



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE QUERÉTARO

FACULTAD DE CIECIAS NATURALES

**EFECTO DE LA FRAGMENTACIÓN DEL BOSQUE TROPICAL
CADUCIFOLIO SOBRE LA ESTRUCTURA POBLACIONAL Y ÉXITO
REPRODUCTIVO DE *Bursera fagaroides* Y *B. palmeri***

TESIS QUE PRESENTA

PARA OBTENER EL GRADO DE

Maestro en Ciencias

Posgrado de Recursos Bióticos

Presenta

Oscar Osvaldo Ponce González

Director de tesis

Dr. Humberto Suzán Azpiri

Santiago de Querétaro, Querétaro, México
Octubre 2013



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias naturales
Maestría en recursos bióticos

**EFFECTO DE LA FRAGMENTACIÓN DEL BOSQUE TROPICAL
CADUCIFOLIO SOBRE LA ESTRUCTURA POBLACIONAL Y
ÉXITO REPRODUCTIVO DE *Bursera fagaroides* Y *B. palmeri***

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

Maestro en Ciencias

Presenta:

Oscar Osvaldo Ponce González

Director:

Humberto Suzán Azpiri

SINODALES

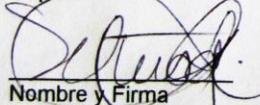
Dr. Humberto Suzán Azpiri
Presidente

Víctor Hugo Cambrón Sandoval
Secretario

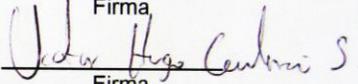
Israel G. Carrillo Angeles
Vocal

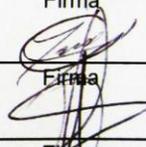
Hugo Luna Soria
Suplente

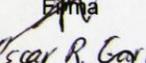
Oscar R. García Rubio
Suplente

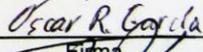

Nombre y Firma
Dra. Margarita Teresa de Jesús García Gasca
Director de la Facultad

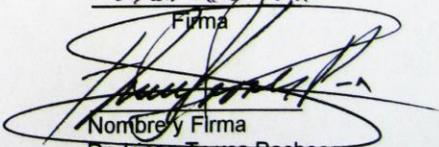

Firma


Firma


Firma


Firma


Firma


Nombre y Firma
Dr. Irineo Torres Pacheco
Director de Investigación y
Posgrado

Centro Universitario
Querétaro, Qro. México
Octubre 2013

Resumen

Entre los efectos directos que la fragmentación genera dentro de los bosques se encuentra la reducción del tamaño efectivo y éxito reproductivo de las poblaciones de árboles, así como, el establecimiento de plántulas de algunas especies de árboles tropicales. En el presente trabajo se estimó el efecto de la fragmentación del bosque tropical caducifolio (BTC) sobre la estructura poblacional y el éxito reproductivo de dos árboles nativos del BTC, *Bursera fagaroides* y *Bursera palmeri*. El área de estudio comprendió 9 fragmentos de distinto tamaño (6.29-249 ha) distribuidos dentro de los municipios Querétaro, Qro. y Apaseo el Grande, Gto. Se evaluaron árboles de cada especie dentro de cada fragmento, considerando dos aspectos: (1) individuos en el borde y (2) en el interior. Las variables de respuesta para la estructura poblacional fueron: densidad (número de individuos por área), diámetro a la altura del pecho (DAP, 1.3 m), altura total y dos diámetros de copa. *B. fagaroides* tiene un mayor establecimiento de individuos en el borde (juvenil 1, 52.3 ± 17.1 ; juvenil 2, 42.1 ± 12.6 ; adultos, 73.5 ± 23.7) y prefiere sitios con sombra moderada. Los datos sobre el desarrollo (DAP, altura y copa) de árboles adultos reproductivos de *B. fagaroides* y *B. palmeri* indican la presencia de árboles significativamente más grandes en el interior de los fragmentos (456.4 ± 65.8 ; 211.8 ± 34.9 respectivamente), lo que sugiere un posible efecto de borde. Se encontró una mayor cantidad de árboles masculinos en *B. fagaroides* (borde 3:1, interior 1.5:1) y *B. palmeri* (borde e interior 1.6:1). Los datos sobre producción de frutos, viabilidad y germinación de las semillas sugieren que no existe un efecto claro de la fragmentación sobre el éxito reproductivo de ambas especies. Los resultados del Índice de Área de Plantas (IAP) sugieren que en general los fragmentos presentan un dosel abierto y de baja densidad el cual no influyó sobre la estructura poblacional de las especies. El uso actual de los fragmentos (ganadería de temporal) no afectó la compactación del suelo tanto en el borde como en el interior de los fragmentos. La fragmentación del bosque tropical caducifolio (BTC) afecta el tamaño de los árboles adultos y el establecimiento de individuos de *B. fagaroides* y *B. palmeri*, sin embargo, los árboles en el borde presentaron la misma capacidad reproductiva que árboles del interior de los fragmentos. Se recomienda ampliamente el uso de ambas especies en futuros proyectos de restauración y/o reforestación, al menos para la región de “El Bajío”.

Palabras clave: Efecto de borde, germinación, Índice de Área de Plantas, producción de semillas, proporción de sexos, viabilidad de semillas.

Abstract

Among the direct effects of fragmentation generated within forests is reducing the effective size and reproductive success of tree populations and the establishment of seedlings of some species of tropical trees. In this study we estimated the effect of fragmentation of tropical deciduous forest (TDF) on the population structure and reproductive success in two TDF native trees, *Bursera fagaroides* and *Bursera palmeri*. The study area included nine fragments of different sizes (6.29-249 ha) distributed within the municipalities of Querétaro, Querétaro, and Apaseo el Grande, Guanajuato. Within each fragment each tree species were evaluated considering two aspects: (1) individuals at the edge and (2) inside of each fragment. The response variables for population structure were: density (number of individuals per area), diameter at breast height (DBH , 1.3 m), total height and two cup sizes. *B. fagaroides* has a higher setting on the edge individuals (juvenile 1 52.3 ± 17.1 ; juvenile 2 42.1 ± 12.6 ; adults, 73.5 ± 23.7) and prefers moderate shade sites. The development data (DBH, height and crown) of reproductive adult trees of *B. fagaroides* and *B. palmeri* indicate the presence of significantly larger trees inside the fragments (456.4 ± 65.8 ; 211.8 ± 34.9 respectively), suggesting a possible edge effect. There was a higher number of male trees in *B. fagaroides* (3:1 edge and interior 1.5:1) and *B. palmeri* (edge and interior 1.6:1). Data on fruit production, viability and seed germination suggest that there is no clear effect of fragmentation on the reproductive success of both species. The results of the Plant Area Index (PAI) suggest that in general the fragments have an open canopy and low density which did not influence the population structure of the species. The current use of the fragments (temporal livestock) did not affect soil compaction both at the edge and the interior of the fragments. The fragmentation of tropical deciduous forest (BTC) affects the size of the adult trees and the establishment of individuals of *B. fagaroides* and *B. palmeri*, however, the trees on the edge had the same reproductive capacity that trees inside the fragments. It is strongly recommended the use of both species in future projects of restoration and /or reforestation, at least for the region of "El Bajío".

Keywords: Edge Effect, germination, Plant Area Index, seed production, sex ratio, viability of seeds.

Al bosque tropical caducifolio y a todos los árboles caídos por el crecimiento humano desmedido,
pero en especial a todos aquellos árboles cuya belleza no es percibida...

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Humberto Suzán Azpiri por recibirme, apoyarme y por la hospitalidad que se me brindó en el Laboratorio de Ecología durante el programa de posgrado.

Al Dr. Víctor Hugo Cambrón e Israel Carrillo por sus enseñanzas en el análisis de datos, observaciones y correcciones sobre el trabajo.

Al M. en G. Hugo Luna Soria por su asesoría y valiosas enseñanzas en el uso de sistemas de información geográfica.

A la Facultad de Ciencias Naturales de la UAQ por aceptarme en el posgrado.

Al Laboratorio de Calidad de Agua y Suelos de la UAQ campus aeropuerto por la facilitación del equipo de laboratorio.

Al Dr. Irineo Torres por la facilitación de equipo de campo.

A todos los que me ayudaron en el trabajo de campo, especialmente a Denia y Mariela =).

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada No. 322362 para la realización de la Maestría en Recursos Bióticos.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
2. OBJETIVOS	3
2.1 OBJETIVO GENERAL	3
2.2 OBJETIVOS PARTICULARES	3
3. PUBLICACIÓN	4
3.1 INTRODUCCIÓN	4
3.2 MÉTODOS Y ANÁLISIS	6
3.3 RESULTADOS	13
3.4 DISCUSIÓN	19
3.5 CONCLUSIONES	25
3.6 RECOMENDACIONES	25
4. LITERATURA CITADA	26
5. APÉNDICE	34

1. INTRODUCCIÓN

Dentro de algunos paisajes mexicanos contemporáneos muchas especies de plantas se encuentran restringidas a fragmentos de vegetación los cuales, además, se encuentran inmersos en hábitats distintos al original. La fragmentación del paisaje o de los ecosistemas es causada principalmente por la modificación del hábitat (Ewers y Didham, 2006), la deforestación (Broadbent *et al.*, 2008) y las actividades agrícolas (Saunders *et al.*, 1991), sin embargo la fragmentación del hábitat también se presenta a diferentes escalas de forma natural (Watson, 2002). Por ejemplo, los ecosistemas alpinos forman pequeñas islas debido a su aislamiento topográfico, los cuales se encuentran rodeados por una matriz de características diferentes (Burkey, 1995). Otro ejemplo de ecosistemas fragmentados son los ríos que se encuentran separados unos de otros por ecosistemas terrestres y costeros (Fagan, 2002).

De forma general, la fragmentación puede considerarse como un proceso que divide un ecosistema continuo en un número de fragmentos de menor tamaño (Baldi *et al.*, 2006; Farina, 2007; Carvalho *et al.*, 2009). Este proceso modifica el patrón o configuración del hábitat de cuatro formas distintas: 1) la reducción de la superficie total del hábitat, 2) el incremento en el número de parches de vegetación, 3) la disminución del área de los parches de vegetación y 4) el incremento en el aislamiento de los parches (Jacquemyn *et al.*, 2002; Fahrig, 2003). Actualmente se reconoce que la pérdida de hábitat y la fragmentación son algunos de los procesos más importantes que afectan a la biodiversidad en los trópicos (Murcia, 1995; Gascon *et al.*, 2000; Fahrig, 2003).

