

# TAMAÑO DE FRAGMENTOS FORESTALES EN EL BOSQUE DE PINO-ENCINO, SIERRA DE QUILA, JALISCO

## FRAGMENTS SIZE IN THE PINE-OAK FOREST, SIERRA DE QUILA, JALISCO STATE

Ana Luisa Santiago Pérez<sup>1</sup>, Raymundo Villavicencio García<sup>1</sup>, José de Jesús Godínez Herrera<sup>1</sup>,  
José María Chávez Anaya<sup>1</sup> y Sandra Luz Toledo González<sup>1</sup>

### RESUMEN

Se evaluó la riqueza, la composición y la abundancia de especies de árboles en función del tamaño de fragmentos del bosque de pino-encino del área natural protegida Sierra de Quila. Se seleccionaron dos tipos de fragmento (10-50 ha y >50 ha) en bosque cerrado (BC, cobertura de copa >40%) y bosque abierto (BA, <40%). Se hizo el inventario del arbolado (DAP  $\geq$  7 cm) en 76 sitios concéntricos (0.05 ha), distribuidos en una red sistemática de muestreo. En los BA se registraron de 11 a 17 especies y en los BC de 16 a 24. Aun cuando la diferencia en riqueza de especies no fue significativa ( $p > 0.06$ ) entre tipos de cobertura y tamaño de fragmentos, si existe una mayor uniformidad en la abundancia en los BA. Destacan seis taxa que no se observaron en ninguna de las condiciones menores a 50 ha: *Alnus acuminata*, *Clethra hartwegii*, *Pinus herrerae*, *Quercus candicans*, *Quercus excelsa* y *Tilia mexicana*. Mediante técnicas de ordenación se identificó que en ambos tamaños de fragmentos las variables altitud, tipo de suelo y abundancia de hojosas correlacionaron de forma significativa con las asociaciones de especies arbóreas. La exposición y la abundancia de pinos fueron relevantes en los BA; mientras que, el diámetro promedio y la densidad de árboles se correlacionaron con los BC. Los patrones de distribución son elementos clave para la conservación integral del paisaje y de las diferentes condiciones en las que se desarrollan las coberturas forestales.

**Palabras clave:** Análisis de ordenación, asociación arbórea, bosque de pino-encino, diversidad, estructura, fragmentos.

### ABSTRACT

Species richness, composition and abundance of tree species were assessed in relation to the size of fragments in the pine-oak forest of the protected natural area of Sierra de Quila. Two kinds of fragments were selected (10-50 hectares and >50 hectares) in open (canopy cover >40%) and closed canopy (<40%) forest. Tree inventory (DBH  $\geq$  7 cm) in 76 concentric sampling plots (0.05 ha) was made in a systematic sampling net. In the open forest were recorded from 11 to 17 species and in the closed forest from 16 to 24 species. Even though the difference of species richness was not significant ( $p > 0.06$ ) between types of cover and fragment size, there is more evenness in abundance in the open forest. Six outstanding species, *Alnus acuminata*, *Clethra hartwegii*, *Pinus herrerae*, *Quercus candicans*, *Quercus excelsa* and *Tilia mexicana* were not found in any condition <50 hectares. By ordination techniques it was found that in both fragment sizes, altitude, soil type and broad-leaf abundance significantly correlated with tree species associations. Hill side and pine abundance were relevant in open forest, while average diameter and tree density correlated with closed forest. Distribution patterns are crucial elements for integral landscape conservation and of the different conditions in which forest covers develop.

**Key words:** Ordination analysis, trees association, *Pinus-Quercus* forest, diversity, structure, fragments.

Fecha de recepción: 28 de septiembre de 2010.

Fecha de aceptación: 17 de julio de 2012

---

<sup>1</sup> Departamento de Producción Forestal. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias (CUCBA), Universidad de Guadalajara. Correo-e: alsanpe@hotmail.com

## INTRODUCCIÓN

La progresiva transformación de los recursos forestales origina cambios relacionados con la fragmentación y el aislamiento biológico de los ecosistemas (Bennet, 1998; Lindenmayer y Franklin, 2002). La fragmentación, definida como la pérdida o reducción de hábitat, induce a modificaciones en los patrones de la biodiversidad local, la composición florística y estructural, así como la alteración de procesos ecológicos en los bosques (Laurance y Bierregaard, 1997). Los factores bióticos y abióticos de las comunidades también se pueden afectar, en función del tamaño y la forma de los fragmentos, ya que al modificarse la distribución espacial de los recursos se modifica su disponibilidad (Harper *et al.*, 2005).

En hábitats fragmentados, la teoría de islas de McArthur y Wilson (1967) predice que el número de taxa por fragmentos depende del tamaño de los parches de hábitat y de la distancia entre ellos; sin embargo, aportaciones recientes enfatizan que el nivel de heterogeneidad y el grado de contraste entre fragmentos, bordes suaves o abruptos, en paisajes forestales determinará la capacidad de recuperación del bosque; la penetración de los efectos de borde; y la capacidad de las especies de plantas y animales para adaptarse y moverse dentro de distintos parches disturbados (Laurance *et al.*, 2001; Harper *et al.*, 2005; Fischer y Lindenmayer, 2007).

Los bosques de pino-encino, pertenecientes a la zona ecológica templada subhúmeda, son uno de los ecosistemas forestales más extensos de México, los cuales han estado sujetos a un largo historial de disturbios tanto por el cambio de uso de suelo para actividades agropecuarias, como para el aprovechamiento productivo maderable; situación que ha causado distintos problemas para su conservación en el ámbito nacional (Challenger, 1998; Calderón-Aguilera *et al.*, 2012). Debido al impacto negativo que produce la fragmentación en la biodiversidad de los ecosistemas, sus consecuencias ecológicas han sido documentadas por sus implicaciones para la conservación y el manejo forestal (Peterken, 1981; Janzen, 1986; Lindenmayer y Franklin, 2002); en ese sentido, es preciso fomentar el desarrollo de métodos para la identificación de áreas fragmentadas. Además, se requieren análisis ecológico-forestales que proporcionen los fundamentos técnicos para implementar actividades de manejo tendientes a minimizar sus impactos negativos. Williams *et al.* (2002) enfatizan que los estudios de fragmentación son necesarios para generar información básica que permita diseñar estrategias de manejo de los bosques naturales.

En los últimos 20 años con la creación y expansión de las Áreas Naturales Protegidas (ANP) disminuyó, en apariencia, la tasa de cambio de uso del suelo y se mantuvo la cobertura de los ecosistemas naturales en esas áreas (Figueroa y Sánchez-Cordero, 2008). No obstante, las tendencias de transformación de los paisajes naturales en diversas regiones pueden afectar, más allá

## INTRODUCTION

The progressive transformation of forest resources brings changes related to fragmentation and biological isolation of ecosystems (Bennet, 1998; Lindenmayer and Franklin, 2002). Fragmentation, defined as habitat loss or reduction, leads to modification in local biodiversity patterns, floristic and structural composition, as well as the alteration of ecological process in forests (Laurance and Bierregaard, 1997). The biotic and abiotic factors of the communities also may affect too, according to the size and form of the fragments, as the spatial distribution of resources changes, so does their availability (Harper *et al.*, 2005).

In fragmented habitats, McArthur and Wilson's (1967) island theory predicts that the number of species per fragments depends on the size of the habitat patches and the distance among them; however, recent contributions emphasize that the level of heterogeneity and the degree of contrast among fragments, soft or rough borders, in forest landscapes will determine the ability to recover the forest, the penetration of border effects and the ability of plant and animal species to adapt and move within different disturbed patches (Laurance *et al.*, 2001; Harper *et al.*, 2005; Fischer and Lindenmayer, 2007).

Pine-oak forests which belong to the subhumid temperate ecologic zone, are one of the most extensive forest ecosystems in Mexico, which have been subjected to a long history of disturb, from land use change for agriculture and livestock activities, and productive wood harvesting, a situation that has caused different problems for their conservation at a national scope (Challenger, 1998; Calderón-Aguilera *et al.*, 2012). From the negative impact that produces fragmentation in the biodiversity of ecosystems, their environmental consequences have been documented from their implications for the conservation and forest management (Peterken, 1981; Janzen, 1986; Lindenmayer and Franklin, 2002); in this sense, it is mandatory to promote the formulation of methods for the identification of fragmented areas. In addition, it is necessary to carry out ecological-forest analyses that provide the technical fundamentals to implement management activities aimed at minimizing their negative effects. Williams *et al.* (2002) emphasize that fragmentation studies are necessary to generate basic information that allows the design of management strategies of natural forests.

In the last 20 years, with the creation and expansion of the Natural Protected Areas (ANP, for its acronym in Spanish) apparently the land use change rate diminished and the cover of natural ecosystems was kept the same in those areas (Figueroa and Sánchez-Cordero, 2008). Nevertheless the less, the tendencies to transform natural landscapes in different regions, beyond these territories, may negatively affect ecosystems in their structure and productivity.

de estos territorios, de forma negativa a los ecosistemas: su estructura y productividad.

