

FRAGMENTOS FORESTALES Y DIVERSIDAD ESTRUCTURAL, CASO: EL BOSQUE DE PINO-ENCINO DE LA SIERRA DE QUILA, ESTADO DE JALISCO

Villavicencio-García R^{a*}, Santiago-Pérez A L^a, Ortega-Castellanos C^b, Gallegos-Rodríguez A^a

^aDepartamento de Producción Forestal (DPF), Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias (CUCBA), Universidad de Guadalajara (UDG). Km. 15.5 Carretera Guadalajara-Nogales. C.P. 45020. Las Agujas, Zapopan, Jalisco. México.

Tel./Fax. +52 33 36820244. e-mail: vgr02072@cucba.udg.mx

^bPasante de Licenciatura en Ciencias Biológicas. DPF, CUCBA, UDG

RESUMEN

El objetivo del trabajo fue comparar en función al tamaño de fragmentos forestales, la diversidad estructural del bosque de pino-encino abierto entre coberturas de copa mayores y menores al 40%. Los tamaños de parches fueron de 1 a 10, de 10 a 50 y mayores a 50 hectáreas. Se inventariaron árboles adultos mayores a 7 cm de diámetro. Se registraron en total 25 especies arbóreas; la especie que incluyó mayor número de individuos y además presentó los valores más altos de importancia ecológica fue *Quercus resinosa* en ambas coberturas y en cada tamaño de fragmento. La densidad y composición florística disminuye conforme se reduce el área de hábitat; el coeficiente de afinidad de especies entre tamaños de fragmentos por cobertura disminuye hasta 30%. La riqueza de especies presentó valores altos en las coberturas cerradas; no obstante, la diversidad estructural expresada en la estratificación y distribución vertical de las especies registró para la cobertura abierta mayor a 50 hectáreas una mayor heterogeneidad y el valor más alto de equitatividad en su distribución sobre la muestra.

Palabras claves: Bosque de pino-encino, fragmentos forestales, diversidad estructural

INTRODUCCIÓN

La fragmentación está vinculada a los cambios predecibles en la estructura del paisaje y a las alteraciones menos predecibles de las cubiertas forestales (Carbonell *et al.* 1998); es además considerada como una causa que afecta de manera importante la diversidad de especies, en la cual incluye la modificación de estructuras poblacionales, así como la composición y riqueza a través de procesos naturales y antrópicos. El objetivo de este estudio fue comparar en función al tamaño de fragmentos forestales considerados como “tamaño de parches de hábitat”, la diversidad estructural predominante del bosque de pino-encino por tipo de cobertura, considerándose como de cobertura abierta, aquella masa forestal cuya cobertura de copa no rebase el 40%; por lo contrario, una masa forestal de cobertura cerrada será aquella que posee una densidad de cobertura de copa igual o mayor al 40%.

METODOLOGÍA

Los fragmentos por tipo de cobertura se obtuvieron con un Sistema de Información Geográfica (SIG) mediante un análisis de parches (*Patch Analyst*) de una carta de vegetación (Ortega, 2007), obtenida de una imagen satelital LANDSAT 7 ETM de enero de 2000 (Villavicencio, 2004); la imagen fue clasificada solo para el interior del área protegida. El Área de Protección de Flora y Fauna, fue decretada en 1980 y se ubica en el occidente del Estado de Jalisco (Figura 1). La Sierra de Quila presenta seis tipos de comunidades vegetales, las cuales están caracterizadas principalmente por sus formaciones boscosas de pino-encino, encino y selva baja caducifolia (Guerrero y López, 1997); los subtipos de suelo predominantes son *Cambisol eutricto*, *Cambisol húmico*, *Feozem háplico*, *Feozem lúvico* y *Regosol eutricto* (CETENAL 1974).

