerdo a los metadatos geográficos de la CONABIO (2001) haciendo referencia a Rzedowski (1990) el tipo de vegetación del área de estudio es bosque de coníferas y encino (Bce), el cual también se le conoce como bosque templado debido a que presenta clima templado o semifrío propio de las montañas; sin embargo, en el presente estudio se encontró que por la abundancia la vegetación cambio a bosque de encino y coníferas, donde los encinos con un total de 71.56% de abundancia relativa están representados por *Quercus affinis* Scheidw, *Quercus laeta* Liebm, *Quercus sartorii* Liebm, *Quercus mexicana* Bonpl. x *Q. sideroxyla* Bonpl, *Quercus mexicana* Kunth, *Quercus rysophylla* Weath, y *Quercus laurina* Humb. & Bonpl; y por el lado de las coníferas con 18.83% en abundancia relativa se presentan especies como *Pinus pseudostrobus* var. *estevezii* Martínez, *Pinus teocote* Schldl. & Cham y *Abies vejarii* Martínez.

3.1.4 Clima

De acuerdo a la clasificación de Köppen modificada por García-CONABIO (1998) el clima del área corresponde a C(w₂), el cual se describe como templado, subhúmedo, con temperatura media anual entre 12°C y 18°C, temperatura del mes más frío entre -3°C y 18°C y temperatura del mes más caliente bajo 22°C. Con precipitación en el mes más seco menor de 40 mm y un porcentaje de lluvia invernal del 5 al 10.2% del total anual.

3.1.5 Hidrología superficial

Se localiza dentro de la Región Hidrológica San Fernando-Soto la Marina, número 25 (RH 25), la cual corresponde a la clave C83SLM, dentro de la cuenca Río Soto La Marina y la subcuenca Dulces Nombres (INEGI *et al.*, 2007 y Maderey y Torres, 1990).

3.1.6 Edafología

INIFAP y CONABIO (1995) identifican la edafología del lugar como Leptosol, el cual tienen poco contenido en tierra fina, por lo que su capacidad para almacenar agua es mínima. Se pueden distinguir dos tipos: suelos poco profundos que recubren una masa rocosa y suelos altamente pedregosos, que, localmente, pueden ser profundos. Están muy extendidos por todo el mundo y se encuentran principalmente en las regiones

montañosas, los desiertos y en zonas donde el suelo se ha erosionado. En estos suelos suelen desarrollarse actividades como el pastoreo extensivo o el aprovechamiento forestal (Gardi, 2014).

3.2 Metodología de la investigación

3.2.1 Sistema de muestreo

Para las mediciones de las variables se utilizó el muestreo sistemático, tomando como base las metodologías utilizadas por Torres (2000) y García (2002), para este sistema de muestreo se propuso seguir líneas con un rumbo de 80° Sur Oeste (acorde a la pendiente del terreno) con una separación entre líneas de 200 m, mientras que entre sitios de 100 m.

Se utilizaron sitios circulares concéntricos, de tal forma que se levantó un sitio de 1,000 m², a lo que Torres (2000) y García (2002) llamaron medición global, y dentro ellos se empleó el método de muestreo denominado por Fülde (1994) como grupo estructural de los cuatro árboles, solo que se tomaron cinco árboles (Figura 6), donde el arreglo de los sitios concéntricos utiliza como centro al árbol cero (i); y de forma central el método estructural de los cinco árboles, con el árbol i y sus j -ésimos vecinos más cercanos; y al exterior el sitio de 1,000 m²; en total se levantaron 80 sitios de muestreo, 40 sitios de 1,000 m² para la medición global y 40 con muestreo del grupo estructural de los cinco árboles. Se consideró que para el muestreo se evaluarán los individuos dentro de la categoría diamétrica de 10 y superiores, ya que el estudio está dirigido al estrato arbóreo.

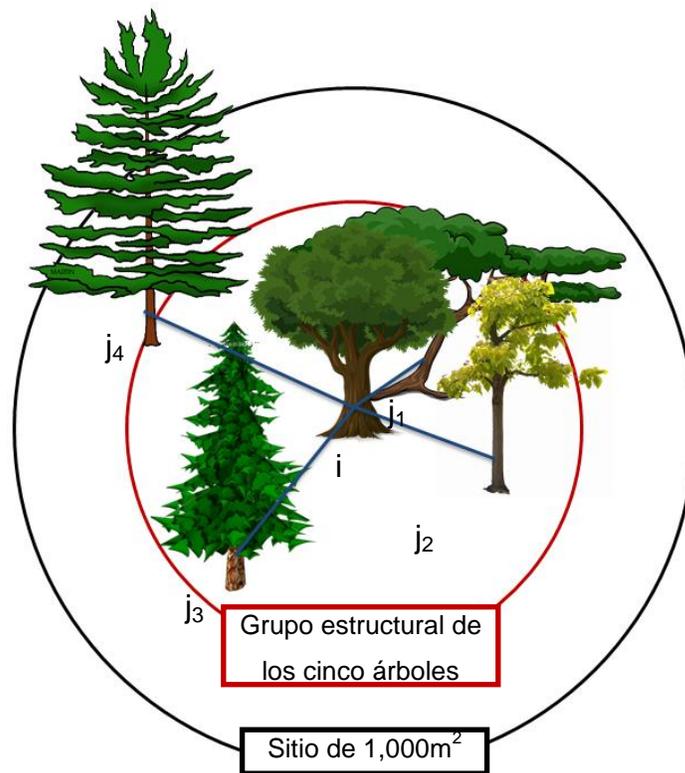


Figura 6. Arreglo de los sitios concéntricos con el muestreo del grupo estructural de los cinco árboles y sitios de 1,000 m².

3.2.1.1 Medición Global

La medición global se efectuó mediante los sitios de 1,000 m², el cual a igual del método estructural de los cinco árboles se tomó el árbol central (*i*) como referencia del centro de cada uno de los sitios. Las variables que se evaluaron dentro de estos sitios son los siguientes:

- Número de árbol: designado acorde al sitio (1, ...n)
- Clave de identificación: al no conocer todas las especies y para ser más prácticos se les asignó una clave a cada especie evaluada, que previamente se identificó
- Diámetros de copa: mayor y menor

Mediante estas variables se estimó la diversidad de especies a partir de sus tres aspectos descritos, la heterogeneidad con el índice de Shannon-Wiener, la equitatividad

con el índice de equitatividad de Simpson, y la riqueza de especies a partir del índice de Menhinick (R2); para el valor de importancia la densidad relativa y dominancia relativa.

3.2.1.2 Muestreo del grupo estructural de los cinco árboles

El muestreo denominado estructural es común encontrarlo con variaciones, encontrando de 3 hasta 6 vecinos más próximos, sin embargo, se optó por utilizar un árbol central (*i*) y cuatro árboles de referencia (*j*) (Figura 6). Las variables que se evaluaron dentro de estos sitios son los siguientes:

- Numero de árbol: designado acorde al sitio (*i*, *j*₁, *j*₂, *j*₃ y *j*₄)
- Clave de identificación: al no conocer todas las especies y para ser más prácticos se les asignó una clave a cada especie evaluada, que previamente se identificó
- Diámetro normal: diámetro a 1.30 m
- Altura: total en metros
- Distancia: distancia en metros del árbol *i* a cada uno de los *j*-ésimos vecinos

A partir de estas variables se calculó la frecuencia, para obtener el valor de importancia de las especies para la estructura: la estructura horizontal, vertical y distribución espacial.

3.2.2 Estimación de la diversidad de especies

Para tener una mejor idea del procedimiento que se empleó para el cálculo de los diferentes índices necesarios para describir los tres aspectos de la biodiversidad, en el Anexo 1 se presenta el procedimiento utilizando a partir de los datos del sitio 1.

3.2.2.1 Estimación de la Heterogeneidad

Existe una gran variedad de índices que reflejan el valor de heterogeneidad en una comunidad, de entre los cuales para el presente estudio se optó por la utilización del índice de Shannon, el cual refleja de una mejor manera la diversidad de poblaciones ricas florísticamente (Pielou, 1975). Por lo tanto, este índice de diversidad se determinó mediante la siguiente fórmula (Cuadro 1):

$$H' = -\sum_{i=1}^S (p_i)(\log_2 p_i)$$

Donde: H' = Índice de diversidad de especies
 S = Número de especies en la muestra
 p_i = Proporción del total de la muestra que corresponde a la especie i
 \log_2 = Logaritmo base 2

El índice de Shannon-Wiener aumenta con el número de especies en la comunidad y en teoría pueden alcanzar valores muy grandes (Krebs, 1999). En la práctica, para las comunidades biológicas este índice no parece exceder de 0.5 (Washington, 1984).

En el Anexo 1 se presenta el cálculo del índice de Shannon, de acuerdo a los siguientes pasos:

- 1) Se calcula la proporción de cada una de las especies (i) encontradas en el sitio; la proporción surge de efectuar la división de n_i / N .
- 2) Posteriormente se procede a la aplicación del logaritmo base dos a cada una de las proporciones (p_i).
- 3) Se aplica la multiplicación de la proporción (p_i) por el logaritmo ($\log_2 p_i$).
- 4) Por último se suman cada uno de los valores del paso 3 y se multiplica por -1 o bien se emplea el valor absoluto, de lo cual surge el valor del índice de Shannon del sitio.

3.2.2.2 Estimación de la Equitatividad

La equitatividad se estimó empleando el índice de equitatividad de Simpson, este índice presenta valores que van de 0 a 1 y no es sensible a la riqueza de especies (Smith y Wilson, 1996; Krebs, 1999), se representa con la siguiente formula:

$$E_{1/D} = \frac{(1/D)}{S}$$

Donde: $E_{1/D}$ = Medida de la equitatividad de Simpson

D= El índice de Simpson

S= Número de especies en la muestra

Para el cálculo de este índice se requiere de la estimación del índice de heterogeneidad del Índice de Simpson, el cual se expresa a partir de la siguiente formula:

$$1 - D = 1 - \sum p_i^2$$

Donde: $1 - D$ = Complemento del índice de Simpson

p_i = proporción de la especie i en la comunidad

De tal forma que para el cálculo de la equitatividad a través de índice de Simpson se estima de la siguiente manera:

- Cálculo del índice de heterogeneidad del índice de Simpson (Anexo 2):
 - Cada una de las proporciones de la especie (i) se elevan a cuadrado.
 - Se obtiene la adición de las proporciones cuadradas.
 - Al valor de 1 se le sustrae el producto de la adición y se obtiene el valor de índice de Simpson como valor de Heterogeneidad.
- El cálculo del índice de equitatividad de Simpson, se realiza de la siguiente manera:
 - El valor de 1 es dividido entre el valor del índice de Heterogeneidad antes obtenido.
 - El resultado de la división es el numerador en una segunda división empleando el número de especies como denominador, de la siguiente manera:

3.2.2.3 Estimación de la Riqueza de Especies

A continuación se presenta uno de los índices más comunes para medir la riqueza de especies, índice de Menhinick (R2) (Moreno, 2001).

$$D_{Mn} = \frac{S}{\sqrt{N}}$$

Donde: D_{Mn} = Índice de Menhinick
S= Número de especies en la muestra
N= Número total de individuos

El cálculo de este índice es relativamente sencillo ya que surge del cociente del número de especies y la raíz cuadrada del número de individuos dentro de la muestra. A pesar de que este índice no proporciona mucha información como otros, la facilidad de su cálculo es una de las grandes ventajas, su uso permite sumar los datos registrados para comparar sus valores con otras investigaciones (Torres, 2000).