En el estado de Jalisco existen cinco áreas naturales protegidas (ANP) federales, de ellas, la Sierra de Quila es una de las cuatro que albergan bosques templados. A pesar de la importancia que tiene la protección de estas, por su contribución al mantenimiento de la diversidad biológica, los procesos ecológicos y la provisión de servicios ecosistémicos; las dinámicas de fragmentación a escala de paisaje regional (tasas de cambio de uso del suelo) en el área circundante a las ANP son la principal causa de la pérdida de su conectividad forestal con otros ambientes naturales (Figueroa y Sánchez-Cordero, 2008; Villavicencio *et al.*, 2009).

En este contexto, en el presente trabajo se evalúan las características de composición, diversidad, estructura del estrato arbóreo y condiciones ambientales en masas mixtas de bosque de pino-encino abierto (densidad de cobertura de copa <40%) y cerrado (densidad de cobertura de copa >40%), en relación con diferentes tamaños de fragmentos forestales (tamaño de parches de hábitat) en el área protegida Sierra de Quila.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

La investigación se realizó en el área de protección de flora y fauna Sierra de Quila (APFFSQ), que cubre 14,168 ha y se localiza entre los paralelos 20° 12' 10" y 20° 23' 23" latitud norte y 103° 53' 25" y 104° 11' 35" longitud oeste, al centro del estado de Jalisco (Figura 1). El clima es templado húmedo con lluvias en verano y cálido húmedo con larga temporada seca (García, 1972). Su límite altitudinal varía de 1,300 a 2,560 m; con la distribución de seis tipos de vegetación, con predominancia de los bosque de pino-encino, bosque de encino y de selva baja caducifolia. La precipitación anual oscila entre 700 a 1,000 mm (Guerrero y López, 1997). Los subtipos de suelo predominantes son Regosol eútrico (33.8%), Feozem háplico (29%), Cambisol húmico (23.1%), Cambisol eútrico (10.3%), Litosol (2.6%) y Luvisol crómico (1.3%) (INEGI, 1972; Villavicencio *et al.*, 2006). En la Figura 1 se muestra la distribución espacial de la cobertura del bosque de pino-encino con dosel de copa abierto y cerrado.

Villavicencio (2004) registró como especies arbóreas dominantes por su abundancia a *Pinus lumholtzii* B.L. Rob. & Fernald, *P. douglasiana* Martínez, *P. oocarpa* Scheide var. *oocarpa*, *P. devoniana* Lindl., *P. herrerae* Martínez, *Quercus resinosa* Liebm., *Q. coccolobifolia* Trel., *Q. obtusata* Humb. & Bonpl., *Q. castanea* Née, *Q. candicans* Née, *Q. laeta* Liemb., *Q. eduardii* Trel. y *Q. magnoliifolia* Née.



In Jalisco there are five federal natural protected areas (ANP); from them, Sierra de Quila is one of the four that include mild-weather or temperate forests. In spite of the importance that the protection of them have, for their contribution to the maintenance of biological diversity, the ecological process and the provision of ecosystemic services; fragmentation dynamics at regional landscape scale (land use rates) in the surrounding area of the ANP are the main cause of the loss of forest connectivity with other natural environments (Figueroa and Sánchez-Cordero, 2008; Villavicencio *et al.*, 2009).

In this context, the present work assesses elements such as composition, diversity and structure of the tree stratum and environmental conditions in mixed masses of open pine-oak forest (crown density <40%) and open canopy (crown density >40%), in regard to different forest fragment sizes (size of habitat patches) in Sierra de Quila protected area.

## MATERIALS AND METHODS

### Study area

This research was carried out in Sierra de Quila flora and wildlife protection area (APFFSQ, for its acronym in Spanish), that covers 14,168 ha and is located between 20° 12' 10" and 20° 23' 23" north and 103° 53' 25" and 104° 11' 35" west, at the center of Jalisco state (Figure 1). Weather is humid temperate with summer rains and humid warm with a long drought season (García, 1972). Its altitude limit varies between 1,300 and 2,560 m with the distribution of six vegetation types where pine-oak forest prevails, as well as the oak forest and the low deciduous tropical forest. Annual precipitation is between 700 and 1,000 mm (Guerrero and López, 1997). The prevailing soil subtypes are Eutric Regosol (33.8%), Haplic Feozem o (29%), Húmbic Cambisol húmico (23.1%), Eutric Cambisol (10.3%), Litosol (2.6%) and Cromico Luvisol (1.3%) (INEGI, 1972; Villavicencio *et al.*, 2006). In Figure 1 is shown the spatial distribution of the pine-oak cover with open and closed canopy.

Villavicencio (2004) registered as dominant species by their abundance *Pinus lumholtzii* B.L. Rob. & Fernald, *P. douglasiana* Martínez, *P. oocarpa* Scheide var. *oocarpa*, *P. devoniana* Lindl., *P. herrerae* Martínez, *Quercus resinosa* Liebm., *Q. coccolobifolia* Trel., *Q. obtusata* Humb. & Bonpl., *Q. castanea* Née, *Q. candicans* Née, *Q. laeta* Liemb., *Q. eduardii* Trel. and *Q. magnoliifolia* Née.

Fragments by type of cover and land use were obtained by the application of a Geographic Information System (GIS) based on a vegetation map classified by Villavicencio (2004) from a Landsat 7 ETM+ satellite image for APFFSQ with the patch analysis tool (Patch Analyst) of the del ArcView 3.2 program (Rempel and Carr, 2003). Patches or forest structures are identified spatially by two kinds of fragment sizes: 10 to 50 ha and over 50 ha, as well as by crown cover density (Figure 2): closed pine-oak canopy (continuous) (>40%) and open canopy (<40%).

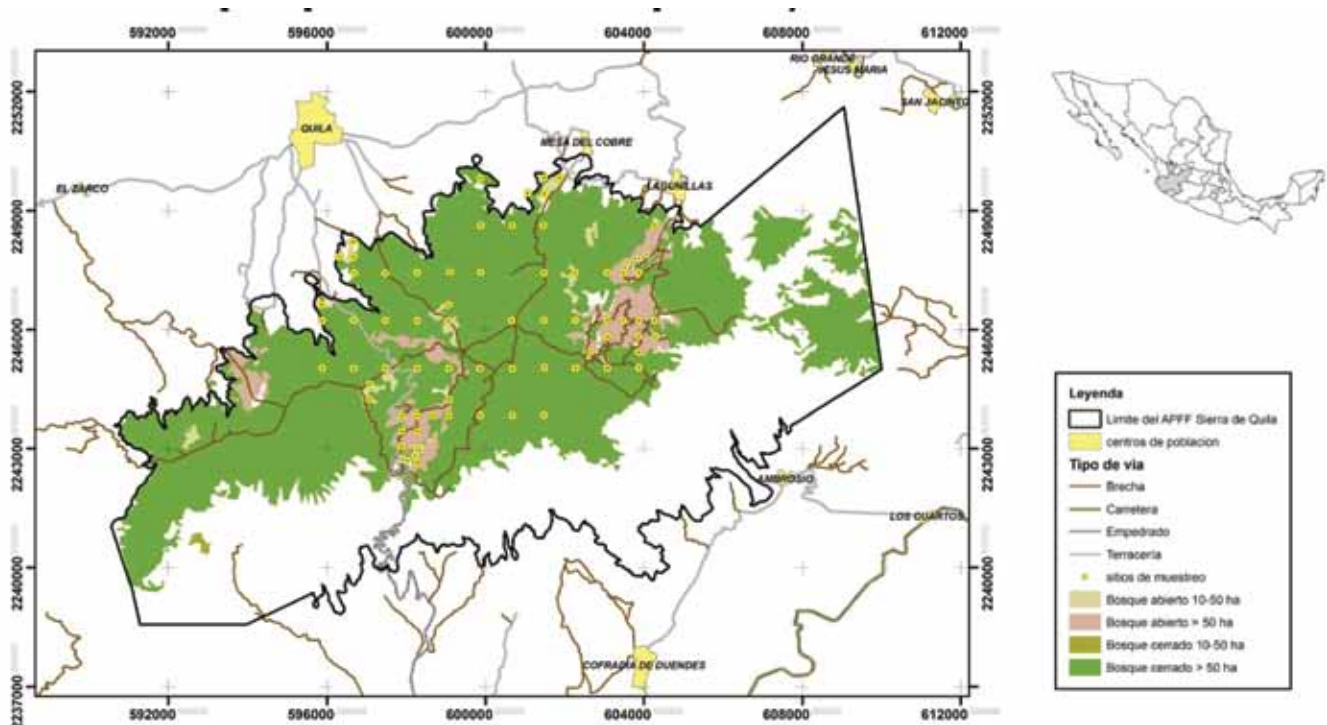


Figura 1. Localización del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Quila en el estado de Jalisco.  
 Figure 1. Sierra de Quila flora and wildlife protection area location in the state of Jalisco.