El bosque tropical caducifolio (BTC), uno de los más grandes ecosistemas tropicales, fue considerado el bosque tropical más amenazado en 1988 debido a la deforestación (Janzen, 1988). En México se ha calculado que alrededor del 60% de las comunidades tropicales corresponde a BTC (Trejo, 1996), las cuales, ocupan una superficie aproximada de 31,712,000 ha (González, 2004). Dentro del territorio nacional el BTC tiene una amplia distribución, ocupando zonas que van desde el nivel del mar hasta los 3200 msnm (Ceballos *et al.*, 2010) con una temperatura media anual superior a los 20°C y precipitaciones anuales que oscilan entre los 600 y 1300 mm (González, 2004; Pennington y Sarukhán, 2005). La temporada de sequía en este tipo de bosques puede llegar a ser muy severa, con un periodo de duración de 5 a 8 meses (Miranda y Hernández-X., 1963; Trejo, 1996; Rzedowski, 2006). Diversos estudios en México han documentado la alta

importancia en cuanto a la diversidad biológica y nivel de endemismos que este ecosistema alberga (Ceballos y García, 1995; Lott y Atkinson, 2002; Rzedowski, 2006). En otros países latinoamericanos como: Argentina, Brasil, Bolivia, Venezuela y Colombia los fragmentos de BTC de tamaño considerable que aún existen, enfrentan serios problemas de conservación (Miles *et al.*, 2006). Las causas por las que el BTC ha disminuido su cobertura e integridad se deben principalmente a la ganadería extensiva, la expansión de la frontera agrícola y la extracción de madera (Maass *et al.*, 2002).

Muchas especies de árboles tropicales son particularmente sensibles a los efectos de la fragmentación debido principalmente a sus características demográficas y reproductivas (Cascante *et al.*, 2002). La mayoría de estos árboles se encuentran en bajas densidades, son polinizados por animales, tienen tasas altas de polinización cruzada y tienen sistemas de apareamiento que involucran complejos sistemas de auto-incompatibilidad (Hamrick y Murawsky, 1990). La transformación del paisaje también puede producir cambios en la estructura genética de las poblaciones remanentes de árboles (Hamrick *et al.*, 1992), debido a la ruptura de las asociaciones con los dispersores de polen y semillas (Nason *et al.*, 1997).

Pocos estudios han evaluado el efecto de la fragmentación sobre la estructura poblacional y el éxito reproductivo de las plantas, a pesar de que la fragmentación de los bosques es un proceso común y ampliamente extendido en la actualidad. En regiones tropicales los trabajos sobre el tema también son escasos y sólo algunos han estudiado el efecto de la fragmentación sobre la intensidad de la polinización y la producción de semillas de las comunidades de plantas (Cascante *et al.*, 2002).

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

Determinar el efecto de la fragmentación del bosque tropical caducifolio sobre la estructura poblacional y el éxito reproductivo de *Bursera fagaroides* y *B. palmeri*.

2.2 Objetivos Particulares

- Determinar si el tamaño (en base al DAP, la altura y el volumen) de árboles adultos y la densidad de individuos (adultos y juveniles) de *Bursera fagaroides* y *B. palmeri* es distinta entre el borde y el interior de los fragmentos.
- Determinar si existe un efecto de borde sobre la proporción sexual de árboles reproductivos, así como sobre la producción de frutos, la viabilidad y la germinación de las semillas de ambas especies.
- Caracterizar los fragmentos de estudio en base a su tamaño, matriz circundante, Índice de Área de Plantas (IAP), porcentaje de pendiente y la compactación del suelo.

3. PUBLICACIÓN

3.1 Introducción

La fragmentación del paisaje es uno de los principales temas en biología de la conservación, se centra en los efectos de la destrucción y transformación de un bloque continuo de vegetación original en un ecosistema sin continuidad y compuesto de remanentes de vegetación aislados (Meffe y Carroll 1997; Franklin *et al.*, 2002). La fragmentación del hábitat puede generar efectos negativos, neutrales o positivos (Murcia 1995), como cambios en la composición de la biota (Barlow *et al.*, 2006; Cushman, 2006), el aislamiento de las poblaciones de la misma especie por reducción del movimiento de los individuos entre los fragmentos (Bennett, 2003), el aumento de la mortalidad en árboles, así como, la modificación de los patrones de depredación (Herrerías-Diego *et al.*, 2008) y dispersión de semillas en algunas especies (Rodríguez-Cabal *et al.*, 2007; Cramer *et al.*, 2007). Además puede reducir el tamaño efectivo poblacional de algunas especies de plantas (Cascante *et al.*, 2002) y las tasas de flujo de polen entre individuos (Bawa, 1990). Estos procesos podrían afectar de forma negativa la producción de frutos, así como, la calidad y cantidad de semillas en algunas especies de plantas (Cunningham, 2000). La lluvia de semillas y el establecimiento de plántulas de algunos árboles tropicales también pueden ser afectados (Benítez-Malvido, 1998; Harrison y Bruna, 1999). La fragmentación también puede facilitar el acceso a los remanentes de vegetación, lo cual, puede modificar los fragmentos de vegetación a través del uso y extracción de recursos naturales, por ejemplo, mediante el aclareo selectivo de árboles y actividades agropecuarias (Peres, 2001; Echeverría *et al.*, 2007).

Por otra parte, el incremento de las áreas de borde a través de la fragmentación tiene consecuencias importantes en la biología de las especies (Carabelli *et al.*, 2006), debido a que en los bordes de los fragmentos pueden presentarse condiciones bióticas y abióticas distintas a las de un ecosistema original (Saunders *et al.*, 1991). Mientras que el área núcleo del fragmento puede presentar características similares a las de un bosque intacto (Echeverría *et al.*, 2007). Las características de los bordes pueden afectar a los organismos de distintas maneras (Williams-Linera, 1990b; Laurance y Yensen, 1991; Saunders *et al.*, 1991), por ejemplo: cambios en la abundancia y distribución de las especies y cambios en las interacciones entre las especies (Murcia, 1995). De esta forma, los efectos de borde se refieren a las consecuencias de la exposición de los organismos que habitan en un fragmento a las condiciones de un ecosistema (o matriz) distinto que rodea dicho

fragmento (Saunders *et al.*, 1991), las cuales, resultan de la interacción de dos ecosistemas adyacentes separados por una transición abrupta (Murcia, 1995) o difusa, dependiendo del tipo del borde. El efecto de borde ha sido uno de los procesos ecológicos que ha recibido mayor atención en las últimas décadas debido a la importancia que tiene para la calidad del hábitat (Ries y Sisk, 2004).

Los bosques tropicales albergan aproximadamente el 70% de animales y plantas del mundo, entre otras cosas, influyen en el clima local y regional y proporcionan una amplia diversidad de productos y servicios ambientales (Cayuela *et al.*, 2009). En 1988 el BTC fue considerado como uno de los ecosistemas tropicales más amenazados (Janzen 1988). Se considera que el BTC representaba el 42% de la vegetación tropical a nivel mundial, sin embargo actualmente cerca del 78% ha sido perturbado por algún tipo de actividad humana (Ceballos *et al.*, 2010). En términos de conservación el BTC ha recibido escasa o nula atención si se compara con el bosque tropical lluvioso y es uno de los ecosistemas con insuficiente representación en las áreas naturales protegidas. En Mesoamérica y Venezuela menos del 1% se encuentra protegido y en México se ha estimado que únicamente se tiene conservada el 9% de la superficie total de estos bosques (Sánchez-Azofeifa *et al.*, 2005; Ceballos *et al.*, 2010). El futuro del BTC es de gran preocupación en algunas regiones del Caribe, Mesoamérica y norte de Sudamérica, debido al deterioro que presenta por el crecimiento de poblaciones humanas, el cambio de uso de suelo, los acuerdos de libre comercio que promueven el desarrollo de la agroindustria y la creciente explotación de este ecosistema por el turismo (Sánchez-Azofeifa *et al.*, 2005). A pesar de la gran cantidad de estudios sobre fragmentación realizados en bosques tropicales, no existen estudios previos que hayan explorado la influencia de este proceso en el bosque tropical caducifolio (BTC) del centro de México.

En el municipio de Querétaro aún existen algunos manchones y fragmentos de BTC, en la región de “El Bajío” este bosque llegó a ocupar aproximadamente 11 000 km², sin embargo, actualmente ha sido reducido a pequeños remanentes aislados (Hernández-Oria, 2007). Por lo anterior, en el presente estudio se plantó determinar el efecto de la fragmentación del BTC sobre la estructura poblacional y éxito reproductivo *Bursera fagaroides* y *B. palmeri*. Los objetivos fueron: 1) determinar si el tamaño (en base al DAP, la altura y el volumen) de árboles adultos y la densidad de individuos (adultos y juveniles) de *Bursera fagaroides* y *B. palmeri* es distinta entre el borde y

el interior de los fragmentos, 2) determinar si existe un efecto de borde sobre la proporción sexual de árboles reproductivos, así como sobre la producción de frutos, la viabilidad y la germinación de las semillas de ambas especies, y 3) caracterizar los fragmentos de estudio en base a su tamaño, matriz circundante, el IAP, porcentaje de pendiente y la compactación del suelo.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO.—Se ubicó dentro de los municipios de Querétaro, Qro. y Apaseo el Grande, Guanajuato, México ($20^{\circ}26'N$ y $20^{\circ}47'N$, $100^{\circ}26'O$ y $100^{\circ}37'O$; **Fig.1**). Fisiográficamente, ambos municipios pertenecen a la provincia del Eje Neovolcánico y principalmente a la subprovincia Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo. En esta subprovincia se encuentra un corredor de lomeríos bajos, llanuras, bajos aislados rodeados por sistemas de sierras y mesetas principalmente de origen volcánico (INEGI, 2011).



Figura 1. Distribución de los fragmentos en el área de estudio, dentro de los municipios de Querétaro, Qro. y Apaseo el Grande, Gto., México.

El área de estudio se encuentra entre los 1700 y 2800 msnm con un clima semiseco semicálido, semiseco templado y en menor proporción un clima semiseco templado y semicálido subhúmedo con lluvias en verano de menor humedad. La temperatura media anual fluctúa entre los 12° y 20°C, la precipitación media anual es de 555 mm y los suelos dominantes son de tipo vertisol, phaeozem y leptosol (INEGI, 2005, 2008 y 2009). La vegetación corresponde a BTC, el cual, en el municipio de Querétaro se encuentra en forma de remanentes aislados, entre 1900 y 2200 m de altitud y rodeado principalmente de matorrales xerófilos. La temporada de sequía permanece por aproximadamente 7 meses, durante los meses de Noviembre a Mayo (Zamudio *et al.* 1992).

ESPECIES DE ESTUDIO.—*Bursera fagaroides* (HBK) Engl. es un árbol o arbusto dioico y en algunas ocasiones hermafrodita, de hasta 10 m de altura y tronco hasta de 30 cm de diámetro y que en algunas ocasiones se le puede encontrar naturalmente en forma de bonsái. Posee una corteza externa exfoliante de color amarillento y produce una resina tipo látex blanquecina (Rzedowski y Guevara-Féfer, 1992). De manera general la especie se distribuye desde el suroeste de los Estados Unidos hasta Oaxaca (Rzedowski y Guevara-Féfer, 1992; Rzedowski *et al.*, 2004). En la región de estudio comúnmente este árbol es conocido como palo xixote. Se le considera un elemento importante del BTC y de algunos tipos de vegetación secundaria que se forman a partir de este. Se ha reportado que *B. fagaroides* var. *fagaroides* es la especie con mayor distribución y abundancia del género en los estados de Guanajuato, Querétaro y Michoacán. Es posible encontrarla en altitudes que van de los 300 a los 2300 msnm dentro diferentes tipos de matorrales xerófilos (en forma de arbusto) y también en algunos encinares. Es considerada una especie sin problemas actuales de sobrevivencia, sin embargo, en algunos estados como Guanajuato y Michoacán se ha observado que sus poblaciones ya no son muy abundantes e incluso ha desaparecido de algunas localidades recientemente (Rzedowski y Guevara-Féfer, 1992).