3.2.2.4 Estimación del índice de Valor de Importancia (IVI)

Para cumplir los objetivos se discriminó el valor absoluto y los cálculos solo se centraron en el valor de importancia relativo a diferencia de los tres aspectos de la biodiversidad, el valor de importancia proporciona un valor por cada especie por sitio; el cual se expresa a partir de los siguientes atributos:

- **Abundancia**

$$A_{\text{relativa}} = \frac{n}{N} * 100$$

Donde: n= Número de individuos de la especie *i*
N= Número total de individuos

- El primer paso a seguir de acuerdo a la fórmula es obtener el cociente del número de individuos de la especie (*i*) y el número total de individuos de la muestra.
- El valor obtenido de la división se multiplica por 100, de la cual surge el valor relativo de la abundancia de cada una de las especies encontradas en el sitio de muestreo (Anexo 3).

- **Dominancia:**

$$D_{\text{relativa}} = \frac{c}{C * 100}$$

Donde: c = Cobertura de la especie i
 C = Cobertura total

- La dominancia relativa resulta de la multiplicación del cociente de la cobertura de la especie (i) (c) y la cobertura total del sitio (C) por 100 (Anexo 4).

- **Frecuencia:**

$$F_{\text{relativa}} = \frac{m_i}{M} * 100$$

Donde: m = Frecuencia de la especie i en los sitios de muestreo
 M = Número total de muestreos

El valor de la frecuencia surge del cociente de la frecuencia de la especie i y la frecuencia de la población multiplicado por 100, el procedimiento empleado se presenta en el Anexo 5.

- **Índice de Valor de Importancia (IVI).**

De acuerdo a la metodología de Curtis y McIntosh (1951) el IVI se calculó de la siguiente manera:

$$IVI = A_{\text{relativa}} + D_{\text{relativa}} + F_{\text{relativa}}$$

Dónde: A_{relativa} = Abundancia relativa
 D_{relativa} = Dominancia relativa
 F_{relativa} = Frecuencia relativa

Es la meda de los valores relativos de la densidad, dominancia y frecuencia de cada una de las especies por sitio (Anexo 6).

3.2.3 Estimación de la estructura

El cálculo de los índices que describen la estructura empleados en este estudio se utilizó los datos del Anexo 7.

3.2.3.1 Estimación de la estructura vertical y horizontal

Uno de los índices de diferenciación que utiliza la posición relativa de los árboles en el rodal es el índice propuesto por Gadow (2007), que se basa en la relación entre un árbol i y un árbol j con una de las variables (diámetro o altura), menor y mayor:

$$\overline{TV}_{ni} = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^n r_{ij}$$

Donde: $r_{ij} = 1 - \frac{V_i}{V_j}$ para $V_i < V_j$

$$r_{ij} = 1 - \frac{V_j}{V_i}$$
 para $V_i > V_j$

V_i = variable (DN o H) del árbol i

V_j = variable (DN o H) del árbol j

El valor promedio de la diferenciación diamétrica entre el árbol i y sus n próximos vecinos es (Gadow, 1993 y Fülde, 1995 citados por Corral, 2002):

$$\overline{TH}_{ni} = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n r_{ij}$$

Donde: $r_{ij} = 1 - \frac{h_i}{h_j}$ para $h_i < h_j$

$$r_{ij} = 1 - \frac{h_j}{h_i}$$
 para $h_i > h_j$

Por tanto el cálculo del índice de diversidad dimensional independientemente de la variable a evaluar, ya sea diámetro normal (DN) o altura total (H), se basa en los siguientes pasos:

- Se aplica la división de la variable de menor valor numérico entre la variable de mayor valor numérico con respecto al árbol i y cada uno de sus j -ésimos vecinos.
- Para continuar con la fórmula de r_{ij} al valor de uno se le sustrae el cociente obtenido con el paso anterior en cada uno de los cinco casos.

- Para finalizar se suman cada uno de los r_{ij} y se dividen entre el número total de casos.

Obteniendo así el valor de índice de diferenciación dimensional en la estructura horizontal y vertical, con sus respectivas variables de diámetro normal y altura total de los individuos con el método estructural de los cinco árboles (Anexo 8).

3.2.3.2 Estimación de la distribución espacial

Uno de los índices utilizado con más frecuencia para caracterizar la distribución espacial de los árboles, es el índice de agregación de R de Clark y Evans (1954), el cual se expresa mediante la siguiente formula (Pretzsch, 1995):

$$R = \frac{\bar{d}_{\text{observada}}}{\bar{d}_{\text{esperada}}}$$

La distancia observada surge de la siguiente ecuación:

$$\bar{d}_{\text{observada}} = \frac{\sum_{i=1}^N d_i}{N}$$

Donde: N = Número de individuos en la muestra

r_i = Distancia de los n vecinos al árbol i

Por otra parte la distancia esperada se calcula a partir de:

$$\bar{d}_{\text{esperada}} = \frac{1}{2\sqrt{p}}$$

Donde: p = Densidad del sitio

La densidad (p) es en número de individuos por unidad de superficie, por lo tanto la superficie de los sitios de muestreo, por el método estructural de los cinco árboles depende de la distancia del árbol i al árbol j_4 .

3.2.4 Coeficiente de correlación de Pearson

El coeficiente de correlación es un estadístico que proporciona información sobre la relación lineal entre dos variables numéricas. La información se refiere a dos características de la relación lineal: la dirección o sentido y la cercanía o fuerza (Lahura, 2003).

El índice que resume para evaluar la correlación entre dos variables cuantitativas es el coeficiente de correlación. Hay varios coeficientes, siendo el más conocido el llamado r de Pearson, cuyo cálculo es “paramétrico”, esto es, se basa en la media y la varianza, y asume varios supuestos (Aguayo y Lora, 2012):

- a. Que las variables analizadas son simétricas (no hay una dependiente y otra independiente) y, por tanto, son intercambiables mutuamente.
- b. Que lo que mide es el grado de ajuste de los puntos o pares de valores a una hipotética línea recta (explora la relación lineal). Esto quiere decir que podría existir otro tipo de asociación (curvilínea, exponencial, u otras) y no ser detectada por este coeficiente.
- c. Que las variables se distribuyen normalmente (criterio de normalidad) en la población de la que proviene la muestra.
- d. Que las variables exploradas provienen de observaciones independientes (esto es, solo debe haber un valor para cada variable en cada individuo de la muestra), para evitar lo que se conoce como autocorrelación.
- e. En este mismo sentido, la correlación lineal no es aplicable cuando una variable forma parte de la otra o su cálculo incluye la otra variable.

IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Diversidad de especies

Se registraron 20 especies, en 12 géneros, los cuales son: *Abies*, *Arbutus*, *Carya*, *Cercocarpus*, *Cornus*, *Garrya*, *Liquidambar*, *Persea*, *Pinus*, *Prunus*, *Quercus* y *Tilia* (Cuadro 1)

Cuadro 1. Especies que caracterizan la vegetación de las pequeñas propiedades “Los Garza” y “Cerro del Niño”, Aramberri, Nuevo León.

Especie	Clave
<i>Quercus affinis</i> Scheidw.	<i>Que aff</i>
<i>Quercus laeta</i> Liebm.	<i>Que lae</i>
<i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>estevezii</i> Martínez.	<i>Pin ps est</i>
<i>Pinus teocote</i> Schltld. & Cham.	<i>Pin teo</i>
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth.	<i>Arb xal</i>
<i>Quercus sartorii</i> Liebm.	<i>Que sar</i>
<i>Quercus mexicana</i> Bonpl. x <i>Q. sideroxylla</i> Bonpl.	<i>Que mex b</i>
<i>Quercus mexicana</i> Kunth.	<i>Que mex k</i>
<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	<i>Liq sty</i>
<i>Quercus rysophylla</i> Weath.	<i>Que rys</i>
<i>Abies vejarii</i> Martínez.	<i>Abi vej</i>
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	<i>Pru ser</i>
<i>Cercocarpus macrophyllus</i> C.K. Schneid.	<i>Cer mac</i>
<i>Tilia americana</i> L. var. <i>caroliniana</i> (Mill.) Castigl.	<i>Til ame</i>
<i>Garrya laurifolia</i> Harte. ex Benth. var. <i>macrophylla</i> (Benth.) Dahling.	<i>Gar lau</i>
<i>Persea podadenia</i> Blake.	<i>Per pod</i>
<i>Persea americana</i> L.	<i>Per ame</i>
<i>Carya myristicaeformis</i> (Michx. f.) Nutt.	<i>Car myr</i>
<i>Cornus florida</i> var. <i>urbaniana</i> (Rose) Wang.	<i>Cor flo</i>
<i>Quercus laurina</i> Humb. & Bonpl.	<i>Que lau</i>

4.1.1 Heterogeneidad

El índice de diversidad de Shannon de acuerdo con Margalef (1972) tiene valores entre 1.5 y 3.5 bits/individuo y rara vez con un valor de 4.5 bits/individuo, aunque su valor normal está entre 2 y 3 bits/individuo. Valores inferiores a 2 bits/individuo se consideran bajos y superior a 3 bits/individuo son altos.

El índice de diversidad de Shannon para la población de Bosque de coníferas y encinos es 1.7840 (Cuadro 2), el cual indica una diversidad baja, lo que demuestra que existe una notable desigualdad en la abundancia de las especies.

Cuadro 2. Índices de diversidad de especies en los predios “Los Garza” y “Cerro del Niño”, Aramberri, Nuevo León.

Heterogeneidad de Shannon (H')	Equitatividad de Simpson ($E_{1/D}$)	Riqueza de Menhinick (R_2)
1.784 bits/ind	0.492	0.772

El índice de diversidad de Shannon de acuerdo con Margalef (1972) es bajo, por ser menor a 2.0 bits/individuo, concuerda con Torres (2000) quien mediante su estudio realizado en un ecosistema multicohortal de *Pinus-Quercus* encontró que el índice de Shannon presenta un valor bajo de 1.784 bits/individuo, donde *Pinus pseudostrobus* presenta abundancia relativa del 57%, por otra parte, existen especies con representatividad de 1%. De igual forma Baca (2000) encontró un valor bajo, de 1.48 bits/individuo en un bosque de pino-encino, con 10 especies, donde *Pinus pseudostrobus* presenta abundancia relativa del 26%, por otra parte, existen especies con representatividad de 1%. Castellanos *et al.* (2008) en bosques de pino-encino con dominancia de *Pinus patula* encontraron que el valor del índice de diversidad de Shannon en condiciones de latizal y fustal joven es bajo con 1.3 y 1.9 bits/individuo respectivamente, sin embargo, para las condiciones de fustal medio y fustal viejo encontró valores normales de 2.17 y 2.16 bits/individuo respectivamente, en las cuales se registraron para todo el bosque de pino-encino 26 especies, de este total, en el bosque latizal se registraron 11 especies, en el bosque fustal joven se cuantificaron 15 especies, fustal medio, 17 especies y en el bosque fustal viejo, 13 especies. Por su

parte Villalba (2009) en bosques de *Picea martinezii* encontró 3 de 4 poblaciones con valores altos del índice Shannon, de las cuales para Agua Lardín 3.63 bits/individuo con 15 especies, Agua Fría 3.24 con 17 especies, el Butano 3.11 bits/individuo con 12 y La Encantada presentó el valor más bajo de todos con 2.86 bits/individuo y 12 especies.