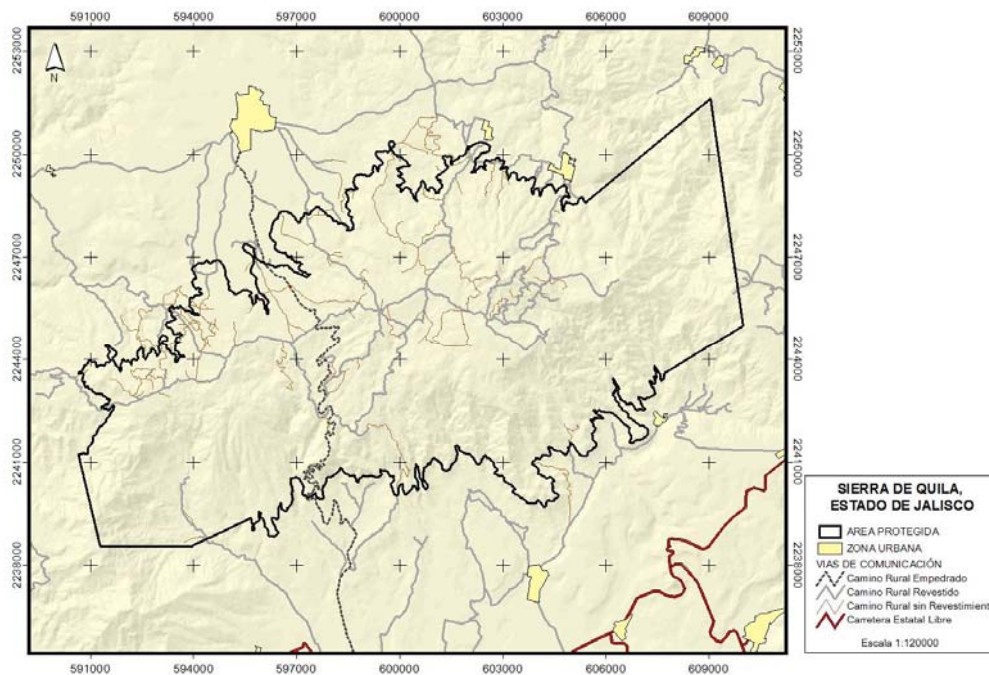


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

Con el análisis de parches de la carta de vegetación, se identificaron las estructuras espaciales, con las que se determinó el tamaño de los parches de hábitat, siendo: de 1 a 10, de 10 a 50 y mayores a 50 hectáreas. Dentro de cada tamaño de fragmento se ubicaron sitios permanentes de muestreo de manera sistemática, la distribución de los sitios circulares de muestreo en cada uno de las coberturas forestales por tamaño de fragmento fueron establecidos mediante una red cuadrículada equidistante entre sitios de 200m y 400m, la red se definió por rumbos francos (Figura 2).

Se inventariaron árboles adultos mayores a 7 cm de diámetro. Los sitios fueron evaluados descriptivamente mediante operaciones estadísticas y matemáticas básicas, así mismo se aplicaron índices estructurales y de diversidad. El análisis de la distribución vertical de las especies se determinó con el índice del perfil (A) de Pretzsch (1996); para emplear este índice es necesario definir tres pisos altitudinales en la población, esto es, piso 1 de 80% a 100% de la altura máxima de la comunidad arbórea; piso 2 de 50% a 80% y piso 3 de 0 a 50%.

El índice (A) genera un valor 0 hasta un valor máximo (A_{max}). Un valor A igual a 0 significa que la comunidad arbórea esta representada por una sola especie y estar formada por un solo piso (Jiménez *et al.* 1998); el valor máximo se obtendrá cuando el total de las especies estén representadas por igual distribución en los tres pisos.