Los fragmentos por tipo de cobertura y uso del suelo se obtuvieron con la aplicación de un sistema de información geográfica (SIG), mediante una carta de vegetación clasificada por Villavicencio (2004) a partir de una imagen satelital (Landsat 7 ETM+) para el APFFSQ con el uso de la herramienta de análisis de parches (*Patch Analyst*) del programa ArcView 3.2 (Rempel y Carr, 2003). Los parches o las estructuras forestales se identificaron de manera espacial por dos clases de tamaño de fragmento: de 10 a 50 ha y mayores a 50 ha, así como por la densidad de cobertura de copa (Figura 2): bosque cerrado (continuo) de pino-encino (>40%) y bosque abierto (<40%).

Se establecieron parcelas concéntricas de muestreo de 0.05 ha por cada tipo de cobertura y tamaño de fragmento, mediante una red sistemática y equidistante que se definió por rumbos francos entre sitios de 200 y 400 m. La ubicación geográfica del punto central se definió en gabinete por medio de un SIG; después, los puntos se localizaron en campo con un navegador GPS (Garmin Map 60CSX).

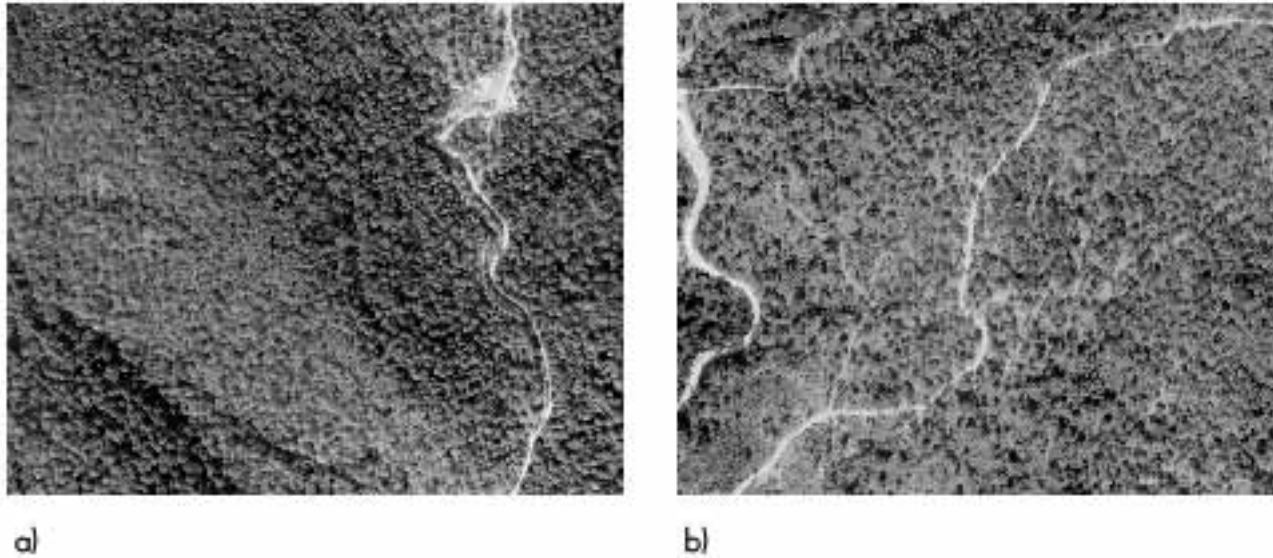
En total se trabajó con 76 parcelas, en las cuales se midió el arbolado  $\geq 7$  cm de diámetro a la altura del pecho (DAP) y se registraron datos como los siguientes: especie, altura, diámetro, altura de copa, posición sociológica, vigor, daño; además de las variables ambientales del sitio: altitud, exposición y pendiente. En cada parcela la riqueza se calculó como el número de especies, y la estructura del arbolado se estimó a través de la densidad (número de árboles  $ha^{-1}$ ), alturas y diámetros promedios, y el área

Concentric sampling lots of 0.05 ha for each kind of cover and fragment size were established by a systematic and equidistant net that was defines by azimuth between 200 and 400 m sites. the geographic location of the central point was defined at the office by means of a GIS; afterwards, points were located in the fields with a GPS navigator (Garmin Map 60CSX).

A total of 76 plots were sampled in which all the trees  $\geq 7$  cm DBH were measured and the following data were taken: species, height, diameter, crown height, sociologic standing, vigor, damage, in addition to environmental variables of the site such as altitude, hillside and slope. Richness was determined in each plot as the number of species, and tree structure was estimated through density (number of trees  $ha^{-1}$ ), average heights and diameters and basal area ( $m^2 ha^{-1}$ ) of both kinds of forest. Specie composition by fragment size was determined by the Importance Value Index (IVI), which is the result of adding the values of relative abundance, basal area and frequency (Müller-Dombois and Ellenberg, 1974).

Diversity was analyzed under five criteria: species richness, Shannon-Wiener ( $H'$ ) diversity index, Equity ( $E$ ) of species distribution, Simpson ( $S$ ) and Margaleff ( $M$ ) indexes (Magurran, 2004); all calculations were made with the aid of the EstimateS 7.5.1 program (Colwell, 2009).





Fotografía: Cortesía Comité Regional de Protección, Promoción y Fomento de los Recursos Naturales de la Sierra de Quila A. C.  
 Photography: Comité Regional de Protección, Promoción y Fomento de los Recursos Naturales de la Sierra de Quila A. C.  
 Figura 2. Densidad de cobertura de dosel. a) Bosque cerrado o continuo; b) Bosque abierto.  
 Figure 2. Density of canopy cover. a) Closed or continuous forest; b) Open forest.

basal ( $m^2 ha^{-1}$ ) de ambos tipos de bosque. La composición de especies por tamaño de fragmento se determinó con el índice de importancia ecológica (IVI, Importance Value Index), que corresponde al producto de la sumatoria de los valores relativos de la abundancia, el área basal y la frecuencia (Müller-Dombois y Ellenberg, 1974).

La diversidad se analizó bajo la consideración de cinco medidas: riqueza de especies, índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ), Equidad ( $E$ ) de la distribución de especies, Simpson ( $S$ ) y Margaleff ( $M$ ) (Magurran, 2004); todos los cálculos se hicieron con el programa *EstimateS* 7.5.1 (Colwell, 2009).

Las diferencias en los atributos de riqueza y estructura del arbolado entre tamaño de fragmentos y condición de bosque abierto o cerrado se obtuvieron con las pruebas de *U Mann-Whitney* con un nivel de significancia estadística de  $\alpha = 0.05$  (Zar, 1999).

La distribución de las especies en relación con el tamaño de fragmentos y tipo de cobertura se estimó en forma numérica con datos de presencia/ausencia; para ello se usó el análisis de agrupamiento con el índice de Sorensen como medida de distancia y el método del vecino más lejano para definir la semejanza entre los grupos. A fin de correlacionar la composición de especies, con las variables ambientales y estructurales se empleó la técnica de ordenación Bray y Curtis con varianza-regresión para la selección de puntos extremos, y la distancia de Sorensen como medida de similitud (McCune y Grace, 2002). Las matrices de datos del medio incluyeron las variables altitud, exposición, pendiente,

The differences of richness and tree structure between fragment size and canopy opening were obtained through the *U Mann-Whitney* tests with a  $\alpha = 0.05$  significance (Zar, 1999).

Species distribution in regard to fragment size and type of canopy were estimated in a numeric way with presence/absence data; therefore, Sorensen index was used as a distance measure and the method of the furthest neighbor to define similarity among groups. In order to make a correlation of the species composition with the environmental and structural variables, the Bray and Curtis ordination technique with variance-regression for the selection of extreme points was used, and Sorensen's distance as a similarity measure (McCune and Grace, 2002). The matrixes of environmental data included variables such as altitude, hill side, slope, type of soils, number of trees, average diameter, average height, basal area per site, number of pines, number of oaks, number of broad-leaves, Shannon diversity index and distance to road in each one of the sites. The presence/absence data matrix was transformed by means of the Beals technique to counteract the effect of truncation of zero and the nonlinearity of species to environmental gradients. Both processes (grouping and ordination) are carried out by the *PC-ORD* 5.31 program (McCune and Mefford, 2006).

## RESULTS

The closed pine oak forest (BC) makes up for near 51% of the total forest cover of the protected area, while the pine-oak open forest (BA) only 9%. According to Villavicencio (2004), both canopy options in the APFFSQ prevail in an altitude interval between de 2,000 and 2,100 m, 38.2% and 42%, respectively, according

tipo de suelo, número de árboles, diámetro promedio, altura promedio, área basal por sitio, número de pinos, número de encinos, número de hojosas, índice de diversidad de Shannon y distancia a caminos en cada uno de los sitios. La matriz de datos de presencia/ausencia se transformó por medio de la técnica de *Beals* para contrarrestar el efecto del truncamiento del cero y la no linealidad de especies a los gradientes ambientales. Ambos procesos (agrupamiento y ordenación) se efectuaron a través del programa PC-ORD 5.31 (McCune y Mefford, 2006).

## RESULTADOS

El bosque de pino-encino cerrado (BC) constituye cerca de 51% de la cobertura forestal total del área protegida, en tanto que el bosque abierto (BA) de pino-encino solo 9%. De acuerdo a Villavicencio (2004), ambas condiciones del APFFSQ ocurren de manera predominante en un intervalo altitudinal entre 2,000 y 2,100 m, 38.2% y 42% respectivamente, según la distribución porcentual por cada tipo de vegetación y estrato altitudinal. En el Cuadro 1 se muestra el número de parches (unidades de hábitat) identificados en la red de sitios y los datos descriptivos de abundancia, área basal, alturas y diámetros por tipo de cobertura y tamaño de fragmentos.