Al comparar los resultados reportados por Torres (2000), Baca (2000), Castellanos *et al.* (2008) y Villalba (2009) se encuentra que el valor bajo de este estudio corresponde a una distribución desigual de la abundancia relativa, ya que los valores normales y altos encontrados por los últimos dos autores corresponden a una distribución de la abundancia de las especies más uniforme, caso contrario de lo que reporta Torres (2000) y Baca (2000) y en el presente estudio (Figura 7).

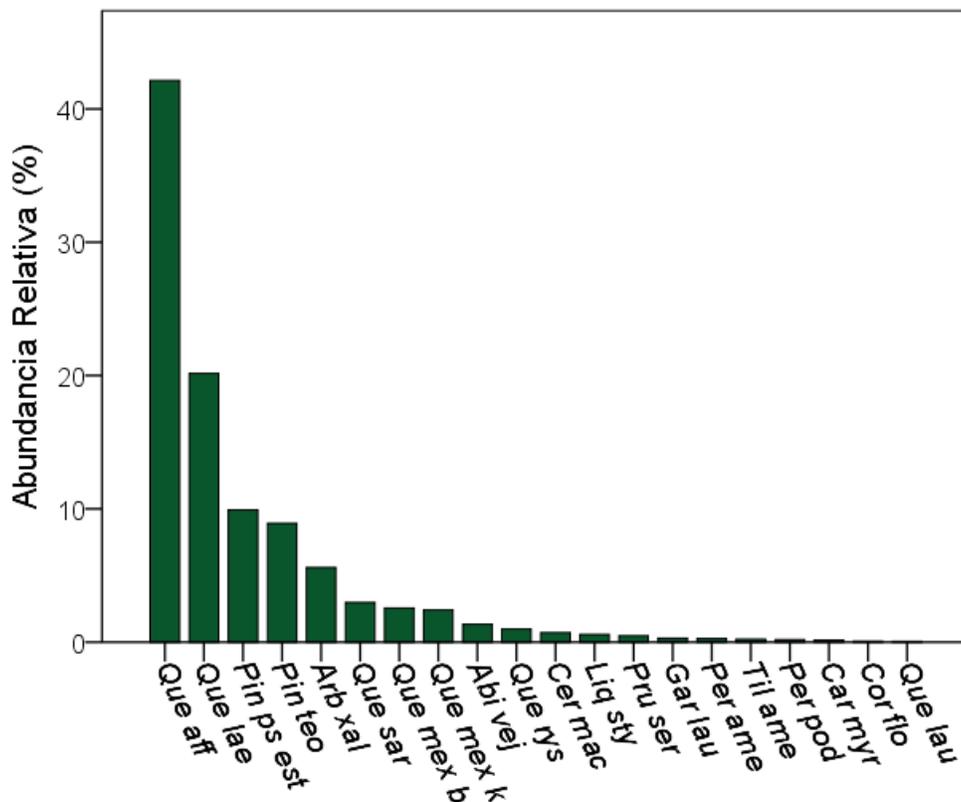


Figura 7. Abundancia relativa de las especies encontradas en la propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del niño”, General Zaragoza, Nuevo León.

4.1.2 Equitatividad

El resultado obtenido es 0.4927 (Cuadro 2), siendo un valor medio del rango que indicado por Krebs (1999).

El valor medio obtenido del índice de equitatividad de Simpson difiere con el valor obtenido por Torres (2000) para un ecosistema multicohortal de *Pinus-Quercus*, encontró un valor de 0.64 para el índice de equitatividad de Simpson, con 11 especies y 648 individuos; además el valor obtenido en este estudio también diferencia con el de Baca (2000), en un bosque de pino-encino, con valores fuertes de 0.73 a nivel de la población con 10 especies y de 0.70 muestreo con ocho especies respectivamente. Por su parte al contrastar el valor con Villalba (2009) y los bosques de *Picea martinezii* concuerda con dos de ellas, de los cuales son valores medios, en La Encantada 0.493 y Agua Fría 0.434, sin embargo, en las otras dos poblaciones encontró valores fuertes en Agua Lardín 0.720 y el Butano 0.612.

El valor más bajo obtenido por Villalba (2009) es similar al obtenido en el presente estudio, sin embargo, al compararlo con el valor obtenido por Baca (2000) de 0.73 existe una diferencia de un cuarto del valor total del índice de equitatividad de Simpson, lo que indica que la población estudiada en el presente estudio tiene menor uniformidad en la distribución de la abundancia relativa con respecto a las especies encontradas.

4.1.3 Riqueza de especies

Uno de los índices que expresa la riqueza de especies es el índice de Menhinick, el cual en esta investigación resultó en 0.772 (Cuadro 2).

Baca (2000) y Torres (2000) encontraron valores similares al del presente estudio, Baca (2000), en un bosque de pino encino a un determinado nivel de muestreo encontró un valor de 0.81, sin embargo, a nivel de población el valor bajo a 0.34, con diez especies para la población y ocho para la muestra; Torres (2000) por su parte, para el ecosistema multicohortal de *Pinus-Quercus*, encontró un valor similar a Baca (2000), de 0.95 con 7 especies, el cual es mayor del resultado expuesto en el presente estudio, sin embargo, a nivel de población el valor descendió a 0.43 con 11 especies, un valor más bajo que el del presente estudio, Návar y González (2009) para un bosque templado en Durango, México encontraron valores muy bajos que van de 2.73 a 4.73, los cuales corresponden a parcelas con diferentes tratamientos silvícolas de 0, 20, 30, 50, 70 y 100% de remoción, con tres mediciones con intervalos de 11 años cada uno.

En la mayoría de los casos mencionados en el párrafo anterior, como es el de Baca (2000) y Torres (2000) a nivel de población y Návar y González (2009), el índice de Menhinick de riqueza de especies difiere del encontrado en el presente estudio, debido a que este índice toma la relación del número de especies y la densidad encontrados, que es mediante esta relación donde se origina el sentido del valor a esperar, ya que si la densidad es igual al cuadrado del número de especies el valor es igual a uno, si la densidad es menor al cuadrado del número de especies el valor del índice tiende a aumentar del valor de uno, a dos e inclusive a tres, en caso contrario a la relación el valor resultante es menor a uno, por lo tanto los valores máximos y mínimos varían; teniendo en cuenta esta relación se puede deducir que a pesar de encontrar mayor número de especies en el presente estudio que los Baca (2000) y Torres (2000) a un nivel de población, estos presentan mayor riqueza debido a que presentan mayor densidad con respecto al cuadrado del número de especies dentro de su población, caso contrario del estudio presentado por Návar y González (2009) donde presentan una menor riqueza.

4.1.4 Valor de Importancia

El valor de importancia es una forma de jerarquizar las especies dentro de un ecosistema, la metodología más empleada para definir estos valores es a través de la abundancia, dominancia y frecuencia de cada una de las especies, la suma de las cuales resulta en el denominado valor de importancia (Mueller y Ellenberg, 1974). Los valores obtenidos en el presente estudio se registran en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Abundancia, dominancia, frecuencia y valor de importancia de las especies en la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.

Especie	Abundancia	Dominancia	Frecuencia	Valor de Importancia
	%	%	%	%
<i>Que aff</i>	42.14	40.15	1.33	83.62
<i>Cer mac</i>	0.71	0.97	42.14	43.82
<i>Que lae</i>	20.15	16.45	5.60	42.20
<i>Pin ps est</i>	9.91	14.22	0.15	24.28
<i>Pin teo</i>	8.92	11.53	0.71	21.16
<i>Til ame</i>	0.23	0.36	20.15	20.74
<i>Que rys</i>	0.97	0.97	9.91	11.85
<i>Abi vej</i>	1.33	1.49	8.92	11.74
<i>Arb xal</i>	5.60	5.37	0.08	11.05
<i>Que mex b</i>	2.57	2.44	0.57	5.58
<i>Que sar</i>	2.97	2.15	0.30	5.42
<i>Que mex k</i>	2.41	2.02	0.26	4.69
<i>Cor flo</i>	0.08	0.05	2.97	3.10
<i>Per pod</i>	0.19	0.17	2.57	2.93
<i>Per ame</i>	0.26	0.14	2.41	2.81
<i>Pru ser</i>	0.48	0.73	0.48	1.69
<i>Car myr</i>	0.15	0.08	0.97	1.20
<i>Liq sty</i>	0.57	0.43	0.19	1.19
<i>Gar lau</i>	0.30	0.23	0.05	0.58
<i>Que lau</i>	0.05	0.04	0.23	0.32
Total	100	100	100	300

Con base a los valores obtenidos se evidencia que la vegetación cambió, de bosque de coníferas y encinos a bosque de encinos y coníferas, ya que el género *Quercus* tiene un VI de 153.69%, mientras que el género *Pinus* 45.44% y el género *Cercocarpus* con

43.82%. Como se muestra en la Figura 8 las especies con menor valor de importancia son los géneros *Liquidambar*, *Garrya* y *Quercus*.

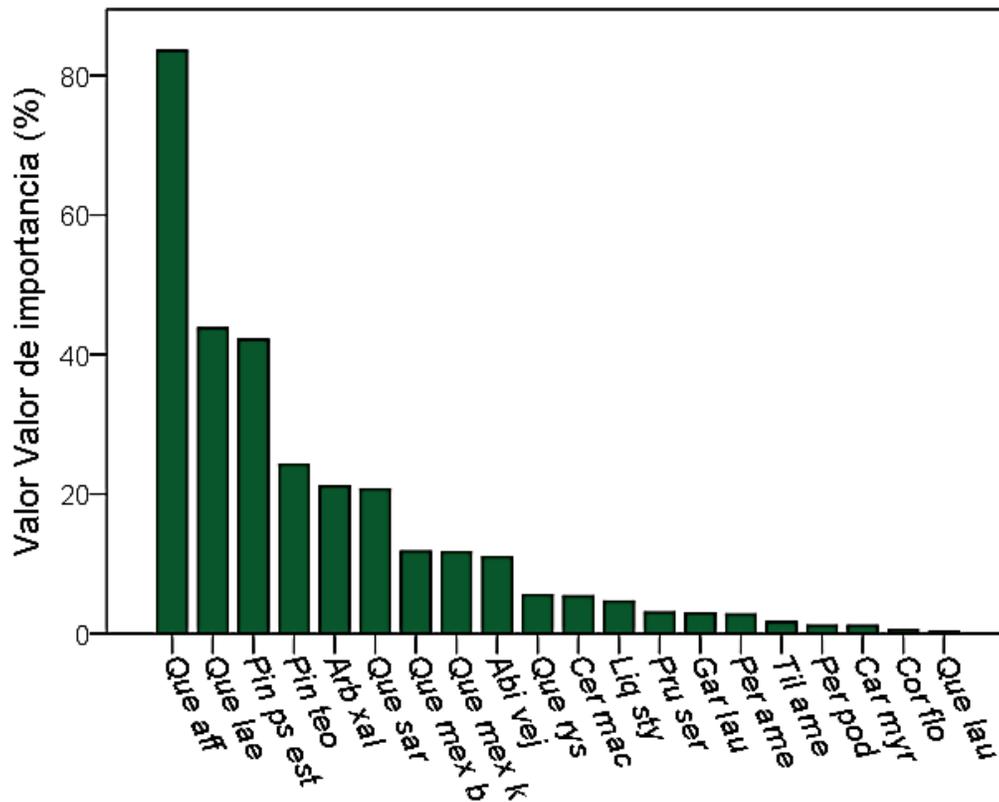


Figura 7. Valor de importancia relativo (VIR) de las especies en la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.