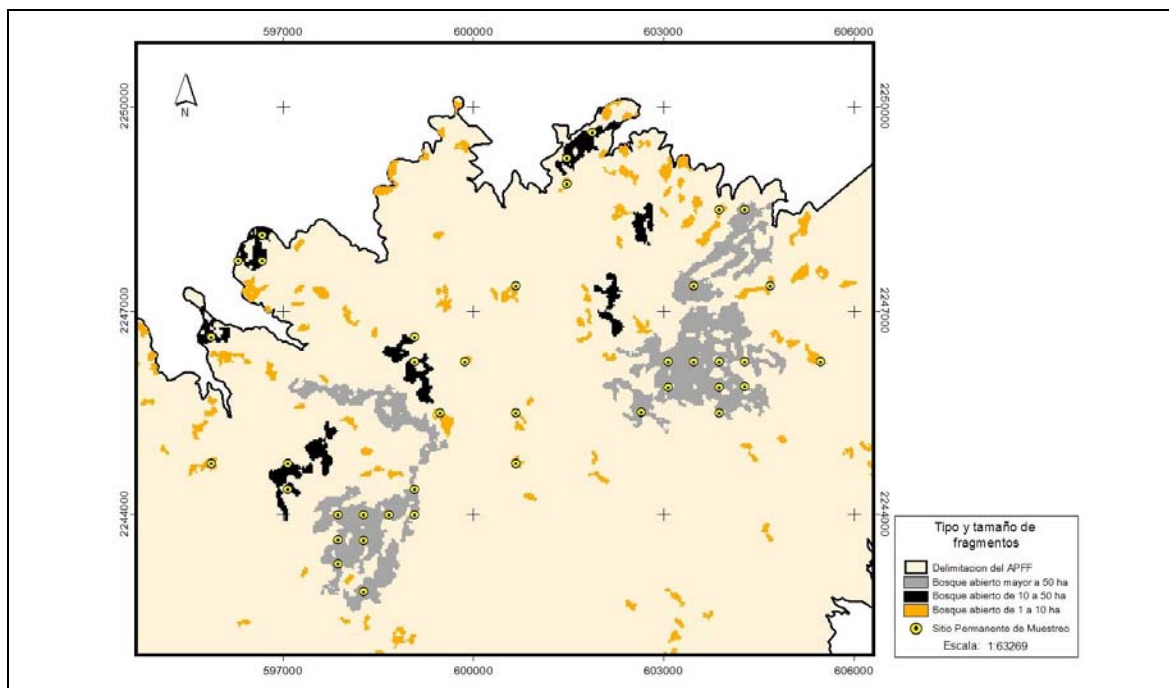


Figura 2. Distribución de sitios de muestreo por tamaño de fragmento de la cobertura bosque abierto.

$$A = -\sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z p_{ij} \cdot \ln(p_{ij}) , A_{max} = \ln(S \cdot Z)$$

Donde, S : número de especies presentes, Z : número de pisos de altura, p_{ij} : proporción de especies en los pisos de altura $p_{ij} = N_{ij}/N$, N_{ij} : número de individuos de la especie (i) en el piso (j) y N : número total de individuos.

Para la estimación y análisis de la diversidad, riqueza y afinidad de especies se emplearon los índices de Shannon, Evenness, Simpson, Margaleff y Sørensen

(Magurran, 1988; Lübbbers, 1997; Del Río *et al.* 2003). La composición de especies por tamaño de fragmentos se determinó con el índice de importancia ecológica (IVI *Importance Value Index*), que es el producto de la suma de valores relativos de la abundancia, la dominancia y la frecuencia (Müeller-Dombois y Ellenberg, 1974).

RESULTADOS DISCUSIÓN

Se registraron en total 25 especies arbóreas; la especie con mayor número de individuos y valores más altos de importancia ecológica lo presentó *Quercus resinosa* en ambas coberturas y en cada tamaño de fragmento. *Pinus douglasiana* es la especie que le continua en orden de importancia a las coberturas de bosque abierto y cerrado mayores a 50 hectáreas. La densidad y composición florística (abundancia y dominancia de especies) disminuye conforme reduce el área de hábitat (cuadro 1); el coeficiente de afinidad de especies entre tamaños de fragmentos por cobertura disminuye hasta en un 30%.

Cuadro 1. Datos descriptivos por tipo y tamaño de fragmento.

Fragmento	No. de Especies	N/ha	G/ha (m ²)	h* (m)	d* (cm)
Bosque abierto (1 – 10 ha)	10	524	11.7	8.4	14.9
Bosque abierto (10 – 50 ha)	11	380	12.6	9.0	17.8
Bosque abierto (> 50 ha)	17	499	11.9	7.8	14.8
Bosque cerrado (10 – 50 ha)	16	324	14.9	10.1	19.1
Bosque cerrado (>50 ha)	24	650	24.2	10.7	18.3
Población	25	530	17.4	9.6	17.1

* Valores promedio; h: altura, d: Diámetro

En cuanto a la riqueza de especies (índice de Margaleff), los valores más altos se determinaron en la coberturas cerradas; los valores de Shannon incrementan conforme ocurren un mayor número de especies, a su vez que ésta sea homogénea, tal como sucede en los tamaños de fragmentos mayores a 50ha (cuadro 2), particularmente en el bosque abierto, el cual muestra el valor más alto en riqueza de especies (2.34); sin embargo, el valor del índice de Simpson (8.75), demuestra que no es el más alto en abundancia de especies. Los valores menores en los índices de Shannon (1.78) y de Margaleff (1.62) los presentó y de manera gradual en relación al tamaño de los fragmentos, el bosque abierto.