Cuadro 1. Descripción de sitios y parámetros dasométricos por tipo y tamaño de fragmento en la APFFSQ.  
Table 1. Description of the sites and mensuration parameters by fragment type and size in the APFFSQ.

Fragmento	Número de parches	Número de sitios	N ha <sup>-1</sup>	G ha <sup>-1</sup> (m <sup>2</sup> )	$\bar{h}$ (m)	$\bar{d}$ (cm)
Bosque abierto (10 - 50 ha)	10	11	380	12.6	9.0	17.8
Bosque abierto (> 50 ha)	5	20	499	11.9	7.8	14.8
Bosque cerrado (10 - 50 ha)	3	10	324	14.9	10.1	19.1
Bosque cerrado (>50 ha)	3	35	650	24.2	10.7	18.3

N ha<sup>-1</sup> = número de individuos por hectárea; G há<sup>-1</sup> = área basal por hectárea;  $\bar{h}$  (m) = altura promedio;  $\bar{d}$  (cm) = diámetro promedio.

N ha<sup>-1</sup> = number of individuals per hectare; G há<sup>-1</sup> = basal area per hectare;  $\bar{h}$  (m) = average height;  $\bar{d}$  (cm) = average diameter.

No hubo diferencias significativas entre los fragmentos de BC y BA de 10-50 ha en cuanto a número de árboles, área basal, altura y diámetros; en contraste, dichas diferencias sí existieron en alturas ( $p < 0.001$ ) y área basal ( $p < 0.001$ ) entre los fragmentos mayores a 50 ha. En este contexto, algunos autores han reconocido densidades diferentes de arbolado en diversas localidades del APFFSQ; Villavicencio *et al.* (2006), quienes en un análisis y comparación de comunidades arbóreas distribuidas por tipo de suelo registraron abundancias desde 533 árboles ha<sup>-1</sup>, sobre suelos de tipo Feozem háplico, hasta 775 árboles ha<sup>-1</sup> en los suelos Cambisol húmico. Trigueros *et al.* (2011) llevaron a cabo una remediación de sitios permanentes de muestreo en la microcuenca del río Santa Rosa, una de la principales abastecedoras de agua en el poblado de Tecolotlán; estos investigadores registraron una disminución de 600 árboles ha<sup>-1</sup>

to the percent distribution for each type of vegetation and altitude stratum. In Table 1 is shown the number of patches (habitat units) identified in the site net and the descriptive data of abundance, basal area, heights and diameter per type of cover and fragment size.

There were non-significant differences between the BC and BA fragments of 10-50 ha in regard to the number of trees, basal area, height and diameter; in contrast, such differences did exist in heights ( $p < 0.001$ ) and basal area ( $p < 0.001$ ) among the fragments >50 ha. In this context, some authors have acknowledged different tree densities in several locations of the APFFSQ, such as Villavicencio *et al.* (2006), who, in an analysis and comparison of tree communities distributed by type of soil, made an abundance record from 533 trees ha<sup>-1</sup>, over haplic Feozem up to 775 trees ha<sup>-1</sup> over humic Cambisol soils; Trigueros *et al.* (2011) re-measured permanent sampling plots in Santa Ursula river micro-basin, one of the main suppliers of water in Tecolotlán town; they found out a decrease of 600 árboles ha<sup>-1</sup> in 2002 to 584 trees ha<sup>-1</sup> in 2010. Last, Ávila *et al.* (2011) registered 891 trees ha<sup>-1</sup> in a study focused on the potential distribution of *Pinus herrerae* Martínez which is spread in the west limit of APFFSQ.

In a sampled area of 3.8 ha were identified 25 tree species that belong to eight genus and seven families. The most outstanding of them were Fagaceae (12), Pinaceae (5), Clethraceae and Ericaceae (2), as well as Betulaceae, Leguminosae and Tiliaceae.

In BC 25 tree taxa were determined from 45 sampled lots and in BA, 20 from 31 lots. At the end, the latter had a lower richness, from 11 to 17, while in the first, from 16 to 24 (Table 2) as a result of a greater uniformity (0.83) in the distribution of the abundance of species. Also, the high values in the Simpson (S) index showed dominance of some species in the fragments >50 ha. In regard to species richness between types of cover and fragment size, the non parametric Kruskal -Wallis test did not bring about any differences ( $P = 0.065$ ).

en 2002, a 584 árboles ha<sup>-1</sup> en 2010. Por último, Ávila et al. (2011) consignaron 891 árboles ha<sup>-1</sup> en su estudio enfocado a la distribución potencial de *Pinus herrerae* Martínez localizado de manera disyunta en el extremo oeste del APFFSQ.

En una superficie de 3.8 ha se identificaron 25 especies arbóreas correspondientes a ocho géneros y siete familias, de ellas las mejor representadas fueron Fagaceae (12), Pinaceae (cinco), Clethraceae y Ericaceae (dos), Betulaceae, Leguminosae y Tiliaceae.

En los BC se reconocieron 25 taxa arbóreas en 45 parcelas muestreadas y en los BA 20 en 31 parcelas. Al final, estos últimos tuvieron menor riqueza de 11 a 17; mientras que, los primeros de 16 a 24 (Cuadro 2). Los valores más altos (M) se obtuvieron en ambas coberturas de bosque cerrado. Los índices de Shannon (H') indicaron que la riqueza y la abundancia relativa de las especies fueron superiores en los bosques abiertos (1.96 y 2.34), debido a la mayor uniformidad (0.83) en la distribución de su abundancia. Así mismo, los valores altos en el índice de Simpson (S) indicaron la dominancia de algunos taxa en los fragmentos superiores a 50 ha. Respecto a la riqueza de especies entre tipos de cobertura y tamaño de fragmentos, la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis no evidenció diferencias ( $P=0.065$ ).

*Quercus resinosa* was the most abundant species and with the greatest ecologic importance value, except in BA >50 ha (Table 3).

*Pinus douglasiana* was the most outstanding in BA and BC over 50 ha. The dominant species by condition were *Q. resinosa*, *P. lumholtzii* and *P. douglasiana* in BA of 10 to 50 ha and *Q. magnoliifolia*, *P. douglasiana* and *P. lumholtzii* in BA > 50 ha; in BC of 10 to 50 ha, *Q. resinosa*, *Q. magnoliifolia* and *P. douglasiana* were determined and in BC > 50 ha, *Q. resinosa*, *P. douglasiana* and *P. lumholtzii*.

The exercise of putting together the 31 BA sampled lots (Figure 3), divided them in six great groups by floristic composition similarity (level of 50% of cutting); 16 of the lots of fragments >50 ha were divided into fragments of 10-50 ha, which makes up to 50% of similarity among all the sites of forest covers of BA and is coincidental by means of the Shannon-Wiener index with a greater proportional distribution of species abundance in BA in regard to BC (Table 2).



Cuadro 2. Riqueza y diversidad de especies del estrato arbóreo por tipo y tamaño de fragmento.

Table 2. Species richness and diversity of the tree stratum by fragment type and size.

Fragmento \ Índice	Riqueza	H'	E	S	M
Bosque abierto (10 - 50 ha)	11	1.96	0.82	5.62	1.91
Bosque abierto (> 50 ha)	17	2.34	0.83	8.75	2.58
Bosque cerrado (10 - 50 ha)	16	1.87	0.68	4.03	2.95
Bosque cerrado (>50 ha)	24	2.29	0.72	6.61	3.27

H' = Índice de Shannon; E= Índice de Eveness (Uniformidad); S= Índice de Simpson; M= Índice de Margalef  
H' = Shannon index; E= Eveness index; S= Simpson index; M= Margalef index

*Quercus resinosa* fue el taxon más abundante y con mayor valor de importancia ecológica, excepto en los BA >50 ha (Cuadro 3). *Pinus douglasiana* sobresalio en los BA y BC superiores a 50 ha. Las especies dominantes por condición fueron *Q. resinosa*, *P. lumholtzii* y *P. douglasiana* en los BA de 10 a 50 ha y *Q. magnoliifolia*, *P. douglasiana* y *P. lumholtzii* en los BA > 50 ha; en los BC de 10 a 50 ha se determinó a *Q. resinosa*, *Q. magnoliifolia* y *P. douglasiana*, y en los BC > 50 ha, *Q. resinosa*, *P. douglasiana* y *P. lumholtzii*.

The grouping analysis of the 45 BC plots (Figure 4) generated a division into six great groups with a cutting level over 30% of floristic similarity. In the dendrogram can be observed that in the high part are concentrated 10 to 50 ha fragments, and in the lower part, >50 ha fragments. This is the result of a greater heterogeneity in the species richness distribution among plots (Margalef index). It is coincidental with the Simpson index, if there is a greater species richness, it also highlights a greater concentration of the dominance of the abundance of some species (Table 2).