Baca (2000) para un bosque de pino-encino reporta un contraste en los valores de importancia relativa, el de mayor valor es 143.9% *Pinus pseudostrobus*, seguido del *Quercus canbyi* (132.3%), *Quercus rysophylla* (104.3%), *Pinus teocote* (8.2%) y *Quercus polymorpha* con 5.4%; por su parte Torres (2000) para un ecosistema multicohortal de *Pinus-Quercus* encontró que las especies con mayor valor de importancia pertenecen a *Pinus pseudostrobus* (215%), *Quercus rysophylla* (63%) y *Juniperus flaccida* (53.2%); Jiménez *et al.* (2001) en un ecosistema multicohortal de pino-encino encontraron que las especies de mayor VIR corresponden a *Pinus pseudostrobus* (215%), *Quercus rysophylla* (63%), *Juniperus flaccida* (53.2%), mientras que otras especies como *Juglans mollis*, *Prunus serotina*, *Quercus polymorpha*, *Cercis canadensis*, *Rhus virens* suman 4.7%; Rubio *et al.* (2011) al estudiar el estrato arbóreo

del bosque mesófilo de montaña encontró una distribución del valor de importancia más uniforme con especies de mayor jerarquía como son *Quercus candicans* (55.39%), *Clethra mexicana* (53.07%), *Ternstroemia lineata* (44.72%), *Pinus pseudostrobus* (35.83%) y especies con menor jerarquía como lo es *Quercus crassifolia* (2.82%).

En comparación con los estudios mencionados se encuentra poca similitud entre las especies registradas en este estudio y las reportadas por Torres (2000), Baca (2000), Jiménez *et al.* (2001) y Rubio *et al.* (2011), debido a la distribución de cada una de las especies. Sin embargo, la distribución irregular de las especies es similar a Torres (2000), Baca (2000) y Jiménez *et al.* (2001) con valores altos para las especies de mayor jerarquía comparados con las menor jerarquía como se muestra en la Figura 8, para *Quercus affinis* Scheidw. un valor de más del 80% y para *Quercus laurina* Humb. & Bonpl. y *Garrya laurifolia* Harte. ex Benth. var. *macrophylla* (Benth.) Dahling valores inferiores al 1%.

4.2 Diversidad estructural

4.2.1 Diferenciación diamétrica (\overline{TD})

Los índices de diferenciación dimensional describen la estructura horizontal del ecosistema de forma confiable. Mediante la clasificación del intervalo de valores de \overline{TD} entre 0-1 y la representación de la distribución porcentual de los valores de \overline{TD} de los sitios de muestreo en clases, se genera información detallada sobre la estructura propia del ecosistema (Torres *et al.*, 2006). Aguirre *et al.* (1998) propone cinco grupos para el ordenamiento de los valores de \overline{TD} , los cuáles son: baja (0.0 - 0.2), moderada (0.2 - 0.4), media (0.4 - 0.6), fuerte (0.6 - 0.8) y muy fuerte (0.8 - 1.0).

En el cuadro 4 y la Figura 9 se muestra la distribución de los valores del índice de diferenciación diamétrica (\overline{TD}), divididos en cinco grupos para la población y las especies en cuestión. Se observa que más del 75% de los árboles muestreados se ubican dentro de los rangos fuerte y muy fuerte con el 38.66% y 37.30% respectivamente. Por el contrario en la categoría de baja diferenciación diamétrica que solo el 4.19% de la población de los árboles muestreados se encuentra en esta categoría. Básicamente los mismos resultados se reflejan en las especies de mayor

representatividad, en cuanto al número de individuos, en la población con las especies *Quercus affinis* Scheidw., *Quercus laeta* Liebm. y *Pinus pseudostrobus* var. *estevezii* Martínez, las cuales se distribuyen dentro de las categorías de media, fuerte y muy fuerte.

Cuadro 4. Diferenciación diamétrica de especies vegetales en la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.

Especie	$\overline{TD}(\%)$					Total
	Baja 0.0 - 0.2	Moderada 0.2 - 0.4	Media 0.4 - 0.6	Fuerte 0.6 - 0.8	Muy fuerte 0.8 - 1.0	
<i>Arb xal</i>		20	30	30	20	100
<i>Liq sty</i>	40	40			20	100
<i>Per pod</i>				100		100
<i>Pin ps est</i>	6.67	13.33	26.67	26.67	26.67	100
<i>Pin teo</i>		22.22	11.11	22.22	44.44	100
<i>Pru ser</i>				100		100
<i>Que aff</i>	1.33	4	18.67	28	48	100
<i>Que lae</i>	6.45	9.68	29.03	29.03	25.81	100
<i>Que mex b</i>			33.33	33.33	33.33	100
<i>Que mex k</i>				33.33	66.67	100
<i>Que rys</i>				50	50	100
<i>Que sar</i>				50	50	100
<i>Til ame</i>					100	100
Total	4.19	8.4	11.45	38.66	37.3	100

$\overline{TD}(\%)$ = distribución de los valores del índice de diferenciación diamétrica.

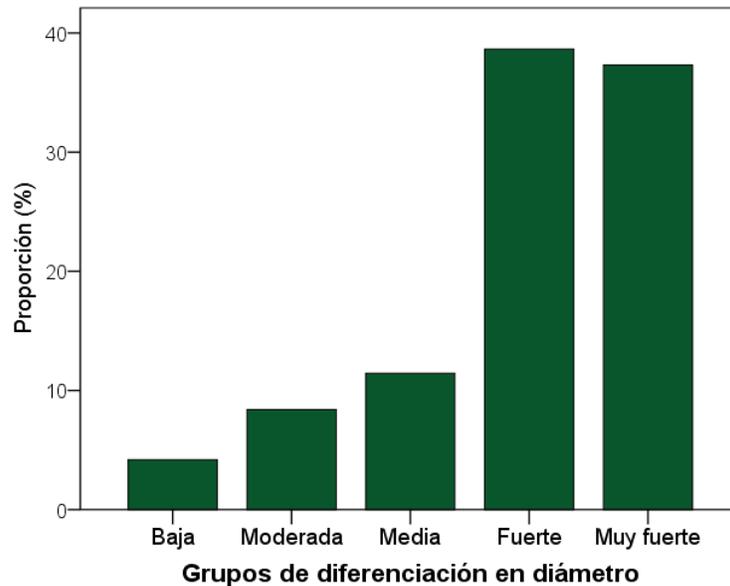


Figura 8. Distribución de los valores de Diferenciación Diamétrica en la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.

Torres (2000) en un ecosistema multicohortal de *Pinus-Quercus* encontró de manera general el 41% de los árboles-muestra se ubican en el rango de diferenciación baja y 30% en la moderada, es decir, el 70% de la población presentó una baja diferenciación diamétrica, y del número de individuos, las especies de mayor representatividad en la población son: *P. pseudostrobus* y *Q. rysophylla*, en la categoría de baja diferenciación diamétrica, Baca (2000) en bosque de pino encino encontró que el 33% de los árboles muestra se ubican en el rango moderado y un 25% en el débil, sumando un 58.3% de la población de árboles muestra y debido a que solo tres especies muestran esta diferenciación, asume que es posible inferir que se trata de un bosque mixto, *Pinus Pseudostrobus* y *Quercus canbyi* aportan 33.3% y 33.2% respectivamente, además el género *Pinus* se presenta en los cinco grupos de diferenciación, por su parte Jiménez *et al.* (2001) en un ecosistema multicohortal de pino-encino encontraron que el 41% de los árboles-muestra se ubican en el rango de débil y 30% en el moderado, además *P. pseudostrobus* y *Q. rysophylla*, las cuales se ubican en la categoría de diferenciación débil, con 48,3% y 55,6% respectivamente.

La distribución de los valores obtenidos en éste estudio presenta una gran diferencia con los autores mencionados, ya que en su mayoría las especies tienen una mayor

distribución en categorías bajas y moderadas, caso contrario de los valores del cuadro 4, lo cual indica que de los árboles vecinos son del 70 al 90% más pequeños con respecto al árbol muestra (árbol *l*).

4.2.2 Diferenciación en altura (\overline{TH})

El definir la diferenciación en altura de las especies permite conocer la estructura vertical del ecosistema forestal, logrando una mayor objetividad al complementar los resultados con los obtenidos en la diferenciación diamétrica (Baca, 2000). Utilizando los datos del árbol-cero y su vecino más próximo, se determinaron los valores de diferenciación en altura, lo cual permite obtener una medida cuantitativa de la estructura de los ecosistemas forestales más objetiva. Los porcentajes obtenidos con esta metodología se muestran en el Cuadro 5 y la Figura 10, con la mayor concentración en la categoría para valores fuertes con un 36.07% y la menor distribución en la categoría baja con 1.03%.

Cuadro 5. Diferenciación en altura para las especies que representan la vegetación en la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.