Fenología. Su fenofase floral comienza en abril y mayo, fructifica de noviembre a diciembre y generalmente su follaje está presente de junio a noviembre (Rzedowski y Guevara-Féfer, 1992).

Usos. Es una especie con varios usos locales e industriales, la cual, puede emplearse como protector de bordes y terrazas tradicionales, cerco vivo, leña, forraje (por investigarse), posible

fuelle de incienso, resina, barniz, goma, pegamento, taninos, pigmentos, aceites esenciales (Terrones *et al.*, 2004; Malda y Martínez, 2009) y en la curación de heridas en el ganado (com. pers.). En la medicina tradicional se emplea como expectorante, purgante y la resina se aplica contra mordeduras de alacrán (Terrones *et al.*, 2004). También se han desarrollado investigaciones de su actividad citotóxica y antitumoral sobre algunos tipos de linfoma (Puebla-Pérez *et al.*, 1998).

Bursera Palmeri S. Watson. Es un árbol o arbusto dioico que puede alcanzar alturas hasta de 8 m, el cual, secreta una resina con aroma fuerte pero agradable. Su tronco puede alcanzar un diámetro de hasta 30 cm y su corteza presenta una coloración gris o gris-rojiza de tipo no exfoliante (Rzedowski y Guevara-Féfer, 1992). Su presencia en la región de estudio es frecuente y recibe el nombre común de palo cuchara. En México, se ha observado que se distribuye en los estados de Aguascalientes, Durango, Guanajuato, Jalisco, Michoacán, Querétaro y Zacatecas formando parte de la comunidad vegetal en los BTCs y de la vegetación secundaria derivada de este, así como, en los matorrales xerófilos. Es una especie que habita generalmente en altitudes superiores a los 1400 msnm y sus poblaciones pueden llegar a confundirse con las de *B. excelsa* (Rzedowski *et al.*, 2005).

Se ha registrado que este árbol era uno de los codominantes del BTC en la altiplanicie mexicana y que llegó a cubrir grandes extensiones en este tipo de ecosistema. Sin embargo, su abundancia se ha visto mermada en la mayor parte de los sitios que habita, debido a la fuerte presión sobre sus poblaciones causada principalmente por la extracción de individuos para combustible casero. Actualmente los fragmentos o remanentes de BTC constituyen la mayor fuente de germoplasma para la sobrevivencia de esta especie a largo plazo (Rzedowski *et al.*, 2005).

Fenología. Su floración abarca los meses de mayo y junio y conserva su follaje de mayo a noviembre.

Usos. La resina que este árbol produce es utilizada en algunas localidades como incienso y su madera en algunas partes de Guanajuato para elaborar cucharas y artesanías. No obstante, el uso más extendido de *B. palmeri* es como leña. (Rzedowski y Guevara-Féfer, 1992). Su tronco también es empleado en algunos sitios en la construcción de comederos para el ganado (com. pers.).

ESTRUCTURA POBLACIONAL.—Se realizaron cuadrantes Whittaker modificados (Stohlgren *et al.*, 1995) de 20×50 m (**Fig. 2**). Este tipo de cuadrantes tienen un diseño anidado con cuatro niveles de sub-cuadrantes (A, B, C y D) de distinto tamaño. En los sub-cuadrantes A (0.5×2 m) se registraron los individuos en la categoría juvenil 1 (altura <50 cm). En los sub-cuadrantes B (2×5 m) se midieron todos los individuos con diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 1 cm, en el C (5×20 m) los individuos con DAP ≥ 5 cm y en el cuadrante D (20×50 m) todos los árboles con DAP ≥ 10 cm. Además, se obtuvieron el sexo, la altura y dos diámetros perpendiculares de la copa ($D1$, $D2$) en árboles con DAP >10 cm. En los cuadrantes (20×50) también se registró la densidad de ambas especies con base en una clasificación por tamaños juvenil 1 (altura ≤ 50 cm), juvenil 2 (altura 1-2 m) y adultos reproductivos (>2 m). No se cuantificó el reclutamiento de plántulas. Con las variables de respuesta (altura, DAP, copa) se calculó el volumen de cada individuo adulto muestreado a manera de un cono truncado ($V= 1/3*\pi*h (R^2+r^2+R*r)$). Para todos los análisis estadísticos comparativos entre borde e interior se trabajó con la suma total de los individuos muestreados y semillas colectadas de todos los fragmentos.

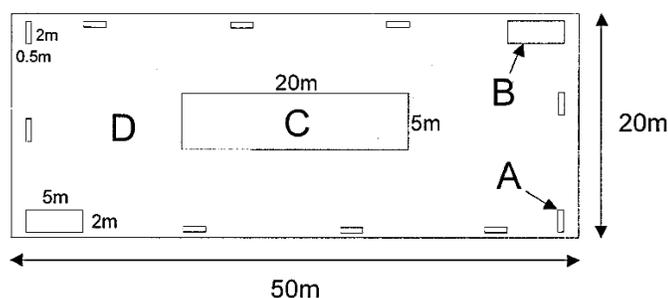


Figura 2. Diagrama del cuadrante Whittaker modificado y los sub-cuadrantes (Campbell *et al.*, 2002).

La disposición de las parcelas Whittaker modificadas en el borde y en el interior de cada fragmento se realizó forma aleatoria. Las parcelas ubicadas en el borde (buffer de 0-50 m hacia el interior de cada fragmento) se colocaron de forma perpendicular a este y a lo largo del perímetro de cada fragmento, en total se realizaron 41 parcelas (**Fig.3**). Una vez delimitada el área de borde, se procedió a ubicar las parcelas Whittaker en el interior de cada fragmento excluyendo el buffer de 50 m correspondiente al borde, realizando en total 15 parcelas. El límite interior del borde fue definido en base a que dentro de esta distancia se ha observado que los efectos de borde afectan de

forma significativa la densidad y el crecimiento de plántulas y árboles y la estructura de algunos bosques tropicales (Williams-Linera, 1990a, Chen *et al.*, 1992). El periodo de muestreo fue de mayo a septiembre del 2012.

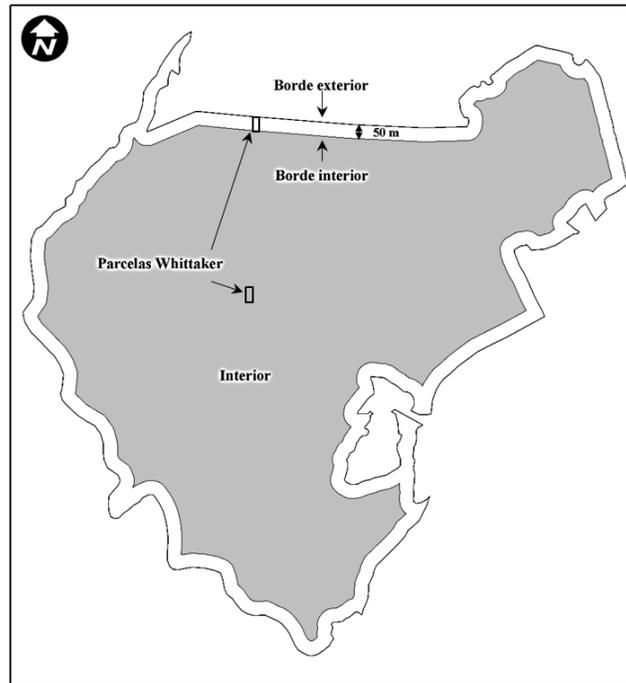


Figura 3. Delimitación del área de borde e interior y disposición de las parcelas Whittaker en cada fragmento.

Se realizó una prueba de t de Student para comparar el DAP, la altura y el volumen de los árboles entre borde e interior utilizando datos transformados con logaritmo base 10. Por otra parte, se utilizó un Modelo Lineal Generalizado (MLG) (Montgomery, 2001) con distribución del error tipo Poisson y función de ligamiento $\log(\mu)$ para el análisis estadístico de la densidad de individuos por área y un MLG con distribución del error tipo Binomial y función de ligamiento logit para el análisis entre sexos.

PRODUCCIÓN DE FRUTOS.—En total se muestrearon 45 árboles similares en tamaño (altura y DAP) de *Bursera fagaroides* para el borde y el interior de los fragmentos durante el periodo de fructificación del 2013 (marzo-abril). Se cuantificó la producción total de frutos de cada árbol en base a la siguiente escala 0 (sin frutos), 1 (1-25%), 2 (26-50%), 3 (51-75%) y 4 (76-

100%); en donde las clases de porcentajes se refieren a la proporción de frutos producidos por cada árbol seleccionado (Williams-Linera, 1997). El porcentaje de frutos producidos entre el borde e interior de los fragmentos se analizó estadísticamente a través de un MLG (Montgomery, 2001) con distribución binomial y función de ligamiento logit.

VIABILIDAD Y CAPACIDAD GERMINATIVA DE LAS SEMILLAS.—La colecta de semillas para *Bursera fagaroides* se realizó en el periodo abril-mayo del 2013 y para *Bursera palmeri* en enero-febrero del mismo año. Se determinó el porcentaje de semillas viables de al menos 5 árboles similares por especie provenientes del borde y 5 del interior de cada fragmento. Para la prueba de flotación en agua se seleccionaron 100 semillas al azar de cada especie por borde e interior de cada fragmento. La viabilidad también se estimó a partir de una prueba de cloruro de tetrazolio (CT) y en ambos casos se expresó como porcentaje. Del total de semillas colectadas se seleccionaron 30 semillas (sin daño aparente y a través del método de flotación en agua) para el borde e interior de cada fragmento. En esta prueba se expusieron las semillas escarificadas a una solución del 0.2% de CT durante 24 h (Henríquez, 2004). Las pruebas de viabilidad (tinción y flotación) se analizaron estadísticamente a través de un MLG (Montgomery, 2001) con distribución binomial y función de ligamiento logit.

Para evaluar la germinación, se colectaron semillas de al menos 5 árboles de un tamaño similar dentro del borde y del interior de cada fragmento. Se usaron únicamente semillas maduras sin daño aparente y seleccionadas por el método de flotación. El periodo de colecta fue entre marzo y abril del 2013. Las semillas, se desinfectaron (hipoclorito de sodio 30%, 5 min) y lavaron en agua destilada durante 5 min (Godínez-Álvarez *et al.*, 2008). Debido a la alta cantidad de semillas vacías, se utilizaron únicamente 2 repeticiones de 50 semillas para el borde y el interior de cada fragmento. Se usaron cajas Petri con algodón estéril y se revisaron diariamente durante dos semanas para contar el número de semillas germinadas, considerando la germinación a partir de la emergencia de la radícula. El experimento se realizó bajo condiciones de laboratorio. Para el análisis estadístico de la germinación se utilizó un MLG (Montgomery, 2001) con distribución binomial y función de ligamiento logit. Para todos los análisis se utilizó el software JMP® 8.0.