The BA ordination in the first three axis extracted 84.5% of the variance of the species data. The first axis belonged to 48% of variance the second, 20.5% and the third, 16% (Figure 4). Axis 1 correlated with *Acacia pennatula* (Schlecht. et Cham.) Benth. ( $r=0.976$ ), *Quercus crassifolia* ( $r=0.844$ ), *Pinus lumholtzii* ( $r=-0.820$ ), *Quercus coccolobifolia* ( $r=-0.802$ ) and the number of broadleaves (other broadleaf species,  $r=0.826$ ), soil ( $r=-0.370$ ) and hillside



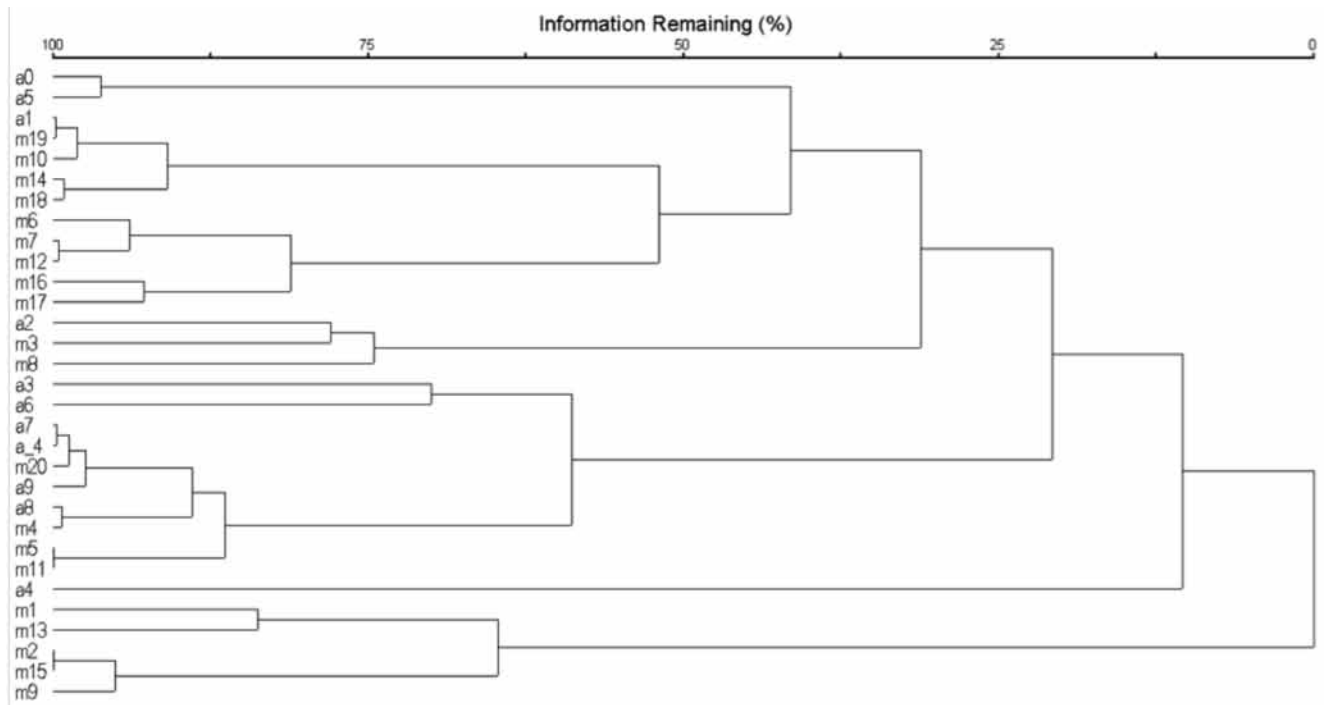
Cuadro 3. Valores porcentuales del índice de importancia ecológica por tipo de fragmento.  
Table 3. Per cent values of the ecological importance index by type of fragment.

Especie	Bosque abierto (10 - 50 ha)	Bosque abierto (> 50 ha)	Bosque cerrado (10 - 50 ha)	Bosque cerrado (>50 ha)
<i>Quercus resinosa</i> Liebm.	78.1	31.54	102.64	62.59
<i>Pinus douglasiana</i> Martínez	44.0	41.93	25.02	56.54
<i>Pinus lumholtzii</i> B.L.Rob. & Fernald	47.3	41.01	12.65	35.44
<i>Quercus magnoliifolia</i> Née	15.0	46.46	33.73	10.67
<i>Pinus oocarpa</i> Scheide var. <i>oocarpa</i>	15.0	13.41	22.26	30.46
<i>Quercus coccolobifolia</i> Trel.	29.5	16.79	6.06	11.76
<i>Pinus devoniana</i> Lindl.	4.2	27.96	8.76	17.95
<i>Quercus rugosa</i> Née	-	31.04	11.71	14.13
<i>Quercus obtusata</i> Humb. & Bonpl.	25.2	7.91	14.41	8.15
<i>Clethra rosei</i> Britton	-	2.70	3.70	4.17
<i>Alnus acuminata</i> ssp. <i>arguta</i> (Schlecht.) Furlow	-	-	22.77	2.65
<i>Quercus laeta</i> Liebm.	16.2	-	4.83	1.08
<i>Arbutus xalapensis</i> HBK.	-	14.10	-	6.38
<i>Acacia pennatula</i> (Schlecht. et Cham) Benth.	15.0	1.68	-	1.64
<i>Prunus serotina</i> ssp. <i>capuli</i> (Cav.) McVaugh	-	1.36	8.32	0.95
<i>Quercus candicans</i> Née	-	-	9.34	2.66
<i>Quercus castanea</i> Née	-	2.20	-	8.12
<i>Arbutus glandulosa</i> Mart. et Gal.	-	2.97	-	6.37
<i>Quercus crassifolia</i> Humb. & Bonpl.	9.9	-	-	1.78
<i>Quercus eduardii</i> Trel.	-	11.00	10.54	7.76
<i>Quercus subspathulata</i> Trel.	-	5.94	-	3.55
<i>Tilia mexicana</i> Schltdl.	-	-	3.27	-
<i>Pinus herrerae</i> Martínez	-	-	-	2.39
<i>Clethra hartwegii</i> Britton	-	-	-	1.94
<i>Quercus excelsa</i> Liebm.	-	-	-	0.87
Total	300	300	300	300



El ejercicio de agrupamiento de las 31 parcelas de BA (Figura 3), las dividió en seis grandes grupos por semejanza en la composición florística (nivel de corte 50%); 16 de las parcelas de fragmentos mayores a 50 ha se separaron en fragmentos de 10-50 ha, lo cual corresponde a 50% de similitud entre todos los sitios de las coberturas forestales de los BA, y concuerda, mediante el índice de Shannon-Wiener, con una mayor distribución proporcional de las abundancias de las especies en los BA, respecto a los BC (Cuadro 2).

( $r=-0.316$ ). The correlated taxa showed greater dominance in 10-50 ha fragments (Table 3), while three out of the five broadleaf species, except for *A. pennatula*, were found, preferably, in >50 ha fragments. On the other hand, the main soil subtypes in plots inside the 10 to 50 ha fragments were humic Cambisol (7 plots), cromic Luvisol (3) and eutric Regosol (1); meanwhile in plots within >50 ha fragments were Eutric Regosol (9), Eutric Cambisol (8) and Haplic Feozem (3).



Las parcelas que inician con *a* corresponden a fragmentos de 10-50 ha y las que inician con *m* a fragmentos mayores a 50 ha.  
The plots that start with *a* are corresponding to 10-50 ha fragments and those which start with *m* to >50 ha fragments.

Figura 3. Dendrograma del análisis de agrupamiento de las parcelas de muestreo en el bosque abierto en función de la presencia-ausencia de las especies.

Figure 3. Dendrogram of the grouping analysis of the sampling lots in the open forest in regard to species presence / absence.

El análisis de agrupamiento de las 45 parcelas de BC (Figura 4) generó una separación en seis grandes grupos, en un nivel de corte superior a 30% de semejanza florística. En el dendrograma se observa que en la parte alta se concentran las parcelas en fragmentos de 10 a 50 ha, y en la porción baja en fragmentos mayores a 50 ha. Lo anterior es resultado de una mayor heterogeneidad en la distribución de la riqueza de especies entre parcelas (índice de Margalef). Esto coincide con el índice de Simpson que, si bien hay mayor riqueza de especies, también indicó una concentración más grande de la dominancia, en relación con la abundancia de algunas especies (Cuadro 2).

La ordenación del BA en los tres primeros ejes extrajeron 84.5% de la varianza de los datos. Al primer eje correspondió 48% de la varianza, al segundo, 20.5% y al tercero, 16% (Figura 5). El eje 1 correlacionó con *Acacia pennatula* (Schlecht. *et* Cham) Benth.