Especie	\overline{TH} (%)					Total
	Baja 0.0 - 0.2	Moderada 0.2 - 0.4	Media 0.4 - 0.6	Fuerte 0.6 - 0.8	Muy fuerte 0.8 - 1.0	
<i>Arb xal</i>	10.00	10.00	20.00	20.00	40.00	100
<i>Liq sty</i>		20.00	20.00		60.00	100
<i>Per pod</i>				100.00		100
<i>Pin ps est</i>		33.33	20.00	26.67	20.00	100
<i>Pin teo</i>		11.11	44.44	33.33	11.11	100
<i>Pru ser</i>			100.00			100
<i>Que aff</i>		13.51	18.92	18.92	48.65	100
<i>Que lae</i>	3.33	13.33	33.33	20.00	30.00	100
<i>Que mex b</i>				100.00		100
<i>Que mex k</i>			33.33		66.67	100
<i>Que rys</i>			50.00	50.00		100
<i>Que sar</i>				100.00		100
<i>Til ame</i>		100.00				100
Total	1.03	15.48	26.16	36.07	21.26	100

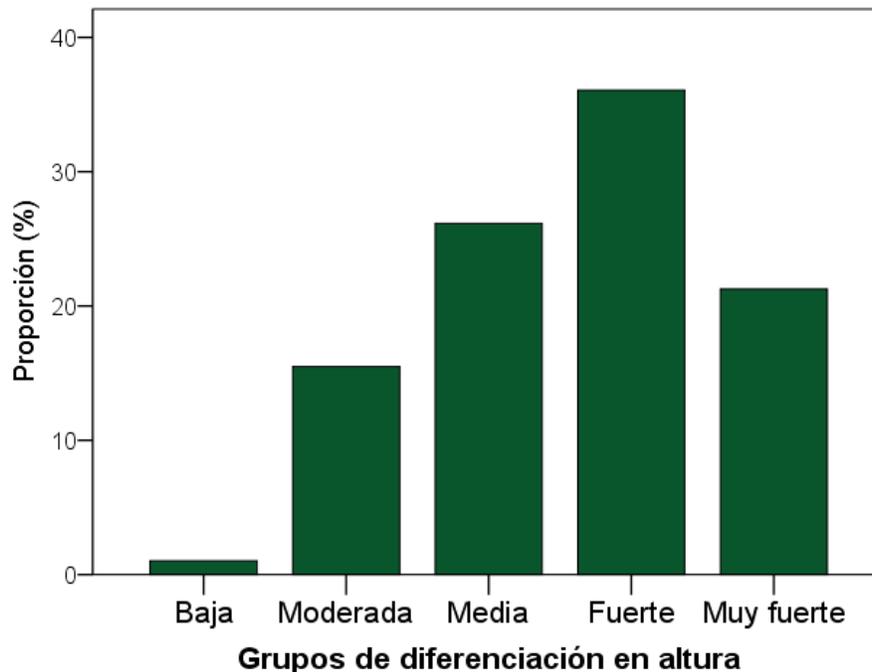


Figura 9. Distribución de los valores de diferenciación en altura para la propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.

Torres (2000) en su estudio realizado en un ecosistema multicohortal de *Pinus-Quercus* encontró que el 70% de los sitios de muestreo presentan diferenciación escasa, lo que significa que la diferencia en altura entre la mayoría de los árboles vecinos en este rodal es de 40%, es decir, se trata de una área con tendencia a la homogeneidad con respecto a esta variable, los grupos de media y alta diferenciación presentan una menor proporción (18.5 y 9.3% respectivamente), por su parte Baca (2000) en su estudio en bosque de pino-encino encontró que la diferenciación en altura se presenta en la primera categoría (0.0-0.2) ya que el 45.8% de los sitios de muestreo presentan diferenciación baja, donde el género *Quercus* contribuye con el 37.5%, y solo el 8.3 puntos porcentuales pertenecen al *Pinus Pseudostrobus*, por lo que se observa una tendencia marcada a la homogeneidad para el género *Quercus*; por su parte Torres *et al.* (2006) con su estudio en un ecosistema forestal de *Pinus-Quercus* observó que el 70% de los sitios de muestreo tienen diferenciación escasa, lo que significa que la diferencia en altura entre la mayoría de los árboles vecinos en un rodal es de 40%, en cambio para los grupos de media y alta diferenciación tienen una menor proporción (18.5 y 9.3% respectivamente).

Los valores obtenidos por los autores mencionados difieren de los obtenidos en este estudio, ya que sus valores corresponden a una menor diferenciación dimensional en altura, caso contrario de los valores que se presentan en la figura 10, en la cual se observa que más del 35% de los valores del índice de distribución en altura se concentran en la categoría de fuerte. Lo cual puede ser debido a que se identificó 20 especies diferentes distribuidas en 12 géneros, por lo que la alta diferenciación puede ser debido a las diferentes características morfológicas de los individuos evaluados.

2.2.3. Distribución espacial

Por medio del índice R de Clark y Evans se obtuvo un valor alto promedio de 2.011, lo que indica una tendencia a la regularidad, este valor difiere con los reportados por Corral *et al.* (2005) en un bosque mesófilo de montaña en dos parcelas una con 0.92 y a otra con 0.88, de igual forma difiere con los valores obtenidos por Ruiz *et al.* (2007), en un bosque dominado por *Pinus halepensis* Miller, en parcelas con diferentes tratamientos, de los cuales encontró un valor máximo de 1.650 y el valor más bajo es 0.940, sin embargo, el promedio del este índice es 1.379 que es inferior al obtenido en el presente estudio. Los valores obtenidos por Corral *et al.* (2005) y Ruiz *et al.* (2007) y los calculados en este estudio difieren, la causa probable de este comportamiento se atribuye a las diferentes condiciones que presentan, como son los tratamientos y el tiempo en que fueron aplicados.

4.3 Correlación entre diversidad de especies y la diversidad estructural

Para medir la posible relación existente entre la diversidad de especies y la biodiversidad estructural en un estrato arbóreo, se empleó el coeficiente de correlación de Pearson (r), los resultados se presentan en el Cuadro 6.

Cuadro 6. Correlación de Pearson entre los índices de diversidad de especies y los índices de diversidad estructural del estrato arbóreo de la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.

	Índices de diversidad estructural	Diferenciación dimensional en diámetro (raíz)	Diferenciación dimensional en altura (log ₂)	Distribución espacial de Clark y Evans (log ₂)
	<i>Arb xal</i> (log ₂)	0.187	-0.159	0.177
V.I. (%)	<i>Pin ps est</i> (raíz)	0.497*	0.245	0.098
	<i>Que aff</i> (raíz)	-0.433	-0.359	-0.276
	<i>Que lae</i> (raíz)	0.652**	0.499*	0.265
I.D.E.	Heterogeneidad de Shannon (x ²)	0.159	0.056	0.044
	Equitatividad de Simpson (raíz)	0.376*	0.211	0.246
	Riqueza de Menhinick (log ₂)	-0.200	-0.158	-0.118

V.I. (%)= Valor de importancia relativo; I.D.E.= índices de diversidad de especies; **= La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral); *= La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

Es importante mencionar que los valores de importancia por sitio, correlacionados corresponden a las especies con mayor frecuencia dentro de la población, de tal forma que las especies seleccionadas cuentan con un mayor número de datos ya que la ausencia de valores corresponden a valores iguales a cero, el cual dentro de la base de datos es un valor extremo; por lo tanto, la correlación entre los valores de importancia (%) y los índices de diversidad estructural se aplicaron en 21 casos.

De manera general no existe una buena correlación entre las variables empleadas para la diversidad de especies y la diversidad estructural. De forma más detallada en cuanto a los valores de importancia obtenidos y los índices que describen la diversidad estructural destaca la correlación positiva baja que corresponde a *Pinus pseudostrobus* var. *estevezii* con el índice de distribución espacial de Clark y Evans con un valor de 0.098 (Figura 11). Por otra parte los valores registrados con mayor correlación corresponden a la relación de *Quercus laeta* Liebm. y el índice de diferenciación dimensional en diámetro con 0.652, siendo esta una correlación positiva moderada significativa al nivel de 0.01 (Figura 12); seguido de este valor se encontraron dos

valores de correlación similares entre *Quercus laeta* Liebm. con el índice de diferenciación dimensional en altura (Figura 13) y de *Pinus pseudostrobus* var. *estevezii* Martínez con el índice de diferenciación dimensional en diámetro (Figura 14), ambas con una correlación positiva moderada significativa al nivel de 0.05.

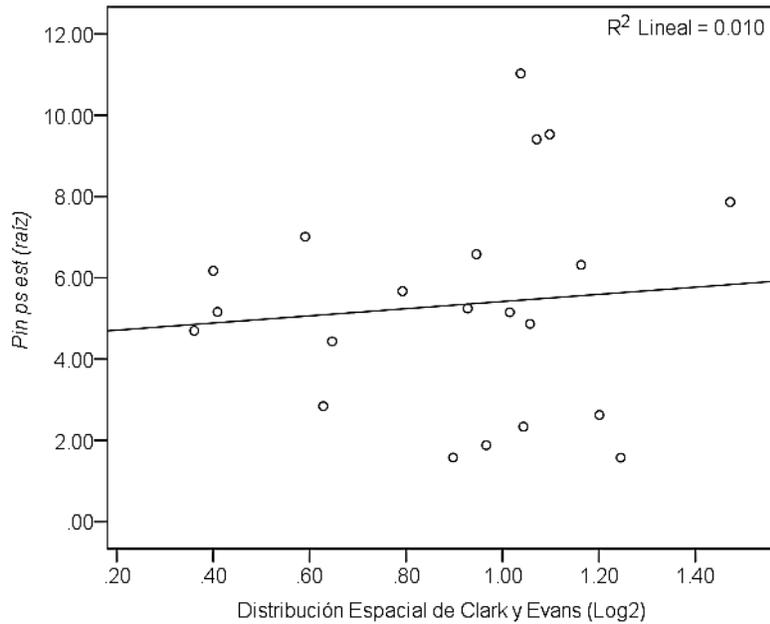


Figura 10. Correlación de los valores de importancia de *Pinus pseudostrobus* var. *estevezii* y el índice de distribución espacial de Clark y Evans para el estrato arbóreo de la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.

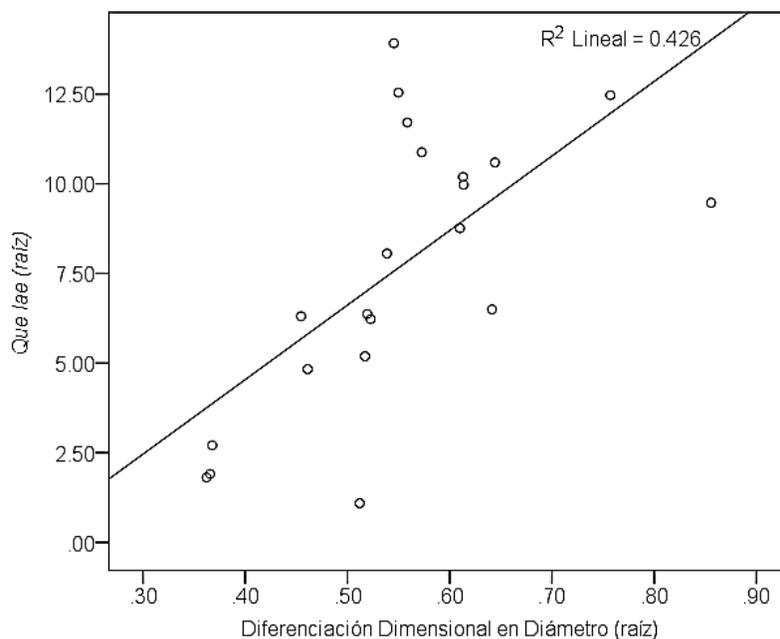


Figura 11. Correlación de los valores de importancia de *Quercus laeta* Liebm con el índice de diferenciación dimensional en diámetro para el estrato arbóreo de la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.