Cuadro 2. Diversidad y riqueza de especies por tipo y tamaño de fragmento.

Fragmento \ Índice	H'	E	S	M
Bosque abierto (1 – 10 ha)	1.78	0.78	5.15	1.62
Bosque abierto (10 – 50 ha)	1.96	0.82	5.62	1.91

Bosque abierto (> 50 ha)	2.34	0.83	8.75	2.58
Bosque cerrado (10 – 50 ha)	1.87	0.68	4.03	2.95
Bosque cerrado (>50 ha)	2.29	0.72	6.61	3.27

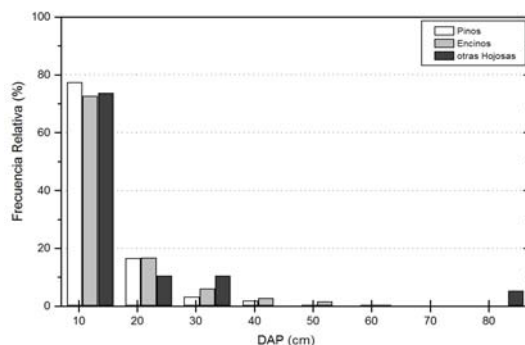
H': Índice de Shannon E: Índice de Evenness S: Índice de Simpson M: Índice de Margaleff

La diversidad estructural expresada en la estratificación y distribución vertical de las especies (índice de Pretzsch) registró para la cobertura de bosque abierto mayor a 50 hectáreas una mayor heterogeneidad ($3.27 = 87.7\%$ de A_{max}), es decir, fue la cobertura que presentó un mayor número de especies distribuidas proporcionalmente en cada piso de altura, además esta misma obtuvo el valor más alto de equitatividad en su distribución sobre la muestra (0.83) (cuadro 2). Los índices (A) más bajos los obtienen aquellos fragmentos de entre 10 y 50 hectáreas sin diferenciación de densidad (cuadro 3).

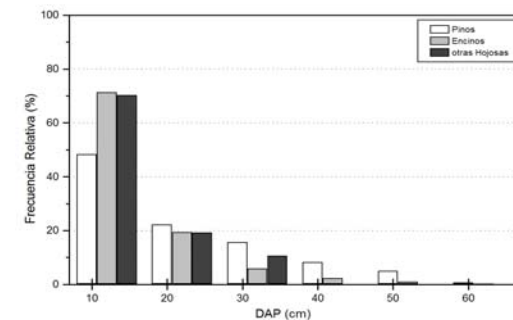
Cuadro 3. Índices de distribución vertical por tipo y tamaño de fragmento.

Tipo de fragmento	n	A (%)	A_{max} (%)
Bosque abierto (1 – 10 ha)	262	2.66 (80.8)	3.29 (100)
Bosque abierto (10 – 50 ha)	190	2.45 (74.4)	3.29 (100)
Bosque abierto (> 50 ha)	499	3.27 (87.7)	3.73 (100)
Bosque cerrado (10 – 50 ha)	162	2.65 (74.0)	3.58 (100)
Bosque cerrado (>50 ha)	1138	3.25 (79.4)	4.09 (100)

Las estructuras horizontales se compararon en base a las distribuciones diamétricas porcentuales por grupo de árboles, la figura 3 muestra la distribución en los tamaños de fragmento mayores a 50ha para ambas densidad de coberturas, a pesar de la semejanza entre ambas en composición de especies del genero *Pinus*, destaca la distribución asimétrica negativa de éstos en el bosque abierto, no obstante la igual distribución relativa que por grupo de árboles para ambas comunidades resultó (pinos 43%, encinos 53% y otras hojosa 4%).



a)



b)

Figura 3. Distribución diamétrica relativa por grupo de árboles para los tamaños de fragmento mayores a 50ha de las coberturas bosque abierto (a) y bosque cerrado (b).