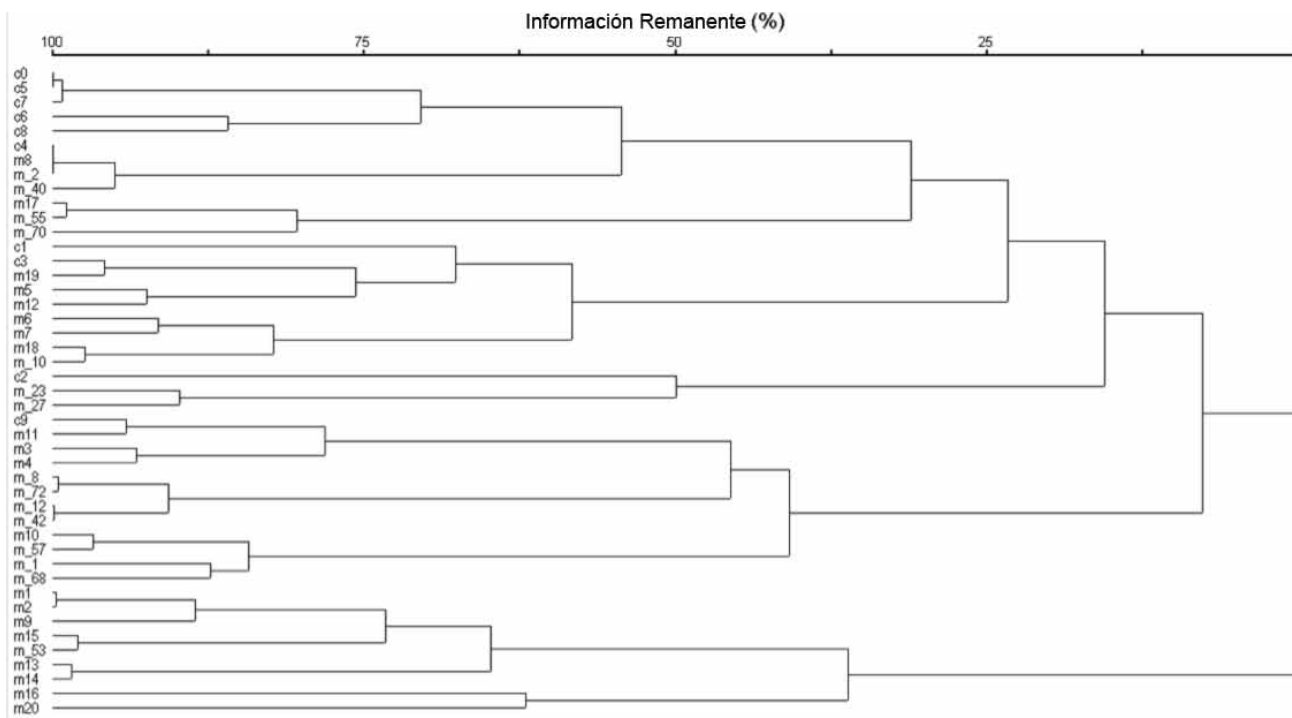
Axis 2 showed a higher correlation in regard to the number of *Pinus* trees ( $r=-0.425$ ) and to altitude ( $r=-0.371$ ). *Quercus rugosa* Née ( $r=-0.799$ ) and *Quercus eduardii* ( $r=-0.661$ ) were located in sites within >50 ha fragments between an altitude from 2,000 to 2,300 m, where *P. devoniana* prevailed. *Quercus obtusata* ( $r=-0.717$ ) and *Quercus laeta* ( $r=0.714$ ) were displaced in a lower altitude (2,000-2,100 m), in which *P. lumholtzii* is more dominant. In axis 3, *Pinus douglasiana* ( $r=-0.853$ ) and *P. oocarpa* ( $r=-0.800$ ) correlated with the altitude range ( $r=-0.497$ ) from 2,100 to 2,300 m, besides getting in association to the soil variable ( $r=0.511$ ) mainly with >50 ha fragments, where the three soil subtypes, eutric Regosol, eutric Cambisol and haplic Feozem, prevailed.



( $r=0.976$ ), *Quercus crassifolia* ( $r=0.844$ ), *Pinus lumholtzii* ( $r=-0.820$ ), *Quercus coccolobifolia* ( $r=-0.802$ ) y el número de hojosas (otras especies latifoliadas,  $r=0.826$ ), el suelo ( $r=-0.370$ ) y la exposición ( $r=-0.316$ ). Los taxa correlacionados presentaron mayor dominancia en fragmentos de 10-50 ha (Cuadro 3); mientras que, tres de las cinco especies de latifoliadas, excepto *A. pennatula*, se registraron de modo preferente en fragmentos mayores a 50 ha. Por otro lado, los principales subtipos de suelo en parcelas al interior de fragmentos de 10 a 50 ha fueron Cambisol húmico (7 parcelas), Luvisol crómico (3) y Regosol eútrico (1); en tanto que en parcelas dentro de fragmentos >50 ha fueron Regosol eútrico (9), Cambisol eútrico (8) y Feozem háplico (3).

El eje 2 presentó una correlación más alta respecto al número de árboles de *Pinus* ( $r=-0.425$ ) y a la altitud ( $r=-0.371$ ). *Quercus rugosa* Née ( $r=-0.799$ ) y *Quercus eduardii* ( $r=-0.661$ ) se localizaron en sitios al interior de fragmentos >50 ha en la cota altitudinal 2,000 - 2,300 m, donde predominó *P. devoniana*. *Quercus obtusata* ( $r=-0.717$ ) y *Quercus laeta* ( $r=0.714$ ) se distribuyeron en una altitud menor (2,000-2,100 m), en la que es más dominante *P. lumholtzii*. En el eje 3, *Pinus douglasiana* ( $r=-0.853$ ) y *P. oocarpa* ( $r=-0.800$ ) se correlacionaron con la altitud ( $r=-0.497$ ) en la cota de

In the BC ordination, 64% of the cumulative variance of the data belonged to the first three axis (Figure 6). The first axis extracted 18.8% of the variance, the second, 29.1% and the third one, 16.7%. Axis 1 confirmed greater correlation with the average diameter variable ( $r=0.331$ ) and the associated species were *Quercus laeta* ( $r=0.735$ ), *Pinus douglasiana* ( $r=-0.622$ ), *Arbutus xalapensis* HBK. ( $r=-0.652$ ) and *Quercus candicans* ( $r=0.617$ ); the individuals of the latter two species, in particular, registered big diameters. In the axis 2 correlated altitude ( $r=-0.749$ ) and the number of trees ( $r=-0.337$ ) with *Quercus rugosa* ( $r=-0.797$ ) and *Quercus eduardii* ( $r=-0.765$ ); *Quercus magnoliifolia* ( $r=0.798$ ) and *Alnus acuminata* ssp. *arguta* (Schlecht.) Furlow ( $r=0.741$ ) confirmed association with the eutric Regosol soil subtype ( $r=0.365$ ), which has a high nutrient content and a regular one of organic matter and as it is found near streams and light gullies (Villavicencio *et al.*, 2006). In axis 3, *Quercus crassifolia* ( $r=0.737$ ) and *Pinus douglasiana* ( $r=0.685$ ) showed a positive correlation with the number of broadleaves ( $r=-0.332$ ) and *Pinus oocarpa* ( $r=-0.671$ ) made it in a negative way.