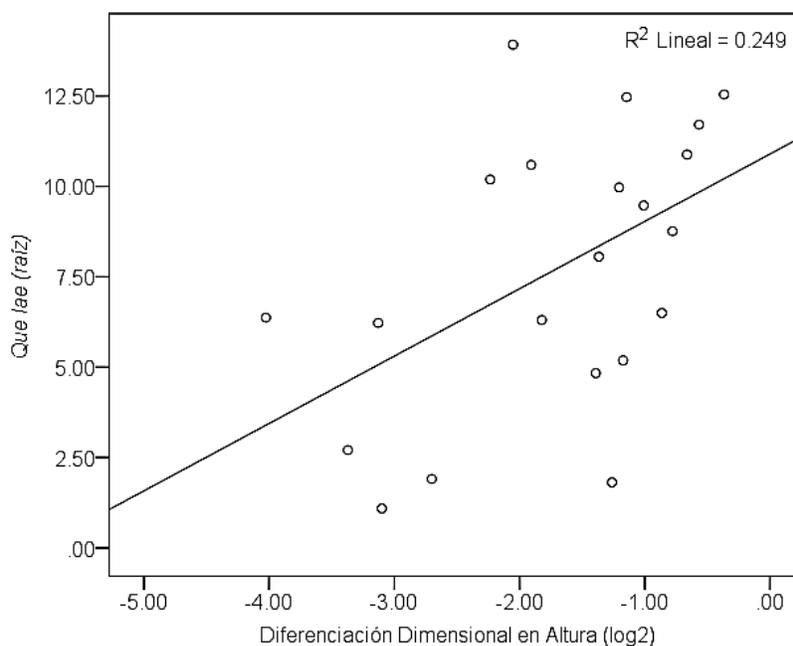


Figura 12. Correlación de los valores de importancia de *Quercus laeta* Liebm con el índice de diferenciación dimensional en altura para el estrato arbóreo de la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.

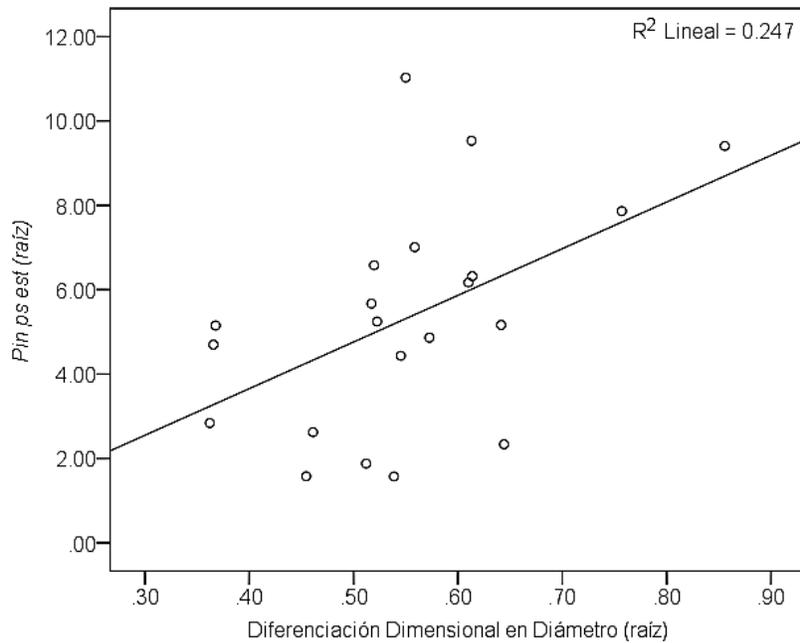


Figura 13. Correlación de los valores de importancia de *Pinus pseudostrobus* var. *estevezii* Martínez con el índice de diferenciación dimensional en diámetro para el estrato arbóreo de la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.

Por otra parte, los valores del coeficiente de correlación de los índices de la diversidad estructural con los índices de diversidad de especies (Cuadro 6), el coeficiente de correlación más baja es el índice de heterogeneidad de Shannon con la distribución espacial de Clark y Evans (Figura 15), el cual muestra una correlación positiva baja de 0.044, por su parte la correlación de mayor valor encontrada, corresponde al equitatividad de Simpson y el índice de diferenciación dimensional en diámetro (Figura 16), con una correlación positiva baja de 0.376 significativa al nivel 0.05.

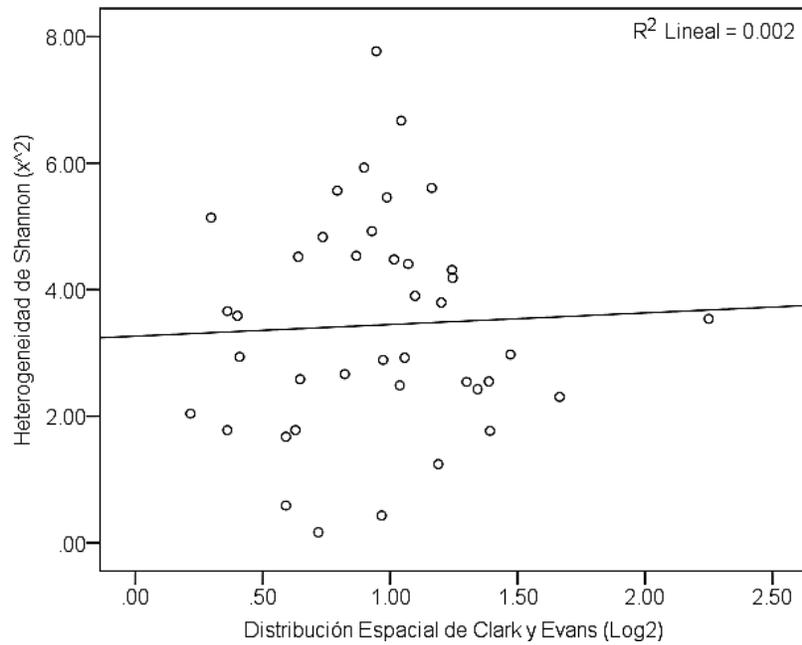


Figura 14. Correlación de los valores del Índice Heterogeneidad de Shannon y el Índice de Distribución Espacial de Clark y Evans para el estrato arbóreo de la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.

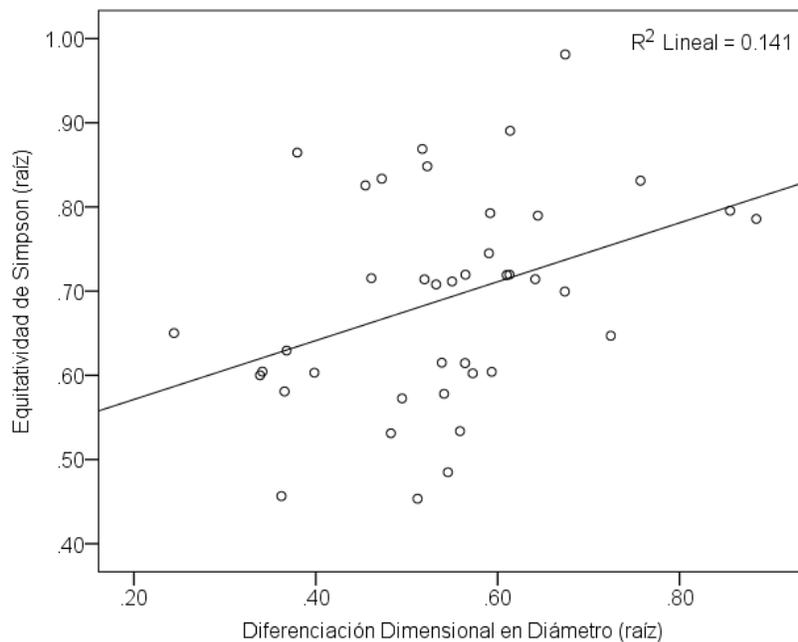


Figura 15. Correlación de los valores del Índice Heterogeneidad de Shannon y el Índice de Equitatividad de Simpson para el estrato arbóreo de la pequeña propiedad “Los Garza”, Aramberri y “Cerro del Niño”, General Zaragoza, Nuevo León.

A pesar de que este tipo de investigaciones mantienen un punto de vista ecológico, estas se centran en buscar la relación de la diversidad de especies por medio de variables diferentes a las empleadas en el presente estudio como es el de la Diversidad Bilógica en Flora con el del gradiente altitudinal (Encina *et al.*, 2007), la Diversidad biológica en Fauna con el gradiente altitudinal (Carrero *et al.*, 2013), la relación entre características del hábitat y la diversidad de especies de insectos (Villagrán *et al.*, 2006). Es por ello que no se encontraron estudios puntualmente afines a los objetivos planteados en el presente estudio.

Jordano y Torres (1981) en encinares adehesados, terrenos de cultivo, bosque y matorral, no encontró relación significativa entre la diversidad estructural, vertical y la diversidad por medio del índice de Shannon en aves rapaces, ya que buscaron una relación mayor de $r = 0.77$ con un número de casos igual a 6, sin embargo, encontraron una relación correspondiente a $r = 0.60$ con 6 a partir de 6 casos; las variables que se emplearon en su estudio son completamente diferentes en comparación con las empleadas en el presente estudio, sin embargo el valor de su correlación es mayor a cualquiera de las correlaciones del Cuadro 6.

Las diversidad estructural pueden ser un reflejo de la diversidad de especies, ya que tanto la estructura horizontal como la vertical están en función de la morfología de las especies dentro de una población, tal y como se muestra en el Cuadro 6 en el caso del índice de diferenciación dimensional en diámetro se encontró que en tres de las siete variables de la diversidad de especies presentan correlaciones de bajas a moderadas significativas al nivel de 0.05 y 0.01, con lo cual en diferentes condiciones al área de estudio de la pequeña propiedad “Los Garza” y “Cerro del Niño” se pueden esperar valores similares en la relación de la diversidad de especies y la diversidad estructural horizontal representada por el diámetro normal. De igual forma, a pesar de que no se encontró correlación significativa entre la distribución espacial y la diversidad de especies no se puede descartar esta relación en condiciones diferentes a la del área de estudio de presente estudio, ya que existen especies que como mecanismo de defensa o de supervivencia influyen en la distribución espacial, tal es el caso de la *Larrea tridentata* que por medio de químicos que segrega inhibe el desarrollo de otras plantas

a su alrededor o bien en los bosques donde predomina el género *Pinus* y *Quercus* la regeneración de otras especies se ve limitada debido a que la hojarasca que recubre el suelo es profunda y dura como para que las semillas alcancen la materia orgánica con la que se puedan fijar, por lo tanto la distribución algunas de estas especies se ve limitada.

En cuanto al bosque de Coníferas y Encinos (Bce) que reporta la CONABIO (2001) ha cambiado en la proporción, dominando el género *Quercus* por arriba del género *Pinus* y *Abies* (cuadro 3). Lo anterior puede ser debido a las intervenciones de 1988 bajo el criterio del Método de Desarrollo Silvícola (MDS), ya que por medio de este aprovechamiento se extrajo madera en rollo de las especies de *Pinus* y *Quercus*, pero con mayor volumen para el primero, lo que se refleja en los valores de importancia presentados en este estudio. Por otro lado con los tratamientos se generan espacios más abiertos, lo que conlleva a una regeneración, donde de acuerdo a Harold y Hocker (1984) existe una competencia por supervivencia de las especies, destacan dos tipos de especies arbóreas las de semilla liviana como las coníferas y las de tipo nuez o pesadas como los *Quercus*, las coníferas en su mayoría con semillas livianas y aladas presentan una mayor dispersión que los *Quercus*, sin embargo los *Quercus* presentan mejores adaptaciones con semillas de mayor reserva de alimentos, como resultado de esto, las raíces de este tipo pueden penetrar mejor la cubierta de los suelos forestales hasta alcanzar el suelo mineral y logara con mayor éxito su germinación que una especie de conífera.