CONCLUSIONES

Sin considerar la proporción de los fragmentos, el área estudiada arrojó 293 (7144ha) parches o elementos de hábitat de bosque cerrado de pino-encino, así como 474 (1240ha) de bosque abierto, considerando que los procesos evolutivos y de desarrollo de estas comunidades estarán en función y directamente asociadas a su tamaño, heterogeneidad, tipo de fragmentación, aislamiento o conectividad; en este sentido, los resultados obtenidos demuestran que los cambios en la diversidad estructural del bosque están vinculados a uno de los procesos de la fragmentación (pérdida de hábitat) de una manera negativa. La diversidad estructural del bosque es un indicador de la composición, funcionamiento y desarrollo de las diferentes especies que conforman el hábitat, por lo que los índices obtenidos proporcionan valores cuantitativos útiles en toma de medidas de conservación y restauración de las poblaciones.

Agradecimientos

A SEP-PROMEP, por el apoyo al proyecto EXB-364-2005. Al Comité Regional de la “Sierra de Quila” A.C. A Joasid J. Olea Meneses y demás estudiantes del CUCBA-Universidad de Guadalajara que de alguna manera participaron en el desarrollo de este estudio.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Carbonell, R., López de Carrión, M., Tellería, J. L., Santos, T., García, F. J. y Virgos, E. 1998. Efectos de la fragmentación sobre el paisaje y la estructura de los encinares de la meseta. En: **Santos, T. y Tellería, J. L. (Ed.)**. Efectos de la fragmentación de los bosques sobre los vertebrados en las mesetas ibéricas. Colección Técnica. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio del Medio Ambiente. Ed. O. A. Parques Nacionales. España. pp. 47-59.

CETENAL 1974. Carta Edafológica 1:50000. Carta Atengo (F13D73), Cocula (F13D74) y Tecolotlán (F13D83). Comisión de Estudios del Territorio Nacional. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México.

Del Río, M., Montes, F., Cañellas, I. y Montero, G. 2003. Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. IASRF. 12(1), 159-176

Guerrero, N. J. J. y López, C. G. 1997. La vegetación y la flora de la Sierra de Quila, Jalisco. Universidad de Guadalajara. 91 p.

Lübbers, P. 1997. Diversitätsindizes und Stichprobenverfahren. Abteilung Forstliche Biometrie, Universität Freiburg. In: **Pelz, D. (Hrsg.):** Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Biometrie und Informatik (10. Tagung; 1997, Freiburg): 50-58.

Magurran, A. 1988. Diversidad ecológica y su medición. Ediciones Vedral. 200 p

Müeller-Dombois, D. y Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons. Nueva Cork. USA. 547 p.

Ortega, C. C. A. 2007. Estudio temporal de la fragmentación forestal del Área de Protección de Flora y Fauna “Sierra de Quila” en el Estado de Jalisco, mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG). Tesis de Licenciatura. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad de Guadalajara. México. 84 p.

Jiménez, J. Aguirre, O. und Kramer, H. 1998. Bestandesstrukturanalyse im ungleichaltrigen Kiefern-Wacholder-Eichen-Mischwald Nordostmexikos. Forstarchiv 69. S. 227-234

Pretzsch, H. 1996. Zum Einfluss waldbaulicher Maßnahmen auf die räumliche Bestandesstruktur. Simulationsstudie über Fichten-Buchen-Mischbestände in Bayern. Biodiversität und nachhaltige Forstwirtschaft. Forum Genetik-Wald-Forstwirtschaft. Ecomed Verlag AG & Co. KG. S. 177-199.

Villavicencio, G. R. 2004. Kartierung von Vegetationsstrukturen und deren Veränderung in Naturschutzgebieten mit Hilfe von Fernerkundung und terrestrische Inventurverfahren - dargestellt am Beispiel des Schutzgebietes für Flora und Fauna “Sierra de Quila” im Bundesstaat Jalisco im Westen Mexikos. Ed. Cuvillier Verlag Göttingen. pp. 161.