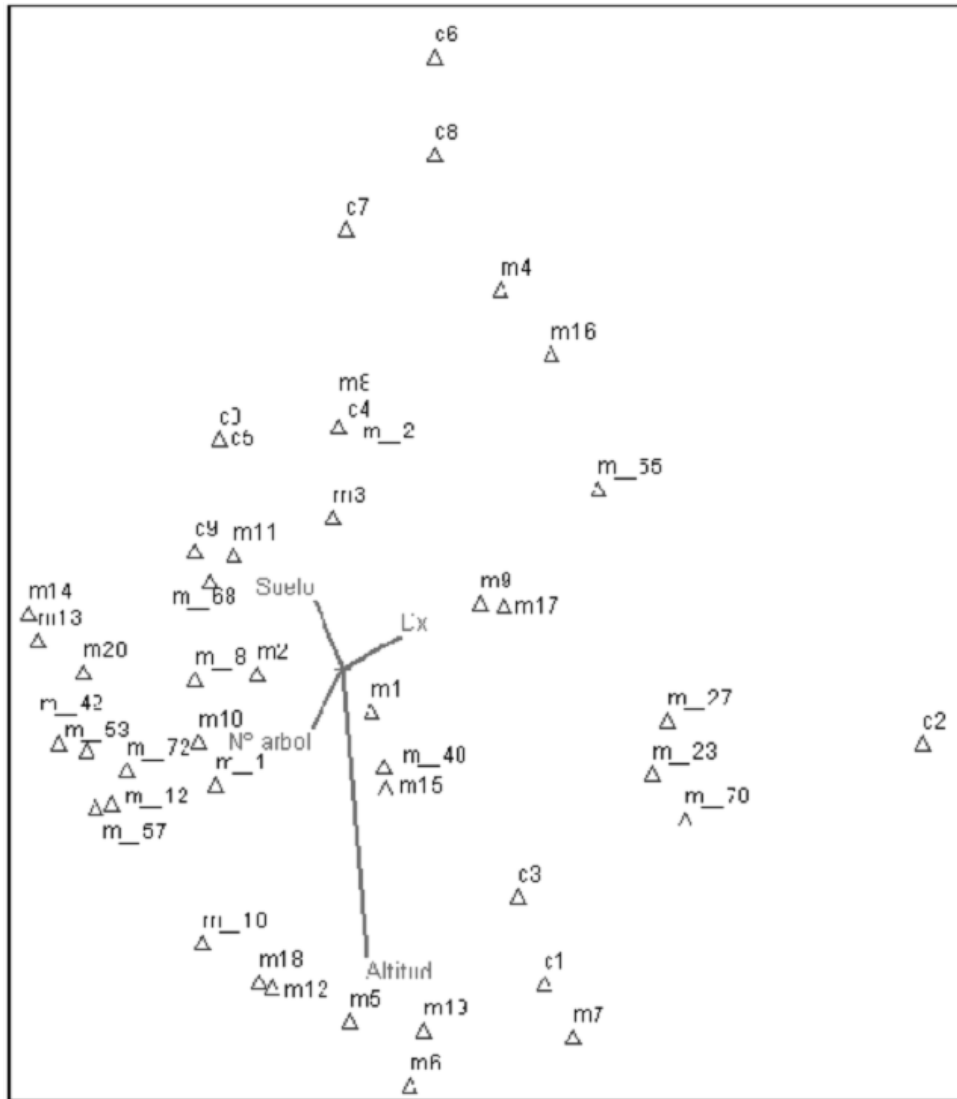


Las parcelas que inician con c corresponden a fragmentos de 10-50 ha y las que inician con m a fragmentos mayores a 50 ha.  
The plots that star with c are corresponding to 10-50 ha fragments and those which starts m to >50 ha fragments.

Figura 4. Dendrograma del análisis de agrupamiento de las parcelas de muestreo en el bosque cerrado en función de la presencia-ausencia de las especies.

Figure 4. Dendrogram of the grouping analysis of the sampling lots in the closed forest in regard to species presence / absence.





Los triángulos corresponden a las parcelas y los vectores relacionan a las variables ambientales y estructurales relevantes. The triangles belong to the plots and the vectors relate the relevant environmental to the structural variables. The plots that start with a are corresponding to 10-50 ha fragments and those which start m to >50 ha fragments.

Figura 6. Análisis de ordenación de las parcelas de muestreo en bosques cerrados derivada de la composición de especies.

Figure 6. Ordination analysis of the sampling plots in closed forests from species composition.

## DISCUSIÓN

Una combinación de características del paisaje explican de manera general el conjunto de riqueza y diversidad de especies en el área de estudio. En este panorama, las variables ambientales como altitud, tipo de suelo y abundancia de hojosas son importantes en la correlación de asociaciones de los taxa arbóreos, en ambos tipos de bosques. En particular, la exposición y el número de árboles del género *Pinus* son determinantes en BA (Figura 5, ejes 1 y 2), así como la densidad y el diámetro promedio en BC (Figura 6, eje 2). Si bien, las

The time-space patterns of vegetation have been interpreted as a result of the influence of two kinds of gradients: a) the limiting environmental factors such as light, temperature, water, soil nutrient, for example; and b) the natural or human disturb (Jardel *et al.*, 2004). For example, the topographic variation (altitudinal gradient) and the several types of soil are physical variables taken into account in the general hypothesis, that help to explain the species diversity at local geographic scales used in other mountain ecosystems in Mexico (Jardel *et al.*, 2004; Cuevas *et al.*, 2008; González-Espinosa *et al.*, 2008; Reich *et al.*, 2010).

parcelas muestreadas se distribuyeron entre 1,859 y 2,365 msnm, esto representa un gradiente altitudinal de 500 m; por tanto, implica una variación en temperatura de 0.4-0.7°C, por cada 100 m de altitud de acuerdo a Lamprecht (1990), lo que puede confirmarse con una mayor dominancia de las especies de pinos, a medida que se incrementa la altitud. Los seis subtipos de suelo presentes en el APFFSQ se registraron en el presente trabajo, y su distribución porcentual predominante corresponde, principalmente, a tres: Regosol 34%, Feozem 29% y Cambisol 33%, conforme a lo descrito por Villavicencio *et al.* (2006) mediante un SIG. Por otro lado, la heterogeneidad espacial es tal, que de la superficie total del bosque de pino-encino cerrado del ANP (6,701.6 ha) 59.6% ocurre en la cota altitudinal de 2,000-2,200 m, y en el bosque abierto (1,299.6 ha) es de 60.6% (Villavicencio, 2004).

Los patrones espacio-temporales de la vegetación han sido interpretados como resultado de la influencia de dos tipos de gradientes: a) los factores ambientales limitantes: luz, temperatura, agua, nutrientes del suelo, entre otros; y b) el disturbio natural o antropogénico (Jardel *et al.*, 2004). Por ejemplo, la variación de la topografía (gradiente altitudinal) y los diversos tipos de suelos son variables físicas consideradas en la hipótesis general, que contribuyen a explicar la diversidad de especies en escalas geográficas locales utilizadas en otros ecosistemas de montaña en México (Jardel *et al.*, 2004; Cuevas *et al.*, 2008; González-Espinosa *et al.*, 2008; Reich *et al.*, 2010).

Se observa que los valores más altos en la densidad de árboles y el diámetro promedio en fragmentos de BC son relevantes y pueden influir como factores para describir la variabilidad local de la riqueza de especies. Esto concuerda con algunos patrones estructurales identificados por Reich *et al.* (2010), quienes afirman que los patrones de riqueza de especies arbóreas de Jalisco se explican por el tipo de cobertura forestal, la altitud, el área basal arbórea, la cobertura del dosel y la precipitación invernal.

La combinación de datos biológicos y ambientales, topográficos y climáticos representa un gradiente complejo en el que intervienen múltiples variables, de ahí, que para explicar los patrones de riqueza y asociaciones de especies arbóreas sea fundamental cubrir diferentes escalas espaciales y temporales del ambiente físico, así como, la relación de factores limitantes y los atributos ecofisiológicos particulares de los taxa (González-Espinosa *et al.*, 2008; Reich *et al.*, 2010), y del efecto de los factores de disturbio sobre las comunidades forestales (Jardel *et al.*, 2004; Calderón-Aguilera *et al.*, 2012).

## CONCLUSIONES

Aun cuando la diferencia en la riqueza de especies entre tamaños de fragmentos y coberturas no es significativa, es importante destacar que la semejanza florística identificada por el método de agrupamiento separa a las parcelas por tamaño de fragmento.

It is observed that the higher values in tree density and average diameter in BC fragments are relevant and can affect the local variability of species richness. This agrees with some structural patterns detected by Reich *et al.* (2010) which state that the tree species richness of Jalisco state can be explained by the kind of forest cover, altitude, tree basal area, canopy cover and winter rainfall.

The combination of biological, environmental, topographic and climatic data represents a complex gradient in which multiple variables are involved; thus, to explain the patterns or tree species richness and associations it is basic to include different time and spatial scales of the physical environment, as well as the series of limiting factors and ecophysiological elements of taxa (González-Espinosa *et al.*, 2008; Reich *et al.*, 2010) and the effect of disturb factors upon forest communities (Jardel *et al.*, 2004; Calderón-Aguilera *et al.*, 2012).

## CONCLUSIONS

Even though the difference in species richness in both fragment sizes and covers was non-significant, it is worthy to emphasize that the floristic similarity determined by the grouping method divides plots by fragment size.

It was found that in both conditions of cover and fragment size, the environmental variables of altitude and type of soil, in addition to the presence of broadleaves, they correlated significantly with the tree species association in fragments over 50 ha. The number of pines is relevant in open forests, while average diameter and tree density correlated with closed forests.

There are six outstanding species that were only detected in closed forests and fragments over 50 ha: *Alnus acuminata*, *Clethra hartwegii*, *Pinus herrerae*, *Quercus candicans*, *Quercus excelsa* and *Tilia mexicana*. Autoecological studies are advised for them because of a) their importance, rarity or threatened condition, as it is the case of *T. mexicana*, which is at risk of extinction; b) its wood value (*P. herrerae* and *Q. candicans*); c) its scientific or ecological interest or its restricted distribution: *A. acuminata*, *C. hartwegii* and *Q. excelsa*, as they are related to humid mountainsides in ravines.

More research is necessary about the distribution patterns of the species where forestry information as well as the history of vegetation management are included, as they are key elements for the integral landscape conservation and of the different conditions in which forest covers develop



Se identificó que en ambas condiciones de cobertura y tamaño de fragmentos las variables ambientales altitud y tipo de suelo, además de la ocurrencia de hojosas se correlacionan de forma significativa con la asociación de las especies arbóreas en fragmentos mayores a 50 ha. El número de pinos es relevante en los bosques abiertos, mientras que el diámetro promedio y la densidad de árboles se correlacionan con los bosques cerrados.

Destaca la presencia de seis especies que solo se identificaron en bosques cerrados y en fragmentos mayores a 50 ha: *Alnus acuminata*, *Clethra hartwegii*, *Pinus herrerae*, *Quercus candicans*, *Quercus excelsa* y *Tilia mexicana*. Para estas se recomienda la ejecución de estudios autoecológicos: a) por su importancia, dado su rareza o su situación de amenaza, como es el caso de *T. mexicana*, la cual está en peligro de extinción; b) por su valor maderable: *P. herrerae* y *Q. candicans*; c) por su interés científico, ecológico o de distribución restringida: *A. acuminata*, *C. hartwegii* y *Q. excelsa*, por su asociación con laderas húmedas en barrancas.