V CONCLUSIONES

Como resultado de la presente investigación, es posible concluir que existe una baja relación entre los índices que describen la estructura del estrato arbóreo y los índices que describen la diversidad de especies, por consiguiente se rechaza la hipótesis nula para los casos de: la relación del valor de importancia de *Pinus pseudostrobus* var. *estevezii* Martínez con el índice de diferenciación dimensional en diámetro; a la correlación del índice de equitatividad de Simpson con el índice de diferenciación dimensional en diámetro; el tercero y cuarto para la correlación del valor de importancia de *Quercus laeta* Liebm con el índice de diferenciación dimensional en diámetro y el índice de diferenciación dimensional en altura respectivamente.

Por lo tanto la diversidad de especies se encuentra mejor relacionada con la diversidad dimensional en diámetro, con respecto a la diferenciación dimensional en altura y a la distribución espacial.

VI LITERATURA CITADA

- Aguayo, C. M. y Lora, M. E. 2012. Cómo realizar “paso a paso” un contraste de hipótesis con SPSS para Windows: (III) Relación o asociación y análisis de la dependencia (o no) entre dos variables cuantitativas. Correlación y regresión lineal simple. Fundación Andaluza Beturia para la Investigación en Salud. Dot. Núm 0702004. Hospital Universitario Virgen Macarena, Sevilla, España. 1,2 p.
- Aguirre C., O.A. 2002. Índices para la caracterización de la estructura del estrato arbóreo de ecosistemas forestales. *Revista Ciencia Forestal en México* 27(92):5-27.
- Aguirre, O.; Krämer, H.; Jiménez, J. 1998. Análisis de la estructura de ecosistemas forestales. Un caso de estudio en Durango. México. Memoria del Primer Congreso Latinoamericano IUFRO, Valdivia, Chile, 11 p.
- Baca, J. 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.
- Cadahia, D. 1977. Repartición espacial de las poblaciones en Entomología aplicada. *Boletín de sanidad vegetal*. Madrid, España. *Plagas*, 3(1): 219-233.
- Carrero, D. A., Montaña, L. R. S., y Tobar, D. E. 2013. Diversidad y distribución de Mariposas diurnas en un Gradiente altitudinal en la región nororiental andina de Colombia. *Boletín Científico*. Centro de Museos. Museo de Historia Natural, 17(1), 168-188.
- Castellanos. B., J. F.; Garza, E. J. T.; Calderón, Ó. A. A.; Pérez, J. J.; Musalem S., M., y López A., R. 2008. Estructura de bosques de pino pátula bajo manejo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Madera y Bosques*, 14(2), 51-63.

- Clark, J. y Evans, C. 1954. Distance to nearest neighbour as a measure of spatial relationships in populations. Ecological Society of America. Institute of Human Biology, University of Michigan, United States. 35: 445-453.
- Clean Up the World. 2010. Biodiversidad sobre la pérdida y la conservación. Clean Up the World Pty Ltd. PO Box R725. Royal Exchange NSW 1225 Australia. Recuperado desde: <http://www.cleanuptheworld.org>
- CONABIO. 2001. Haciendo referencia a Rzedowski, J. 1990. 'Vegetación Potencial'. IV.8.2. Atlas Nacional de México. Vol II. Escala 1:4000000. Instituto de Geografía, UNAM. México.
- CONABIO. 2006. Capital natural y bienestar social. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 7 p.
- Condes, S., y Millán, F. M. 1998. Comparación entre los índices de distribución espacial de árboles más usados en el ámbito forestal. Investigación agraria. Sistemas y Recursos Forestales. Madrid, España. 7(1): 173-188.
- Convenio sobre la Diversidad Biológica. 1992. Programa de las Naciones Unidas (UNEP). Nairobi, Kenia. 30 p.
- Corral, J. J. 2002. Estudios Ecológicos y Estructurales en el Bosque Mesófilo de Montaña "El Cielo", Tamaulipas, México. Tesis de maestría, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares.
- Corral, R. J.; Calderón, O. A., & Pérez, J. J. 2005. Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el bosque mesófilo de montaña «El Cielo», Tamaulipas, México. Forest Systems, 14(2) 217-228.
- Cristina, M. M. 2004. Introducción a la Ecología de Poblaciones. Área ecología-Editorial Científica Universitaria. Universidad Nacional de Catamarca, San Fernando del Valle de Catamarca, Argentina, ISSN: 1852-3013.

- Curtis, J. T., y McIntosh, R. P. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecological Society of America, Ecology*. Universidad de Wisconsin-Madison, United States. 32 (3): 476-496.
- Daniel, T.W.; Helms, J. A.; Baker, F. S. 1982. *Principios de Silvicultura*. Primera edición en español. De. Mcgraw-Hül. México, 490 p.
- Del Río, M., Montero, G., Montes, F., y Cañellas, I. 2003. Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Forest Systems*. Madrid, España. 12 (1):159-176.
- Encina, D. J. A.; Zárate L. A.; Valdés, R. J.; y Villarreal Q. J. A. 2007. Caracterización ecológica y diversidad de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé, Coahuila, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 81:51-63.
- Everett, R.; Oliver, C.; Saveland, J.; Hessburg, P.; Diaz, N. y Irwin, L. 1994. Adaptive ecosystem management. In: Jensen, M.E.; Bourgeron, P.S., eds. *Eastside Forest Ecosystem Health Assessment--Volume II: Ecosystem management: principles and applications*. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, Oregon , United States:34-345.
- Ferriol, M. M., y Merle, F. 2012. Los componentes alfa, beta y gamma de la biodiversidad. Aplicación al estudio de comunidades vegetales. *Ecosistemas Agroforestales (U.D. Botánica)*, Universidad Politécnica de Valencia, España.
- Füldner, K. y Gadow, K. 1994. How to define a thinning in a mixed deciduo beech forest. In: *Mixed Stands. Proceeding from the symposium of the IUFRO Working Groups S4.01-03 and S4.01-04*. Lousa & Coimbra, Portugal, 31-42.
- Fundación Española para la Ciencia y la Tecnología (FECYT). 2011. *Biodiversidad: el mosaico de la vida*. Ministerio de Ciencia e Innovación, Gobierno de España.
- Fundación IPADE. 2011. *Cuatro grandes retos, una solución global: Biodiversidad, cambio climático, desertificación y lucha contra la pobreza*. González, J.A. y

- Santos, I. (editores). Fundación IPADE y Agencia Española de Cooperación para el Desarrollo – AECID, Madrid, España. 194-215 p.
- Gadow, K. V., Sánchez, O. S. y Álvarez, J. G. 2007. Estructura y crecimiento del bosque. Universidad de Göttingen, Alemania.
- García, G. G. 2002. Distribución Espacial de Bosques Mixtos en la Sierra Madre Oriental México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México.
- Gardi, C., Angelini, M., Barceló, S., Comerma, J., Cruz Gaistardo, C., Encina Rojas, A., Jones, A., Krasilnikov, P., Mendonça Santos Brefin, M.L., Montanarella, L., Muñiz Ugarte, O., Schad, P., Vara Rodríguez, M.I., Vargas, R. (eds). 2014. Atlas de suelos de América Latina y el Caribe, Comisión Europea - Oficina de Publicaciones de la Unión Europea, L-2995 Luxembourg, 176 p.
- Generalitat Valenciana. 2008. Biodiversidad. Presidencia de la Generalitat Valenciana. Fundación Premios Rey Jaime I. Valencia, España. 25-60 p.
- Halffter, G. 1994. ¿Qué es la biodiversidad?. Lletres de Batalla. Ruth. Inst. Cat. Hist. Nat., 62: 5-14.
- Halffter, G. y Moreno, E. C. 2005. Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO) México; Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA), Zaragoza, España; Grupo Diversitas-México y Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) México. vol.4, S.E.A., Zaragoza, España.5-18 p.
- Harold W y Hocker Jr. 1984. Introducción a la Biología Forestal. AGT. México.140-143 p.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI), Instituto Nacional de Ecología (INE), Comisión Nacional de Agua (CONAGUA). 2007. 'Mapa de

Cuencas Hidrográficas de México, 2007'. Escala 1:250000, elaborada por Priego A.G., Isunza E., Luna N. y Pérez J.L. México, D.F.

Instituto Nacional de investigaciones Forestales y Agropecuarias (INIFAP) - Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 1995. 'Edafología'. Escalas 1:250000 y 1:1000000. México.

Jiménez, J., Aguirre, O., y Kramer, H. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Forest Systems* 10(2):355-366.

Jordano, P y Torres E. 1981. Importancia de la estructura de la vegetación en la selección del hábitat para la nidificación en una comunidad de rapaces diurnas mediterráneas. Depto. Zoología, Facultad de Ciencias, Universidad de Córdoba, España. *Ardeola*, Vol, 28. 55-58 p.

Köppen modificada por García, E. - Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 1998. 'Climas' (clasificación de Köppen, modificado por García). Escala 1:1000000. México.

Krebs, Ch. J. 1999. *Ecological Methodology*. University of British, Columbia. Ed. Addison., 2nd ed. Vol. 620, 620p.

Lahura, E. 2003. El coeficiente de correlación y correlaciones espúreas. Pontificia Universidad Católica del Perú, departamento de economía de la Pontificia Universidad Católica del Perú y departamento de ciencias - sección matemática. Vol. 218, 6-9 p.

Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura en los Trópicos: Los ecosistemas forestales, en los bosques tropicales y sus especies arbóreas; posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido*. Ed. Gtz Alemania.

Maderey, R. L. y Torres, R. C. 1990. 'Cuencas hidrológicas' en *Hidrogeografía e hidrometría*. IV.6.1. Atlas Nacional de México. Vol II. Escala 1: 4000000. Instituto de Geografía, UNAM. México.

- Magurran, A. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey. 179 p.
- Margalef, R. 1972. Homage to Evelyn Hutchinson, or why there is an upper limit to diversity. Connecticut Academy of Arts and Sciences. Trans. Connect. Acad. Arts Sci. Edited by E. S. DEEVERY, Florida State Museum, University of Florida, Gainesville, Florida. 44. 211-35 p.
- Martínez, J. G. 2002. La evolución y la conservación de la biodiversidad. In Evolución: la base de la biología. Departamento de Biología Animal y Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada, España (p. 407-416).
- Montes, F. P. 2004. Estudio de la relación entre la selvicultura y la diversidad estructural en los montes Pinar de Valsaín y Pinar de Navafría. Doctoral dissertation, Agronomos. Departamento de Sivopascicultura, Universidad Politécnica de Madrid, España.
- Moreno, C. E. 2001. Manual de métodos para medir la biodiversidad. M & T – Manuales y tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, España. 84 p.
- Muller, D. D.; Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology, John Wiley, New York.
- Návar, J. D. J., y González, S. E. 2009. Diversidad, estructura y productividad de bosques templados de Durango, México. Polibotánica (27):71-87.
- Peet, K. 1974. The measurement of species diversity. section of Ecology and Systematics, Langmuir Laboratory, Cornell University, Ithaca, New York, United States. Ann. Rev. Ecol. System. 5; 285-307.
- Pieiou, C. 1975. Ecological diversity. John Wiley, New York, United States. 125p.
- Pieiou, C. 1977. Mathematical Ecology. John Wiley, New York, United States. 386 p.