DESCRIPCIÓN DE LOS FRAGMENTOS.—Para registrar los efectos de la fragmentación del BTC sobre la estructura poblacional de *Bursera fagaroides* y *B. palmeri* se utilizaron ortofotos escala 1:10,000 (INEGI 2008) para la búsqueda y selección de los fragmentos. Se seleccionaron 9 fragmentos principalmente en base a la presencia de las especies y a su estado de conservación. Además, se realizaron recorridos de campo alrededor de cada fragmento para asegurar que su existencia y tamaño correspondiera con lo observado en las ortofotos. Se obtuvieron los siguientes datos: área de los fragmentos, matriz circundante, IAP y compactación del suelo.

Área total y matriz circundante

Para calcular el área total de cada fragmento y de cada matriz circundante se utilizó el software ESRI® ArcMap™ 10.0 trabajando a escala 1:10,000. Para el estudio descriptivo del tipo de matriz circundante se realizó un buffer de 500 m hacia el exterior de cada fragmento. Esta distancia se tomó como referencia de los estudios realizados por Charbonneau y Fahrig (2004) y Houlahan *et al.* (2006) en los que se ha demostrado una fuerte correlación de la riqueza de especies de plantas y el contexto del paisaje entre los 200 y 500 m. Además, se ha reportado que los distintos tipos de matriz (p.ej. pastizal, agricultura, urbanización, etc.) pueden actuar de diferentes formas alterando la viabilidad de una población y la estructura de una comunidad (Jules y Shahani, 2003).

Índice de Área de Plantas (IAP)

El índice de área foliar (LAI; m² de área foliar total/ m² de área de suelo) (de Wasseige *et al.*, 2003) es un parámetro biofísico importante que ayuda a describir las condiciones de los bosques (Nackaerts *et al.*, 2000). Sin embargo, debido a que el analizador del dosel de plantas LAI 2000 (PCA, LI-COR®, Lincoln, NE, USA.) es incapaz de discriminar el efecto causado por los troncos y ramas del causado exclusivamente por el follaje (Cutini *et al.*, 1998), se utilizó el índice de área de plantas (IAP) que incluye la medición de hojas, así como de ramas. (Asner *et al.*, 2003, de Wasseige *et al.*, 2003). Las mediciones del IAP en cada fragmento se realizaron temprano por la mañana o en las últimas horas del atardecer durante la temporada húmeda de octubre-noviembre del 2012, en días con cielos despejados. En todos los casos se midió a 1 m de altura y se utilizó el suplemento de 90° (cubre 25% del lente) con el fin ocultar al operador de la vista del sensor y debido al patrón de huecos en el dosel. Como control se realizaron mediciones “fuera” del dosel utilizando otro equipo LAI 2000 colocado en un sitio abierto para medir automáticamente la

radiación incidente cada 30 segundos. Se realizaron 3 mediciones dentro de cada una de las parcelas Whittaker y entre cada medición hubo un intervalo de 10 m, partiendo del centro de uno de los lados de 20 m de la parcela. Cada medición fue el promedio de 3 lecturas bajo el dosel. Se realizó una prueba de t de Student para comparar el IAP entre borde e interior de todos los fragmentos.

Compactación del suelo y porcentaje de pendiente

Para medir la compactación del suelo se realizaron un total de 342 muestras, 246 en el borde y 96 al interior de los fragmentos. Se utilizaron núcleos cilíndricos de metal con un volumen promedio de 124.35 cm³ y se realizaron 6 muestreos sistemáticos dentro de cada parcela Whittaker (**Fig.4**). Para obtener la densidad aparente, las muestras de suelo se pesaron antes de ser secadas a 105°C durante 24 h, una vez secas se pesaron de nuevo restando el peso del cilindro y del papel aluminio envolvente. Posteriormente se realizó un análisis de textura de cada muestra (Siebe *et al.*, 1996). La densidad aparente fue clasificada de acuerdo a los rangos por textura sugeridos por el diagnóstico diferencial integrado de los suelos de México. El porcentaje de pendiente se calculó dentro de cada parcela Whittaker con un clinómetro.

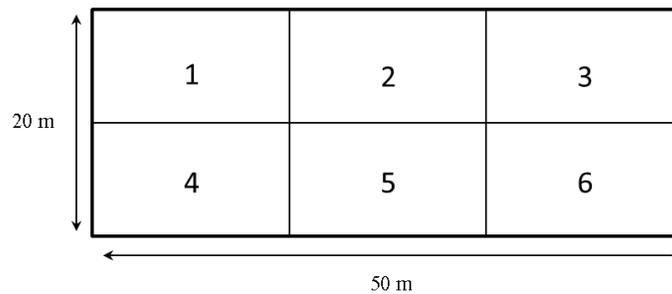


Figura 4. Muestreo sistemático de la compactación del suelo dentro de cada parcela Whittaker.

RESULTADOS

ESTRUCTURA POBLACIONAL.—En el borde la estructura poblacional de *B. fagaroides* se caracterizó por presentar una mayor densidad de individuos en todas las categorías de tamaño (167.9), mientras que en el interior la densidad no rebasó los 20 individuos en cada categoría (**Fig.5**). En general, se observaron diferencias significativas entre el borde y el interior ($\chi^2= 26.96$, DF= 1, P <0.0001) de los fragmentos. Entre categorías no se encontraron diferencias significativas

($\chi^2 = 2.03$, DF= 2, P >0.05) para esta especie. La estructura poblacional de la especie *B. palmeri* presentó por una escasa densidad de individuos de la categoría juvenil 1, sin diferencias significativas entre el borde y el interior. Así como, una mayor densidad de individuos en el borde de la categoría juvenil 2 en comparación con la misma categoría del interior, observándose diferencias significativas ($\chi^2 = 3.92$, DF= 1, P <0.05). Entre categorías presentes en el borde se observaron diferencias significativas ($\chi^2 = 7.9$, DF= 1, P <0.05) solamente entre juvenil 1 con respecto a las otras dos (**Fig.5**).

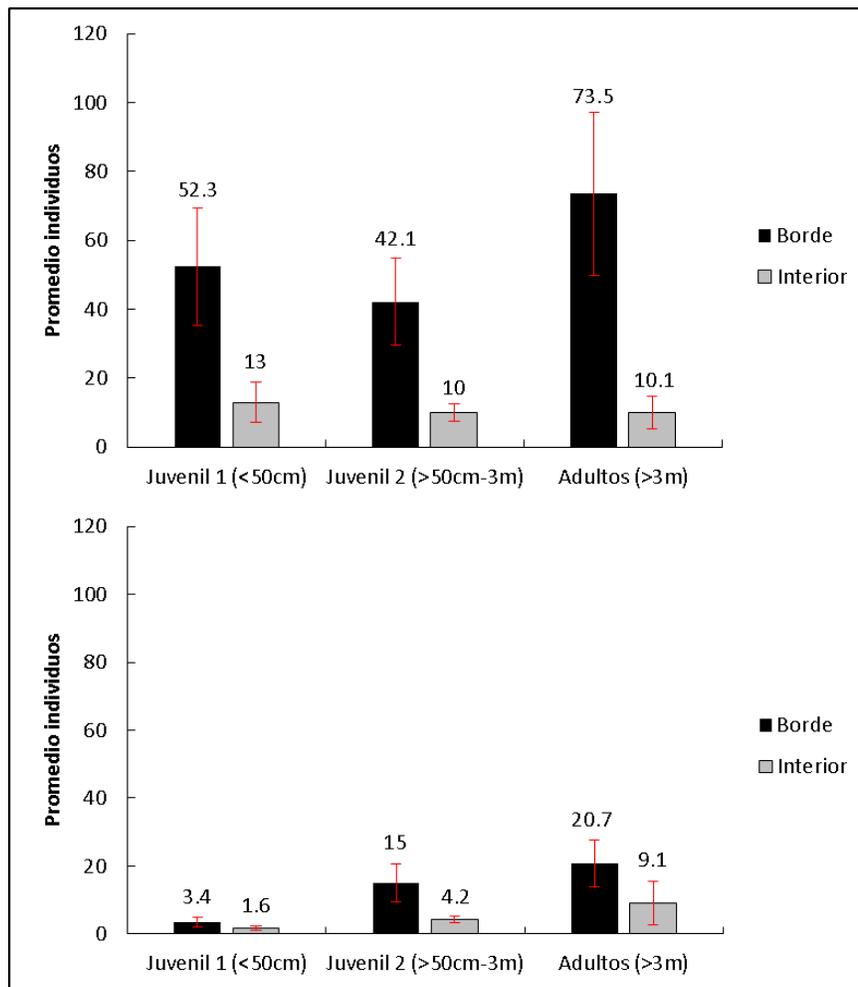


Figura 5. Densidad de individuos de a) *Bursera fagaroides* y b) *B. palmeri* por categoría y condición de borde e interior en los fragmentos estudiados.

Por otra parte, se observaron diferencias significativas al comparar el volumen (DAP, altura y copa) de árboles reproductivos de *B. fagaroides* y *B. palmeri* ($t= 2.33$, $DF= 203$, $P <0.05$; $t= 1.89$, $DF= 104$, $P <0.05$ respectivamente) entre el borde y el interior de los fragmentos. En ambas especies los individuos de mayor tamaño se encontraron en el interior de los fragmentos (**Fig.6**). Entre especies, *B. fagaroides* presentó árboles de mayor volumen tanto en borde como en interior. Se descartó la posibilidad de comparar el volumen entre fragmentos debido a la falta de datos en algunos de ellos.

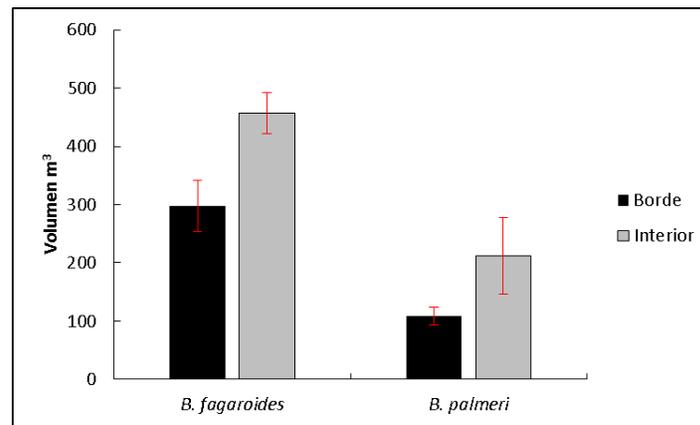


Figura 6. Comparación del volumen de árboles reproductivos entre el borde y el interior para ambas especies.