Se requieren mayores investigaciones sobre los patrones de distribución de las especies que incorpore información silvícola, así como el historial de manejo de la vegetación, como elementos clave para la conservación integral del paisaje y de las diferentes condiciones en las que se desarrollan las coberturas forestales. 🌱

## AGRADECIMIENTOS

Al PROMEP-SEP por el apoyo financiero otorgado al Proyecto (UDG-EXB-364) "Análisis de la fragmentación forestal, estructura del paisaje y diversidad en espacios naturales". Al Comité Regional de Protección, Promoción y Fomento de los Recursos Naturales de la Sierra de Quila, A.C. por las facilidades brindadas a este estudio. A los estudiantes y voluntarios del CUCBA-Universidad de Guadalajara por su apoyo en el trabajo de campo. Verónica Rosas-Espinoza y tres árbitros anónimos aportaron valiosas recomendaciones.

## REFERENCIAS

- Ávila C., R. Villavicencio G., A. L. Santiago P. y J. A. Pérez De la R. 2011. Delimitación de áreas de distribución del pino chino (*Pinus herrerae* Martínez) en la Sierra de Quila, Jalisco. In: Villavicencio G., R., A. L. Santiago P., V. C. Rosas E. y L. Hernández L. (comp.). Memorias del I Foro de Conocimiento, Uso y Gestión del Área Natural Protegida Sierra de Quila. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jal. México. pp. 35-40.
- Bennet, A. F. 1998. Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN. Cambridge, UK. 254 p.
- Calderón-Aguilera, L. E., V. H. Rivera-Monroy, L. Porter-Bolland, A. Martínez-Yrizar, L. B. Ladah, M. Martínez-Ramos, J. Alcocer, A. L. Santiago-Pérez, H. A. Hernández-Arana, V. M. Reyes-Gómez, D. R. Pérez-Salícup, V. Díaz-Núñez, J. Sosa-Ramírez, J. Herrera-Silveira and A. Búrquez. 2012. An assessment of natural and human disturbance effects on Mexican ecosystems: current trends and research gaps. *Biodiversity and Conservation*. 21:589-617.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro. México. CONABIO-Instituto de Biología-Sierra Madre. México, D.F. México. 847 p.
- Colwell, R. K. 2009. EstimateS: Statistical estimation of richness and shared species from samples. Version 7.5.1. User's Guide and application. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates> (14 de mayo de 2009).
- Cuevas G., R. L. M. Martínez R., A. Cisneros L., E. V. Sánchez R. y L. Guzmán H. 2008. Ordenación y clasificación de los oyameales del estado de Jalisco, México. In: Sánchez-Velásquez, L. R., J. Galindo-González y F. Díaz-Fleischer (eds.). Ecología, manejo y conservación de los ecosistemas de montaña en México. Mundi-Prensa, México, D.F. México. pp. 211-227.
- Figueroa, F. and V. Sánchez-Cordero. 2008. Effectiveness of natural protected areas to prevent land use and land cover change in Mexico. *Biodiversity and Conservation*. 17:3223-3240.
- Fischer, J. and D. B. Lindenmayer. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265-280.
- García, E. 1972. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. México. 246 p.

## ACKNOWLEDGEMENTS

To PROMEP-SEP for the financial support provided to the UDG-EXB-364 Project entitled "Análisis de la fragmentación forestal, estructura del paisaje y diversidad en espacios naturales". To the Comité Regional de Protección, Promoción y Fomento de los Recursos Naturales de la Sierra de Quila, A.C. for their help to accomplish this study. To the students and volunteers of CUCBA-Universidad de Guadalajara for their backup in field work. To Verónica Rosas-Espinoza and three anonymous technical editors for their valuable suggestions.

End of the English version



- González-Espinosa, M., N. Ramírez-Marcial y J. M. Rey-Benayas. 2008. Variación espacial de la diversidad arbórea de Chiapas: Patrones regionales y jerarquía de factores determinantes. In: Sánchez-Velásquez, L. R., J. Galindo-González y F. Díaz-Fleischer (eds). *Ecología, manejo y conservación de los ecosistemas de montaña en México*. Mundi-Prensa México, D.F., México. pp. 147-166.
- González V., L. M. 1986. Contribución al conocimiento del género *Quercus* (Fagaceae) en el Estado de Jalisco. Colección Flora de Jalisco, Instituto de Botánica, Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jal. México. 240 p.
- Guerrero N., J. J. y A. G. López C. 1997. La vegetación y la flora de la Sierra de Quila, Jalisco. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jal. México. 91 p.
- Harper, K. A., S. E. Macdonald, P. J. Burton, J. Chen, K. D. Brosfokske, S. C. Saunders, E. S. Euskirchen, D. Roberts, M. S. Jaithe and P. Essen. 2005. Edge influence in forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*. 19:768-782.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 1972. Cartas edafológicas F13D73 Atengo, F13D74 Cocula, F13D83 Tecolotlán. F13D84 Atemajac de Brizuela. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México, D.F. México. s/p
- Janzen, D. 1986. The eternal external threat. In: Soule, M. (ed.). *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, MA, USA. pp. 286-302.
- Jardel P., E. J., E. Ezaurra, R. Cuevas G., A. L. Santiago P. y P. Cruz C. 2004. Vegetación y patrones de paisaje. In: Cuevas G., R. y E. Jardel P. (eds). *Flora y Vegetación de la Estación Científica Las Joyas*. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jal. México. pp. 65-117.
- 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*. GTZ. GmbH. Rossdorf: TZ-Verl-Ges. Hesse, Alemania. 335 p.
- Laurance, W. F. and R. O. Bierregaard. 1997. (eds). *Tropical forests remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press. Chicago, IL, USA. pp. 502-514.
- Laurance, W. F., R. K. Didham and M. E. Power. 2001. Ecological boundaries: a search for synthesis. *Trends in Ecology and Evolution*. 16:70-71.
- Lindenmayer, D. B. and J. F. Franklin. 2002. *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscale approach*. Island Press. Washington, D.C. USA. 351 p.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing House. Oxford, UK. 256 p.
- McArthur, R. H. and E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press. Princeton, NJ, USA. 203 p.
- McCune, B. and J. Grace. 2002. *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design. Gleneden Beach, OR USA. 300 p.
- McCune, B. and M. J. Mefford. 2006. *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data*. MjM Software Design. Gleneden Beach, OR USA s/p.
- Müller-Dombois, D. and H. Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley and Sons Inc. New York, NY, USA. 547 p.
- Peterken, G. 1981. *Woodland conservation and management*. Chapman and Hall. London, UK. 328 p.
- Reich, R. M., C. D. Bonham, C. Aguirre-Bravo y M. Cházaro-Basañez. 2010. Patterns of tree species richness in Jalisco, Mexico: relation to topography, climate and forest structure. *Plant Ecol*. 210: 67-84
- Rempel, R. S. y A. P. Carr. 2003. Patch analyst extension for ArcView: version 3.0. <http://flash/lakeheadu.ca/rrempe/patch/index.html> (2 de agosto de 2007).
- Trigueros B., A. G., R. Villavicencio G., A. L. Santiago P. y J. A. Pérez de la R. 2011. Remedición de sitios de monitoreo forestal en la micro-cuenca del río Santa Rosa de la zona natural Sierra de Quila, Jalisco. In: *Memorias del X Congreso Mexicano de Recursos Forestales*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Sociedad Mexicana de Recursos Forestales, A. C. Pachuca, Hgo., México. CD
- 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. Cuvillier Verlag. Göttingen, Deutschland. 161 p.
- Villavicencio G., R., P. Bauche P., A. Gallegos R., A. L. Santiago P. y F. M. Huerta M. 2006. Caracterización estructural y diversidad de comunidades arbóreas de la Sierra de Quila. *IBUGANA - Boletín del Instituto de Botánica de la Universidad de Guadalajara*. 13 (1):67-76.
- Villavicencio G., R., S. Saura M. T., A. L. Santiago P. y A. Chávez H. 2009. La conectividad forestal de las áreas protegidas del estado de Jalisco con otros ambientes naturales. *Scientia-CUCBA* 11(1):43-50.
- Williams L. G., R. H. Manson y E. Isunza V. 2002. La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques* 8:73-89.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall. Upper Saddle River, NJ, USA. 663 p.



“Se produjo una extraña quietud. Los pájaros, por ejemplo...¿dónde se habían ido? Mucha gente hablaba de ellos, confusa y preocupada. Los corrales estaban vacíos. Las pocas aves que se veían se hallaban moribundas: temblaban violentamente y no podían volar. Era una primavera sin voces. En las madrugadas -que antaño fueron perturbadas por el coro de gorriones, golondrinas, palomos, arrendajos y petirrojos, y otra multitud de gorjeos- no se percibía un solo rumor; solo el silencio se extendía sobre los campos, los bosques y las marismas.”

Rachel Carson