- Piñero, D. 2008. La diversidad genética como instrumento para la conservación y el aprovechamiento de la biodiversidad: estudios en especies mexicanas. *Capital natural de México*, 1:437-494.
- Pretzsch, H. 1995. Analysis and reproduction of spatial stand structures. Methodical considerations demonstrated by the example of beech-larch mixed stands in Lower Saxony. *Sammlung von Beiträgen aus der Jahrestagung der Sektion Forstliche Biometrie und Informatik des Deutschen Verbandes Forstlicher Forschungsanstalten (Germany)*.
- Rodríguez, P. y Vázquez, D. 2003. Escalas y diversidad biológica. En: Una perspectiva latinoamericana de la biogeografía. (J.J Morrone, J. Llorente-Bousquets, eds.). Las Prensas de Ciencias, UNAM, México. pp. 109-114.
- Rubio, L. E.; Romero, S.; & Rojas, E. C. 2011. Estructura y composición florística de dos comunidades con presencia de *Quercus* (Fagaceae) en el Estado de México. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente* 17(1):77-90.
- Ruiz, J. M.; Cardoso, J. A.; Varela, E.; Ramos, M. E.; Robles, A. B.; y González, J. L. 2007. Los claros en áreas cortafuegos: una herramienta para incrementar la biodiversidad. Estación Experimental del Zaidín, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (EEZ-CSIC). Sevilla, España.
- Sánchez, A. A. 2012. Guía práctica construcción e interpretación de indicadores estadísticos. Instituto Nacional de Estadística e Informática Oficina Técnica de Estadísticas Departamentales (INEI). Lima, Perú.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2011. Biodiversidad, Conocer para conservar. Serie ¿Y el medio ambiente?. México.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. 2010. La Diversidad Biológica Forestal—El Tesoro vivo de la Tierra. Montreal, Quebec, Canadá.
- Smith, B. y Wilson, J.B. 1996. A consumer's guide to evenness indices. *Oikos*. Botany dept, Univ. of Otago. P. O. Box 56, Dunedin, New Zealand. 76: 70-82.

- Torres, E. L. 2000. Análisis estructural de un ecosistema multicohortal de Pinus-Quercus en una fracción de la Sierra Madre Oriental. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias Forestales. Linares, NL, México. 79 p.
- Torres, L. M., Sánchez, J. A., y Jiménez, J. 2006. Análisis estructural de un ecosistema forestal de Pinus-Quercus en la Sierra Madre Oriental. Revista Mexicana de Ciencias Forestales, 31:(100). 8-10, 14-17 p.
- Valdez, C. y Luna, R. 2011. Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. Laboratorio de Manejo Ambiental del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD), Unidad Mazatlán, Sinaloa. México. Vol.1 Núm. 4.
- Valdivia, R. B.; Granillo, P. V.; y Villarreal, D. S. 2005. Biología, la vida y sus procesos Universidad ICEL, UI. Publicaciones Cultural S.A. de C.V. México.
- Villagrán, R. M.; Aguayo, M., Parra, L. E., y González, A. 2006. Relación entre características del hábitat y estructura del ensamble de insectos en humedales palustres urbanos del centro-sur de Chile. Revista chilena de historia natural 79(2):195-211.
- Villalba L, R. E. 2009. Diversidad y Estructura de Especies Leñosas en Poblaciones de *Picea martinezii* T. F. Patterson en México. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Saltillo, Coahuila, México.
- Vilsee, C. A. 1996. Biología. 8° Edición. Editorial McGraw-Hill. México.
- Wadsworth, F. H. 2000. Producción Forestal para América Tropical. Departamento de Agricultura de los EE.UU. Forest Service. IUFRO-SPDC Project No. 3.
- Washington, H. G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. Water research 18(6):653-694.
- Whittaker, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. Ecological monographs 30(3):279-338.

Wilson, E. O. 2010. Guía bibliográfica sobre biodiversidad. National Academy Press, Washington.

VII ANEXOS

Anexo 1. Procedimiento para el cálculo del Índice de Shannon a partir de los datos del sitio 1.

Especie	n_i	p_i	$\text{Log}_2 p_i$	$(p_i) (\log_2 p_i)$
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth.	1	0.019	-5.700	-0.109
<i>Cercocarpus macrophyllus</i> C.K. Schneid.	1	0.019	-5.700	-0.109
<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	1	0.019	-5.700	-0.109
<i>Pinus teocote</i> Schl. & Cham.	21	0.403	-1.308	-0.528
<i>Quercus affinis</i> Scheidw.	14	0.269	-1.893	-0.509
<i>Quercus laeta</i> Liebm.	5	0.096	-3.378	-0.324
<i>Quercus mexicana</i> Bonpl. x <i>Q. sideroxylla</i> Bonpl.	9	0.173	-2.530	-0.4380
	$N=$ 52		$H' =$	2.129

n_i = número de individuos de a especie i ; p_i = proporción de la especie i ; $\log_2 p_i$ = logaritmo base dos de la proporción de la especie i .

Anexo 2. Procedimiento para el cálculo del Índice de Simpson a partir de los datos del sitio 1.

Especie	n_i	p_i	p_i^2
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth.	1	0.019	0.000
<i>Cercocarpus macrophyllus</i> C.K. Schneid.	1	0.019	0.000
<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	1	0.019	0.000
<i>Pinus teocote</i> Schl. & Cham.	21	0.403	0.163
<i>Quercus affinis</i> Scheidw.	14	0.269	0.072
<i>Quercus laeta</i> Liebm.	5	0.096	0.009
<i>Quercus mexicana</i> Bonpl. x <i>Q. sideroxylla</i> Bonpl.	9	0.173	0.030
	$N=$ 52	$\Sigma=$	0.275

n_i = número de individuos de a especie i ; p_i = proporción de la especie i .

Anexo 3. Cálculo de la abundancia relativa a partir de los datos del sitio 1.

Especie	n_i	n / N	A relativa
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth.	1	0.019	1.923
<i>Cercocarpus macrophyllus</i> C.K. Schneid.	1	0.019	1.923
<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	1	0.019	1.923
<i>Pinus teocote</i> Schl. & Cham.	21	0.403	40.384
<i>Quercus affinis</i> Scheidw.	14	0.269	26.923
<i>Quercus laeta</i> Liebm.	5	0.096	9.615
<i>Quercus mexicana</i> Bonpl. x <i>Q. sideroxylla</i> Bonpl.	9	0.173	17.307
	$N=$ 52		

n_i = número de individuos de a especie i ; N = numero total de individuos.

Anexo 4. Cálculo de la domiancia relativa a partir de los datos del sitio 1.

Especie	c_i	c_i / C	D relativa
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth.	19.635	0.011	1.177
<i>Cercocarpus macrophyllus</i> C.K. Schneid.	62.211	0.037	3.730
<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	27.339	0.016	1.639
<i>Pinus teocote</i> Schl. & Cham.	896.629	0.537	53.765
<i>Quercus affinis</i> Scheidw.	301.572	0.180	18.083
<i>Quercus laeta</i> Liebm.	161.876	0.097	9.706
<i>Quercus mexicana</i> Bonpl. x <i>Q. sideroxylla</i> Bonpl.	198.407	0.119	11.897
	$C=$ 1667.673		

c_i = cobertura en m^2 de la especie i , C = cobertura total en m^2 .

Anexo 5. Cálculo de la frecuencia relativa a partir de los datos del sitio 1.

Especie	m_i	m_i / M	F relativa
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth.	1	0.019	1.923
<i>Cercocarpus macrophyllus</i> C.K. Schneid.	1	0.019	1.923
<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	1	0.019	1.923
<i>Pinus teocote</i> Schl. & Cham.	21	0.403	40.384
<i>Quercus affinis</i> Scheidw.	14	0.269	26.923
<i>Quercus laeta</i> Liebm.	5	0.096	9.615
<i>Quercus mexicana</i> Bonpl. x <i>Q. sideroxylla</i> Bonpl.	9	0.173	17.307
	$M=$ 52		

m_i = Frecuencia de la especie i , M = Número total de muestreos.

Anexo 6. Cálculo del índice de valor de importancia a partir de los datos del sitio uno.

Especie	AR (%)	DR (%)	FR (%)	VIR (%)
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth.	1.923	1.177	0.000	3.100
<i>Cercocarpus macrophyllus</i> C.K. Schneid.	1.923	3.730	0.000	5.653
<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	1.923	1.639	0.000	3.562
<i>Pinus teocote</i> Schl. & Cham.	40.384	53.765	20.000	114.149
<i>Quercus affinis</i> Scheidw.	26.923	18.083	40.000	85.006
<i>Quercus laeta</i> Liebm.	9.615	9.706	0.000	19.322
<i>Quercus mexicana</i> Bonpl.	17.307	11.897	40.000	69.205

AR (%)=abundancia relativa, DR (%)=dominancia relativa, FR (%)=frecuencia relativa ,
VIR (%)= valor de importancia relativa.

Anexo 7. Datos del sitio 1 obtenidos en base al método estructural de los cinco árboles.

Árbol	Especie	DN (cm)	H (m)	D (m)
i	<i>Quercus mexicana</i> Humb. & Bonpl.	14.60	14.00	0.00
j_1	<i>Quercus affinis</i> Scheidw.	21.10	13.60	1.84
j_2	<i>Quercus mexicana</i> Humb. & Bonpl.	13.10	9.75	3.05
j_3	<i>Pinus teocote</i> Schl. & Cham.	17.40	24.70	3.90
j_4	<i>Quercus affinis</i> Scheidw.	49.20	10.50	4.60

i = árbol centro, j_1, \dots, j_5 = árboles vecinos, DN (cm)= diámetro normal en centímetros, H (m)= altura en metros, D (m)= distancia en metros con respecto al árbol i .

Anexo 8. Cálculo del índice de diferenciación dimensional para diámetro norma (DN) y altura total (H).

Árbol	DN (cm)	DN menor/ DN mayor	r_{ij} DN	H (m)	H menor / H mayor	r_{ij} H
i	14.60	1.000	0.000	14	1.000	0.000
j_1	21.10	0.691	0.308	13.6	0.971	0.028
j_2	13.10	0.897	0.102	9.75	0.696	0.303
j_3	17.40	0.839	0.160	24.7	0.566	0.433
j_4	49.20	0.296	0.703	10.5	0.750	0.250
		$\overline{TD}_{ni} =$	0.255		$\overline{TH}_{ni} =$	0.203

i = árbol centro, $j_{1,...,5}$ = árboles vecinos, DN (cm)= diámetro normal en centímetros, H (m)= altura en metros, r_{ij} = diferencia de 1 y el cociente de la columna 3 y 6 para diámetro normal y altura respectivamente.