Se encontraron diferencias significativas entre sexos para *B. fagaroides* ($\chi^2= 28.78$, $DF= 1$, $P <0.0001$) en el borde y en el interior ($\chi^2= 11.34$, $DF= 1$, $P <0.0008$) (**Fig.7a**). Se obtuvo una mayor cantidad de árboles masculinos, con una proporción 3:1 en el borde y 1.5:1 en el interior para *B. fagaroides*. *B. palmeri* también mostró diferencias significativas en el borde ($\chi^2= 4.65$, $DF= 1$, $P <0.05$) y en el interior ($\chi^2= 4.25$, $DF= 1$, $P <0.05$) entre sexos (**Fig.7b**). De igual forma, se registró un mayor número de individuos masculinos, con una proporción 1.6:1 tanto en borde como en interior.

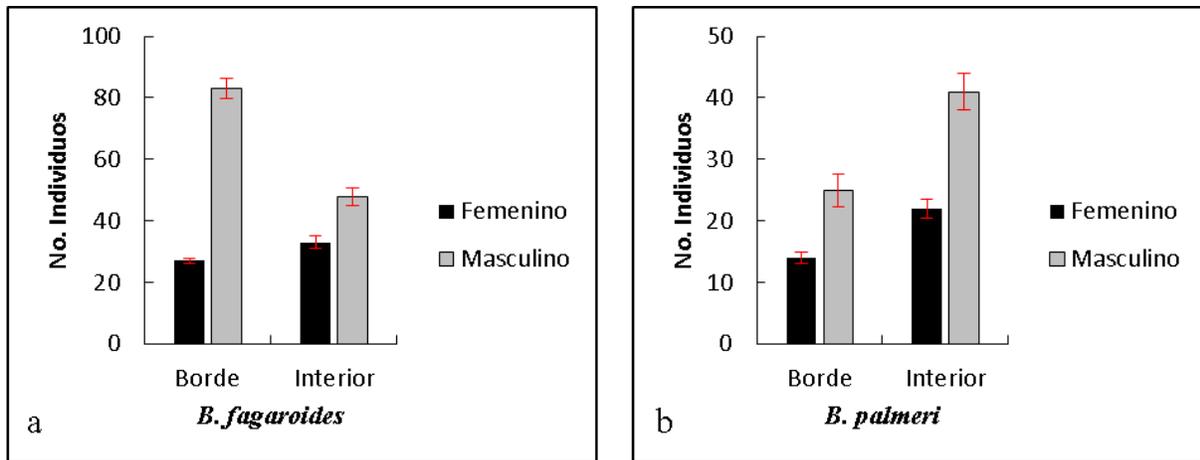


Figura 7. Proporción de sexos en el borde y en el interior de los fragmentos para ambas especies.

PRODUCCIÓN DE FRUTOS.—La producción de semillas en ambas especies fue similar durante el periodo de muestreo, es decir, en todos los casos el porcentaje de semillas producidas por árbol estuvo en la clase 4 (75-100%). Sin embargo, no se registraron diferencias significativas en la producción de semillas entre el borde y el interior ($\chi^2= 0.0047$, DF= 1, P= 0.945).

VIABILIDAD Y CAPACIDAD GERMINATIVA DE LAS SEMILLAS.—En la prueba de flotación en agua no se encontraron diferencias significativas entre semillas llenas y vacías del borde para *B. fagaroides* ($\chi^2= 0.21$, DF= 1, P= 0.182) (**Fig.8a**) y *B. palmeri* ($\chi^2= 1.37$, DF= 1, P= 0.093) (**Fig.8b**). Sin embargo, en el interior si se observaron diferencias significativas para ambas especies ($\chi^2= 5.39$, DF= 1, P <0.05; $\chi^2= 4.5$, DF= 1, P <0.05 respectivamente), registrándose un mayor número de semillas vacías.

En las pruebas de viabilidad con CT las semillas de *B. fagaroides* colectadas en el interior no presentaron un mayor porcentaje de tinción en comparación con las del borde ($\chi^2= 0.004$, DF= 1, P= 0.729). No se observó un patrón claro de tinción en relación al tamaño de los fragmentos. Se descartaron las pruebas de viabilidad con CT para *B. palmeri* debido a la falta de semillas disponibles durante la temporada. Por otro lado, no se observaron diferencias significativas en los porcentajes de germinación entre borde e interior para *B. fagaroides* ($\chi^2= 1.47$; DF= 1; P= 0.209). Asimismo, no se observó un patrón de germinación en relación al tamaño de los fragmentos. Se descartaron las pruebas de germinación para *B. palmeri* debido a la falta de semillas disponibles en

la mayoría de los fragmentos. La germinación de las semillas de *B. fagaroides* provenientes del borde e interior de cada fragmento comenzó entre el día 3 y el día 5 en la mayoría de los sitios. El tiempo en el que la mitad de las semillas germinó (L_{50}) fue similar entre el borde y el interior de cada fragmento, ocurriendo entre el día 7 y el día 9. De esta forma, no se observó una tendencia en la velocidad de germinación entre fragmentos.

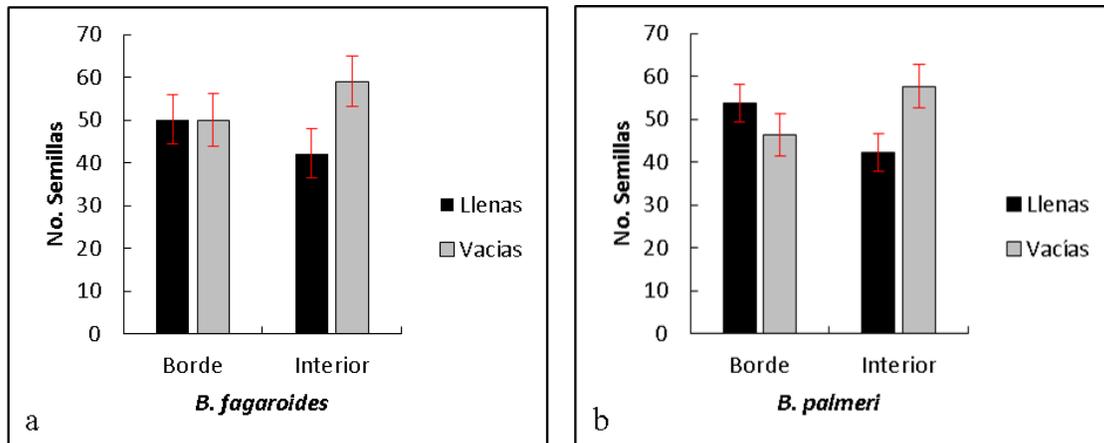


Figura 8. Porcentaje de semillas llenas y vacías en el borde e interior de los fragmentos para ambas especies.

DESCRIPCIÓN DE LOS FRAGMENTOS.—El estrato arbóreo en la mayoría de los fragmentos está dominado por especies como *Bursera fagaroides*, *Ipomoea murucoides*, *Lysiloma microphylla*, *Myrtillocactus geometrizans* y *Senna polyantha*. En menor abundancia se encuentran *Albizia occidentalis*, *Bursera palmeri*, *Celtis caudata*, *Ceiba aesculifolia*, *Erythrina coralloides*, *Prosopis leavigata*. Sin embargo, se observó que en los 3 fragmentos en el extremo norte del área de estudio *Bursera galeottiana* y *Eysenhardtia polystachya* también forman parte de las especies dominantes. *Lysiloma microphylla* es una de las especies arbóreas con mayor abundancia en todos los fragmentos estudiados, lo cual, probablemente sea un indicador de que estos bosques no representan la vegetación primaria original. Asimismo, la presencia de *Acacia farnesiana*, *A. pennatula*, *Karwinskia humboldtiana* y *Mimosa biuncifera* en los bordes de los fragmentos indican un estado sucesional temprano debido al desmonte y posterior abandono (Zamudio *et al.*, 1992). En ningún fragmento se observó rastro considerable de extracción de leña o árboles para mampostería. El estrato arbustivo se encuentra muy perturbado debido a la ganadería de temporal

(ovina, bovina y equina) y está compuesto por especies como *Acacia farnesiana*, *Celtis pallida*, *Forestiera phillyreoides* y *Karwinskia humboldtiana* principalmente. El tipo de matriz circundante más abundante fue la agricultura de temporal (28.8%) y los potreros (27.2%), las carreteras y las zonas rurales fueron de los tipos de matriz menos abundante (**Apéndice 1**).

Los resultados obtenidos del IAP de cada fragmento muestran valores en el borde entre 0.16 y 3.84 con un valor medio de 1.76 (± 0.07). Mientras que en el interior los valores oscilaron entre 0.98 y 3.34 con un valor medio de 1.59 (± 0.13) (**Cuadro 1**). De forma general, no se encontraron diferencias significativas entre el IAP del borde y del interior ($t= 0.927$, $DF= 14$, $P= 0.369$).

Cuadro 1. Valores promedio del IAP por cada uno de los fragmentos de estudio. Donde B= borde, I= interior.

Sitio	Área	Condición	IAP (m^2/m^2)
Nabo 2	7.68	B	2.2 ± 0.19
		I	2.83 ± 0.12
Apaseo 1	7.72	B	1.75 ± 0.14
		I	2 ± 0.14
Apaseo 2	9.39	B	1.75 ± 0.22
		I	1.73 ± 0.3
Tlacote 1	11.43	B	0.86 ± 0.44
		I	1.32 ± 0.15
Mompaní	26.93	B	2.36 ± 0.17
		I	2.82 ± 0.31
Juriquilla	44.19	B	2.1 ± 0.13
		I	1.73 ± 0.26
Huertas	104.08	B	1.5 ± 0.11
		I	1.82 ± 0.14
Nabo 1	249.59	B	1.75 ± 0.15
		I	1.89 ± 0.14

Los valores de densidad aparente, de acuerdo al rango por textura sugerido por el diagnóstico diferencial integrado de los suelos de México (**Cuadro 2**), se clasificaron como muy bajos e indican que no existe compactación en los fragmentos estudiados (**Cuadro 3**).

Cuadro 2. Clasificación por rangos de textura del diagnóstico diferencial integrado de los suelos de México. Tomado de Córdoba-Athanasiadis (2010).

Compactación	Densidad aparente (g/cm ³)		
	Arcilla	Limo	Arena
Muy Baja	<0.80	<1	<1.20
Baja	0.80-0.90	1.0-1.10	1.20-1.30
Moderada	0.91-1.20	1.11-1.30	1.31-1.50
Moderadamente alta	1.21-1.30	1.31-1.40	1.51-1.60
Alta	1.31-1.40	1.41-1.50	1.61-1.70
Muy Alta	>1.40	>1.50	>1.70

Cuadro 3. Valores de porcentaje de pendiente, densidad aparente y compactación por tipo de textura en cada fragmento.

Sitio	Condición*	Pendiente (%)	Textura**	DA*** (g/cm ³)	Compactación
Nabo 2	B	11.5 ± 0.75	CRA	0.52 ± 0.16	Muy Baja
	I	6 ± 0.0	CR	0.5 ± 0.16	Muy Baja
Apaseo 1	B	16 ± 0.0	CRL	0.61 ± 0.12	Muy Baja
	I	12 ± 0.0	CRL	0.6 ± 0.14	Muy Baja
Apaseo 2	B	13 ± 0.0	CRL	0.61 ± 0.14	Muy Baja
	I	13 ± 0.0	CRL	0.93 ± 0.2	Muy Baja
Tlacote 1	B	7.5 ± 0.18	CRL, CLf	0.55 ± 0.09	Muy Baja
	I	6 ± 0.0	CR	0.62 ± 0.16	Muy Baja
Tlacote 2	B	5 ± 0.0	CLf	0.69 ± 0.09	Muy Baja
	I	4 ± 0.0	CLf	0.72 ± 0.19	Muy Baja
Mompaní	B	23.7 ± .23	CR, RA	0.89 ± 0.1	Muy Baja
	I	15 ± 0.0	CRL	0.82 ± 0.04	Muy Baja
Juriquilla	B	9.6 ± 0.09	CRL, RA, CR	0.156 ± 0.61	Muy Baja
	I	13 ± 0.0	CR	0.43 ± 0.05	Muy Baja
Huertas	B	15.1 ± 0.6	CRL, RA, CLg, CLf, CR	0.79 ± 0.04	Muy Baja
	I	6.3 ± 0.23	CRA, CRL	0.69 ± 0.09	Muy Baja
Nabo 1	B	6.8 ± 0.13	RA, CRA, CR, CRL	0.36 ± 0.33	Muy Baja
	I	13.5 ± 0.32	CRA, CRL, CR	0.66 ± 0.06	Muy Baja

*Condición: B= borde; I= interior.

**CRL: Franco-arcillo-limosa; RA: Arcillo arenosa; CR: Franco arcillosa; CLg: Franco limosa gruesa; CRA: Franco arcillo arenosa; CLf: Franco limosa fina (Siebe *et al.*, 1996).

***DA: densidad aparente.

DISCUSIÓN

ESTRUCTURA POBLACIONAL.—El tipo de borde presente en los fragmentos de estudio corresponde en su mayoría a bordes inmaduros rodeados generalmente por una matriz de tipo agrícola. En estos bordes es característico encontrar árboles de *B. fagaroides* y *B. palmeri* con un DAP menor a 10 cm y muy pocos árboles con un diámetro mayor. En contraste, en el interior de la mayoría de los fragmentos estudiados es posible encontrar árboles con un DAP, altura y copa mayores que en el borde. Esta tendencia sugiere la probable existencia de un efecto de borde para ambas especies. No obstante, existen diversos factores de confusión que podrían oscurecer o incrementar la detección de los efectos de la fragmentación (Ewers y Didham, 2006) sobre las especies estudiadas.

Un aspecto importante son los rasgos o características ecológicas de cada especie, los cuales, podrían determinar la susceptibilidad de éstas a tales efectos. Henle *et al.* (2004) proporcionan una lista de seis rasgos con suficiente soporte empírico para ser considerados como predictores de la sensibilidad de las especies a los efectos de la fragmentación: tamaño poblacional, variabilidad poblacional, habilidad para competir y sensibilidad al disturbio, grado de especialización al hábitat, rareza y localización biogeográfica. Algunos de estos rasgos pueden interactuar con la heterogeneidad ambiental, lo cual, puede determinar que una especie sea vulnerable en un ambiente pero no en otro distinto.

La plasticidad fenotípica, definida como la capacidad que un genotipo tiene para formar diferentes fenotipos en respuesta a la variación ambiental (Fordyce, 2006; Garland y Kelly, 2006) podría ser una explicación a las diferencias de tamaño y volumen para *B. fagaroides* y *B. palmeri* encontradas entre el borde e interior de los fragmentos. Otro acontecimiento que apoya este hecho es que *B. fagaroides* modifica su fenotipo en algunos matorrales xerófilos del estado de Querétaro hasta alcanzar la apariencia de arbusto pequeño (<3m) (observación personal). En otros estudios se ha demostrado que las condiciones ambientales afectan la historia de vida de los individuos de *B. fagaroides* dependiendo de la fase de desarrollo del individuo (semilla, plántula o adulto) (Ortiz-Pulido y Rico-Gray, 2006).

La orientación de cada sitio de muestreo y el grado de pendiente no fueron factores que afectaran el tamaño de los árboles de ambas especies como se ha reportado en otros trabajos. En *B. fagaroides* var. *purpusii* las distintas condiciones ambientales, causadas por la orientación de la pendiente afectaron la expresión sexual y la distribución de tamaños (Ortiz-Pulido y Pavón 2010). En el caso de *B. palmeri* se desconocen varios aspectos sobre su biología y se desconoce también si en las zonas de matorral xerófilo en donde habita presenta un crecimiento similar al de *B. fagaroides*. Con los resultados obtenidos es posible inferir que *B. fagaroides* y *B. palmeri* reducen su tamaño cuando las condiciones ambientales se tornan más extremas que en el interior de un fragmento de BTC. En este caso, la proximidad a la matriz circundante, ambientalmente distinta, afectó el tamaño de los árboles.

Por otra parte, en este trabajo la proporción de sexos estuvo sesgada hacia el sexo masculino, tanto en el borde como en el interior. Se obtuvo una proporción 1.5:1 en el interior para *B. fagaroides*, sin embargo esta proporción se incrementó a 3:1 en el borde, sugiriendo que las condiciones ambientales son menos favorables para el establecimiento de árboles femeninos. Resultados similares encontraron Ortiz-Pulido y Pavón (2010) al registrar una mayor proporción de árboles masculinos en la pendiente orientada hacia el este, sitio en donde las condiciones ambientales son más desfavorables para el sexo femenino. Además, en la pendiente del lado oeste los árboles femeninos fueron más altos debido a una menor temperatura del aire y del suelo y una menor radiación solar en la temporada seca. Probablemente esta desviación en la proporción de sexos se deba también a las necesidades energéticas de cada sexo (Obeso *et al.*, 1998). En especies dioicas, el sexo femenino designa más recursos a la reproducción que a otras funciones; resultando en árboles más pequeños y de menor duración (Obeso *et al.*, 1998; Pavón y de Luna, 2008).

Asimismo, los distintos efectos abióticos resultaron en efectos biológicos directos (Murcia, 1995), relacionados, en este caso, con la densidad y estructura poblacional de *B. fagaroides* y *B. palmeri*. En el área de estudio se observó que al menos los individuos adultos de ambas especies no presentan problemas de abundancia y, esto también parece ser cierto para los estadios más tempranos de *B. fagaroides*. En el borde se registró una mayor cantidad de individuos juveniles y adultos de *B. fagaroides*, resultado que concuerda con lo reportado por Ortiz-Pulido y Rico-Gray (2006). Los autores mencionan una mayor germinación y crecimiento de adultos en sitios con

sombra moderada que en zonas relativamente abiertas y zonas sin sombra de un BTC en la costa del golfo de México. Otros autores reportan que *B. fagaroides* var. *purpusii* tiene una alta mortalidad cuando sus individuos son sombreados por el dosel de otros árboles (Ortiz-Pulido y Pavón, 2010). Por el contrario únicamente la categoría juvenil 2 (>50cm-3m) de *B. palmeri* obtuvo más individuos en el borde que en el interior, lo cual no nos proporciona un patrón claro de preferencia de microhábitat como en *B. fagaroides*. Debido a la falta de información sobre la biología sobre esta especie no es posible asegurar con certeza que factores, físicos o biológicos, son los que están influyendo negativamente sobre este proceso.

El IAP promedio en el borde ($1.76 \pm 0.07 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$) y en el interior ($1.59 \pm 0.13 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$) es un parámetro que indica la fisonomía del BTC presente en los fragmentos de estudio. Los valores indican que el dosel presenta una baja densidad y una estructura en monocapa. Aunque se ha observado que en algunos casos el analizador de dosel de plantas LAI 2000 subestima el valor real del LAI (p.ej. bosques de coníferas, agrupamiento de hojas en doseles densos) (Herbert y Fownes, 1997; Radtke y Bolstad, 2001), en este estudio el valor real del LAI estaría sobreestimado debido a la contribución de troncos y ramas del dosel. Sin embargo en otros estudios la contribución del índice de área leñosa al valor real del LAI (estimado a través del LAI 2000) fue pequeña (0.66 ± 0.19) y en términos generales no afectó los resultados (Cutini *et al.*, 1998). Sin embargo, aun considerando esta sobreestimación, el valor real del LAI del BTC en la región de “El Bajío” se encuentra muy por debajo del promedio de otros bosques tropicales caducifolios similares.

A nivel mundial Asner *et al.* (2003) reportan un LAI promedio de $3.9 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ (± 2.5), con valores mínimos de 0.6 y máximos de 8.9, para bosques tropicales deciduos de hoja ancha. Particularmente, Ogawa *et al.* (1961) reportan un LAI más alto para un bosque seco de monzón en Ping Kong, Tailandia ($6.6 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$). Murphy y Lugo (1986) obtuvieron el LAI estacional de un bosque tropical deciduo en Guánica, Puerto Rico, con un valor máximo de $4.3 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ durante el periodo húmedo (Julio 1981) y un valor mínimo de $2.1 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ durante el periodo de sequía (Marzo 1982). Aunque en la región de Guánica sólo el 26% de las especies son completamente deciduas, lo que explica por qué el valor mínimo del LAI nunca es menor de $2 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$. Por otra parte, Maass *et al.* (1995) reportan un LAI máximo de $4.9 \pm 0.4 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ (1991) para un bosque tropical deciduo en Chamela, Jalisco, México. La precipitación en todos estos sitios podría explicar, en parte, los valores superiores del LAI (Ping Kong precipitación media anual 1300 mm, Guánica 860 mm y

Chamela 707 mm) en comparación con la zona de estudio en “El Bajío” (555 mm). Sin embargo, algunos factores como la producción de follaje año con año, edad del bosque y la historia de uso podrían estar influyendo en estos resultados.

Por otro lado, el grado de compactación del suelo y el IAP fueron parámetros determinados en este estudio debido a la influencia de la sombra del dosel del bosque en el reclutamiento y posterior establecimiento de las plántulas (Williams-Linera, 1990b; Ortiz-Pulido y Pavón, 2010) y, para tratar de comprender la implicaciones del uso actual del suelo sobre la dinámica poblacional de ambas especies. La ausencia de diferencias significativas en los valores del IAP y los de la densidad aparente en el borde y en el interior nos indican que el dosel y el grado de compactación en los fragmentos no están influyendo sobre la densidad de individuos, el tamaño de los árboles y el establecimiento de juveniles de *Bursera fagaroides* y *Bursera palmeri*.

El papel de los dispersores de semillas es otro factor importante a tomar en cuenta. Se ha demostrado que la fragmentación de los bosques afecta a las plantas leñosas dependiendo de su modo de dispersión o estado sucesional (Kolb y Diekman, 2005). *B. fagaroides* es un árbol que dispersa sus semillas a través de aves (García y Ortiz-Pulido, 2004) y que a su vez éstas influyen sobre la germinación y el sitio de deposición de las semillas (Ortiz-Pulido y Rico-Gray, 2006). Probablemente la conducta forrajera de las aves dispersoras de *B. fagaroides* en la zona de estudio estén favoreciendo el establecimiento de sus plántulas en los bordes de los fragmentos.

Por último, el uso local de las especies, la historia de uso de cada fragmento y su matriz circundante son otros factores que podrían oscurecer los efectos de la fragmentación sobre estas especies. Durante el periodo de muestreo no se observaron rastros de árboles podados o derribados recientemente o años atrás. Tampoco se observaron rastros de incendios que hayan podido afectar el tamaño y/o la densidad de individuos. Sin embargo, se observó la práctica de ganadería de temporal en todos los fragmentos, lo cual, podría haber afectado los resultados obtenidos en cuanto al establecimiento de individuos de ambas especies. El BTC del municipio de Querétaro ha sido fragmentado, reducido y transformado de forma creciente, principalmente por actividades agropecuarias y el crecimiento urbano. A pesar de esta condición, en la región de “El Bajío” estas

especies aun cuentan con suficientes individuos en los fragmentos de estudio, los cuales, serían de gran importancia para su regeneración y restauración.

PRODUCCIÓN DE FRUTOS.—En la zona de estudio *B. fagaroides* y *B. palmeri* comienzan la producción de frutos en los meses de abril y mayo y, cada fruto contiene una sola semilla. Sus frutos pueden permanecer en el árbol entre 8 y 10 meses y, en el caso de *B. fagaroides* es posible que se traslapen con la siguiente temporada de floración (observación personal). Los resultados obtenidos sugieren que la fragmentación del bosque no afecta la producción total de frutos en ambas especies. Similarmente, en otros árboles tropicales como *Pachira quinta* y *Samanea saman* los efectos de la fragmentación no afectaron la producción total de frutos y semillas por árbol (Cascante *et al.*, 2002; Fuchs *et al.*, 2003). Por el contrario, en otro estudio se reportó que *B. fagaroides* produce mayor cantidad de frutos en sitios donde las condiciones ambientales son menos favorables (Ortiz-Pulido y Rico-Gray, 2006). Se ha mencionado que las condiciones ambientales tienen poco o nulo efecto sobre la producción de frutos, y se ha considerado como un efecto de la plasticidad de los individuos para asignar recursos primero a la reproducción (Caldwell y Percy, 1994).

VIABILIDAD Y CAPACIDAD GERMINATIVA DE LAS SEMILLAS.—Aunque las pruebas de tinción realizadas para *B. fagaroides* muestran resultados similares entre borde e interior, en ambas especies se encontró una mayor cantidad de semillas vacías en el interior, mientras que en el borde la cantidad de semillas vacías y llenas fue muy similar. En el árbol tropical *Samanea saman* el número de semillas abortadas fue similar entre las condiciones de bosque continuo y árboles aislados (Cascante *et al.*, 2002). Probablemente los resultados pueden estar influenciados por la paternidad de las semillas de *B. fagaroides* y *B. palmeri* y/o el tiempo exacto de colecta, aunque ésta se realizó a final del periodo de maduración (marzo-abril). En vista de los resultados obtenidos, la diferencia de semillas llenas y vacías en el interior queda por determinarse.

La germinación de *B. fagaroides* no mostró diferencias entre el borde y el interior, lo que sugiere que no existe un efecto de micrositio. En las pruebas de germinación con *B. fagaroides* se obtuvieron resultados contrastantes con otros estudios. *B. fagaroides* presentó porcentajes de germinación por encima del 80% bajo condiciones de laboratorio utilizándose únicamente semillas llenas y sin aplicación de tratamientos pre-germinativos. Bonfil-Sanders *et al.* (2008) reportan nula

germinación de esta especie bajo distintos tratamientos pre-germinativos y de desinfección. Muy probablemente los resultados obtenidos por estos autores se deban a que el tiempo de colecta no fue el más propicio. Por otro lado, Moguel (2008) reporta un aumento significativo en la viabilidad de semillas colectadas en el periodo marzo-abril con respecto a las colectadas entre julio y noviembre. De la misma forma, reporta un mayor porcentaje de germinación en semillas colectadas entre marzo y abril y tratadas con ácido sulfúrico por 25 minutos, aunque con resultados por debajo del 80% de germinación. Esto sugiere, una vez más, que el tiempo de colecta y/o la paternidad de las semillas son factores clave que podrían estar afectando los resultados obtenidos en este y otros estudios.

CONCLUSIONES

- *B. fagaroides* tiene un mayor establecimiento y abundancia de individuos en el borde y prefiere sitios con sombra moderada.
- Los datos sobre el volumen (DAP, altura y copa) de árboles adultos reproductivos de *B. fagaroides* y *B. palmeri* indican la presencia de árboles más grandes en el interior de los fragmentos, lo que sugiere un posible efecto de borde.
- Existe una mayor dominancia de árboles masculinos de ambas especies tanto en borde como en interior.
- Los datos sobre producción de semillas, viabilidad y germinación de las semillas sugieren que no existe un efecto claro de la fragmentación sobre el éxito reproductivo de ambas especies.
- Los resultados del IAP sugieren que los fragmentos presentan un dosel abierto y de baja densidad tanto en el borde como en el interior, descartando su influencia sobre la estructura poblacional de ambas especies.
- El principal uso actual de los fragmentos (ganadería de temporal) no afectó la compactación del suelo, aunque falta por determinarse el efecto del ganado y procesos de herbivoría sobre el reclutamiento y establecimiento de ambas especies.

RECOMENDACIONES

Es necesario estudiar todas las fases del éxito reproductivo de ambas especies (p.ej. tipo y eficiencia de la polinización, depredación de semillas, vigor de la progenie, etc.). Se recomiendan estudios a largo plazo y bajo condiciones más controladas (p.ej. exclusión del ganado) sobre las etapas sucesionales (p.ej. reclutamiento y establecimiento de plántulas) y la dispersión de semillas

de ambas especies para entender mejor su dinámica poblacional en el área de estudio. Además, se requiere más información espacio/temporal acerca del paisaje estudiado (p.ej. la edad de los bordes y formación de los fragmentos y la historia de uso de cada uno con mayor detalle). Se recomienda ampliamente el uso de *B. fagaroides* y *B. palmeri* en futuros proyectos de restauración y/o reforestación, al menos para la región de “El Bajío”.

LITERATURA CITADA

- Alencar, A.A., L.A. Solórzano y D. Nepstad. 2004. Modeling forest understory fires in an eastern Amazonian landscape. *Ecological Applications* 14, 139–149.
- Asner, G.P, J.M.O. Scurloc y J.A. Hicke. 2003. Global synthesis of leaf area index observations: implications for ecological and remote sensing studies. *Global Ecology & Biogeography* 12: 191–205.
- Baldi, G., J.P. Guerschman, J.M. Paruelo. 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture Ecosystems & Environment* 116, 197–208.
- Barlow, J., C.A. Peres, L.M.P. Henriques, P.C. Stouffer y J.M. Wunderle. 2006. The responses of understorey birds to forest fragmentation, logging and wildfires: An Amazonian synthesis. *Biological Conservation* 128, 182–192.
- Bawa, K.S. 1990. Plant-pollinator interaction in tropical rain forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21:399–422.
- Benítez-Malvido, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12: 380-389.
- Bennett, A.F. 2003. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation, 2nd edn. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Bonfil-Sanders, C., I. Cajero-Lázaro y R.Y. Evans. 2008. Germinación de semillas de seis especies de *Bursera* del centro de México. *Agrociencia* 42(7): 827-834.
- Broadbent E.N., G.P. Asner, M. Keller, D.E. Knapp, P.J.C. Oliveira y J.N. Silva. 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation* 141: 1745-1757.
- Burkey, T.V. 1995. Extinction rates in archipelagos: implications for populations in fragmented habitats. *Conservation Biology* 9: 527–541.

- Caldwell, M.M., y R.M. Pearcy. 1994. Exploitation of environmental heterogeneity by plants. Academic Press, New York.
- Campbell P., J. Comiskey, A. Alonso, F. Dallmeier, P. Nuñez, H. Beltran, S. Baldeon, W. Nauray, R. de la Colina, L. Acurio y S. Udvardy. 2002. Modified Whittaker plots as an assessment and monitoring tool for vegetation in a lowland tropical rainforest. *Environmental Monitoring and Assessment* 76: 19-41.
- Carvalho, F.M.V., P. De Marco Júnior, L.G. Ferreira. 2009. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation* 142: 1392–1403.
- Carabelli F.A., I.A. Orellanaa, M.M. Jaramillo y M.F. Gómez. 2006. Modification of the flora composition in edges of fragmented *Austrocedrus chilensis* forests in Patagonia. *Investigación agraria: sistemas y recursos forestales* 15(1): 42-49.
- Cascante A., M. Quesada, J.J. Lobo y E.A. Fuchs. 2002. Effects of dry tropical forest fragmentation on the reproductive success and genetic structure of the tree *Samanea saman*. *Conservation Biology*, 16(1): 137-147.
- Cayuela L., C. Murcia, A.A. Hawk, J. Fernández-Vega y F. Oviedo-Brenes. 2009. Tree responses to edge effects and canopy openness in a tropical montane forest fragment in southern Costa Rica. *Tropical Conservation Science* 2(4): 425-436.
- Ceballos G. y A. García. 1995. Conserving neotropical biodiversity: the role of dry forests in western Mexico. *Conservation Biology* 9: 1349-1356.
- Ceballos, G., C. Cantú y J. Bezaury. 2010. Áreas de conservación de las regiones prioritarias de las selvas secas. Pp. 349–368, en: *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del oeste de México* (G. Ceballos, A. García, L. Martínez, E. Espinosa, J. Bezaury y R. Dirzo, eds). CONABIO-UNAM, México D. F.
- Charbonneau N.C. y L. Fahrig. 2004. Influence of canopy cover and landscape structure on proportion of alien plant species in forest sites. *Ecoscience* 11:278-281.
- Chen J., J.F. Franklin, A. Thomas. 1992. Spies Vegetation Responses to Edge Environments in Old-Growth Douglas-Fir Forests. *Ecological Applications* 2 (4) 387-396.
- Cochrane, M.A. y W.F. Laurance. 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology* 18, 311–325.

- Córdoba-Athanasiadis, M. 2010. Priorización de áreas para recuperar la función hidrológica de la subcuenca Tábula-Picachos, Guanajuato. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Querétaro. Qro. México.
- Cramer, J.M., R.C.G. Mesquita y G.B. Williamson. 2007. Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees. *Biological Conservation* 137, 415–423.
- Cunningham, S.A. 2000. Effects of habitat fragmentation on the reproductive ecology of four plant species in Mallee Woodland. *Conservation Biology* 14:758–768.
- Cushman, S.A., 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on Amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation* 128, 231–240.
- Cutini, A., Matteucci, G., Mugnozza, G.S., 1998. Estimation of Leaf Area Index with the Li-Cor LAI 2000 in deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 105 (1–3): 55–65.
- de Wasseige, C. D. Bastin y P. Defourny. 2003. Seasonal variation of tropical forest LAI based on field measurements in Central African Republic *Agricultural and Forest Meteorology* 119: 181–194.
- Echeverría, C., A.C. Newton, A. Lara, J.M.R. Benayas, D.A. Coomes. 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography* 16: 426–439.
- Ewers R.M. y R.K. Didham. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81: 117-142.
- Fagan, W.F. 2002. Connectivity, fragmentation, and extinction risk in dendritic metapopulations. *Ecology* 83: 3243–3249.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34: 487–515.
- Farina A. 2007. Principles and methods in landscape ecology: toward a science of landscape. Springer. The Netherlands.
- Fordyce, J. A. 2006. The evolutionary consequences of ecological interactions mediated through phenotypic plasticity. *Journal of Experimental Biology* 209: 2377–2383.
- Franklin, A.B., B.R. Noon y T.L. George. 2002. What is habitat fragmentation? *Studies in Avian Biology* 25: 20-29.

- Fuchs, E.J., J.A. Lobo y M. Quesada. 2003. Effects of Forest Fragmentation and Flowering Phenology on the Reproductive Success and Mating Patterns of the Tropical Dry Forest Tree *Pachira quinata*. *Conservation Biology* 17(1): 149-157.
- Gascon, C., B.G. Williamson y G.A.B da Fonseca. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288,1356–1358.
- García, D. y Ortiz-Pulido, R. 2004. Patterns of resource tracking by avian frugivores at multiple scales: two case studies on discordance among scales. *Ecography* 27: 187-196.
- Garland T. y S.A. Kelly. 2006. Phenotypic plasticity and experimental evolution. *Journal of Experimental Biology* 209: 2344-2361.
- Godínez-Alvarez H., M. Jiménez, M. Mendoza, F. Pérez, P. Roldán, L. Ríos-Casanova y R. Lira. 2008. Diversidad, estructura poblacional, reproducción y supervivencia de cuatro especies de plantas útiles del Valle de Tehuacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 79: 393-403.
- González M.F. 2004. Las comunidades vegetales de México. Instituto Nacional de Ecología. SEMARNAT.
- Hamrick, J.L. y D.A. Murawski. 1990. The breeding structure of tropical tree populations. *Plant Species Biology* 5:157-165.
- Hamrick, J.L., M.J.W. Godt y S.L. Sherman-Broyles. 1992. Factors influencing levels of genetic diversity in woody plant species. *New Forests* 6: 95–124.
- Harrison, S. y E. Bruna. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure?. *Ecography* 22: 225–232.
- Henle, K., Davies, K.F., Kleyer, M., Margules, C.R. y Settele, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13, 207–251.
- Henríquez C.A. 2004. Efecto de la fragmentación del hábitat sobre la calidad de las semillas de *Lapageria rosea*. *Revista Chilena de Historia Natural* 77:177-184.
- Herbert, D.A. y J.H. Fownes. 1997. Effects of leaf aggregation in a broad-leaf canopy on estimates of Leaf Area Index by the gap-fraction method. *Forest Ecology and Management* 97: 277–282.
- Hernández-Oria J.G. 2007. Desaparición del Bosque Seco en El Bajío mexicano: Implicaciones del ensamblaje de especies y grupos funcionales en la dinámica de una vegetación amenazada. *Zonas Áridas* 11(1): 13-31.

- Herrerías-Diego, Y., M. Quesada, K.E. Stoner, J.A. Lobo, Y. Hernández-Flores y G.S. Montoya. 2008. Effects of forest fragmentation on fruit and seed predation of the tropical dry forest tree *Ceiba aesculifolia*. *Biological Conservation* 141, 241–248.
- Hill, J.L. y P.J. Curran. 2001. Species composition in fragmented forests: conservation implications of changing forest area. *Applied Geography* 21: 157-174.
- Hitimana, J., J.L. Kiyiapi y J.T. Njunge. 2004. Forest structure characteristics in disturbed and undisturbed sites of Mt. Elgon Moist Lower Montane Forest, western Kenya. *Forest Ecology and Management* 194: 269-291.
- Houlahan J.E., P.A. Keddy, K. Makkay y C.S. Findlay. 2006. The effects of adjacent land-use on wetland plant species richness and community composition. *Wetlands* 26:79-96.
- INEGI. Compendio de información geográfica municipal. Consultado el: 1/05/2012. <http://mapserver.inegi.org.mx/dsist/prontuario/index2.cfm>
- Jacquemyn H., R. Brys y M. Hermy. 2002. Patch occupancy, population size and reproductive success of a forest herb (*Primula elatior*) in a fragmented landscape. *Oecologia* 130: 617-625.
- Janzen, D.H. 1988. Tropical dry forests, the most endangered major tropical ecosystem. In *Biodiversity*, ed. E.O. Wilson, 130–37. Washington, DC: National Academies Press.
- Jules E.S. y P. Shahani. 2003. A broader ecological context to habitat fragmentation: Why matrix habitat is more important than we thought. *Journal of Vegetation Science* 14: 459-464.
- Kolb A. y M. Diekmann. 2005. Effects of life-history traits on responses of plant species to forest fragmentation. *Conservation Biology* 19, 929–938.
- Laurance W.F. y E. Yensen. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55(1): 77-92.
- Lott E.J. y T.H. Atkinson. 2002. Biodiversidad y fitogeografía de Chamela-Cuixmala, Jalisco. In: F.A. Noguera, J.H. Vega, A.N. García y M. Quesada (eds.). *Historia natural de Chamela*. Instituto de Biología, Universidad Autónoma de México, México, p. 86-136.
- Moguel, S.C. 2008. Propagación sexual y vegetativa de *Bursera fagaroides* en vivero. Tesis. Universidad Autónoma de Querétaro, Qro. México.
- Montgomery, D.C. 2001. *Design and analysis of experiments*. 5th ed. Jhon Wiley and Sons, Inc. USA.
- Malda G., P.R. Jiménez y M. Martínez. 2009. *Plantas del Parque Nacional del Cimatario aptas para la reforestación y el diseño de áreas verdes*. Universidad Autónoma de Querétaro, México.

- Maass, J.M., J.M. Vose, W.T. Swank y A. Martínez-Yrizar. 1995. Seasonal changes of leaf area index (LAI) in a tropical deciduous forest in west Mexico. *Forest Ecology and Management* 74: 171-180.
- Maass, J.M., V.J. Jaramillo, A. Martínez-Yrizar, F. García-Oliva, A. Pérez-Jiménez y J. Sarukhán. 2002. Aspectos funcionales del ecosistema de selva baja caducifolia en Chamela, Jalisco, en F.A. Noguera, J.H. Vega Rivera, A.N. García Aldrete y M. Quesada Avendaño (eds.), *Historia natural de Chamela*. Instituto de Biología, UNAM, pp. 525-542.
- Meffe, G. K., y C. R. Carroll. 1994. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA.
- Miranda F. y E. Hernández X. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Edo. de México.
- Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree* 10(2): 58-62.
- Murphy, P.G. y Lugo, A.E. 1986. Structure and biomass of a subtropical dry forest in Puerto Rico. *Biotropica* 18(2): 89-96.
- Nackaerts K., P. Coppin, B. Muys y M. Hermy. 2000. Sampling methodology for LAI measurements with LAI-2000 in small forest stands. *Agricultural and Forest Meteorology* 101: 247-250.
- Nason, J.D., P.R. Aldrich, y J.L. Hamrick. 1997. Dispersal and the dynamics of genetic structure in fragmented tropical tree populations. Pages 304-320 in W.F. Lawrence y O. Bierregaard Jr., editors. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Obeso J.R, M. Alvarez-Santullano, R. Retuerto. 1998. Sex ratios, size distributions, and sexual dimorphism in the dioecious tree *Ilex aquifolium* (Aquifoliaceae). *American Journal of Botany* 85:1602-1608.
- Ogawa, H., Yoda, K., Ogino, K. y Kira, T. 1961. Comparative ecological studies on three main types of forest vegetation in Thailand. II Plant biomass. *Nature Life Southeast Asia*, 4: 49-81.
- Ortiz-Pulido, R. y Pavón N.P. 2010. Influence of slope orientation on sex ratio and size distribution in a dioecious plant *Bursera fagaroides* var. *purpusii* (Brandeg.) McVaugh and Rzed. (Burseraceae). *Plant Ecology* 208 (2): 271-277.

- Ortiz-Pulido, R. y V. Rico-Gray. 2006. Seed Dispersal of *Bursera fagaroides* (Burseraceae): The Effect of Linking Environmental Factors. *The Southwestern Naturalist* 51(1) 11-21.
- Pavón N.P., e I. de Luna. 2008. Sex ratio, size distribution and nitrogen in the dioecious tree species *Bursera morelensis* (Burseraceae). *Journal of Tropical Ecology* 24:463–466.
- Pennington T.D. y J. Sarukhán. 2005. Árboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies. Universidad Nacional Autónoma de México. Fondo de Cultura Económica. México.
- Peres C.A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 15, 1490–1505.
- Puebla-Pérez A.M., L. Huacuja-Ruiz, G. Rodríguez-Orozco, M.M. Villaseñor-García, M. de la Luz Miranda-Beltrán, A. Celis y L. Sandoval-Ramírez. 1998. Cytotoxic and antitumour activity from *Bursera fagaroides* ethanol extract in mice with L5178Y lymphoma. *Phytotherapy Research* 12(8): 545–548.
- Radtke, P.J., Bolstad, P.V., 2001. Laser point-quadrat sampling for estimating foliage-height profiles in broad-leaved forests. *Can. J. For. Res.* 31, 410–418.
- Ries L. y T.D. Sisk. 2004. A predictive model of edge effects. *Ecology* 85(11): 2917-2926.
- Rodríguez-Cabal, M., M.A. Aizen y A.J. Novaro. 2007. Habitat fragmentation disrupts a plant-disperser mutualism in the temperate forest of South America. *Biological Conservation* 139, 195–202.
- Rzedowski J. 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 504 pp.
- Rzedowski J. y F. Guevara-Féfer. 1992. Familia Burseraceae. Fascículo 3. Flora del Bajío y de regiones adyacentes. Instituto de Ecología A.C. Centro Regional del Bajío. CONACYT, SEP, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Pátzcuaro, Michoacán, México.
- Rzedowski J., R. Medina L. y G. Calderón de Rzedowski. 2005. Inventario del conocimiento taxonómico, así como de la diversidad y del endemismo regionales de las especies mexicanas de *Bursera* (Burseraceae). *Acta Botánica Mexicana* 70: 85-111.
- Rzedowski J., R. Medina L. y G. Calderón de Rzedowski. 2004. Las especies de *Bursera* (Burseraceae) en la cuenca superior del río Papaloapan (México). *Acta Botánica Mexicana* 66: 23-151.

- Sánchez-Azofeifa G.A., M. Kalacska, M. Quesada, J.C. Calvo-Alvarado, J.M. Nassar y J.P. Rodríguez. 2005. Need for integrated research for a sustainable future in tropical dry forests. *Conservation Biology* 19(2): 285-286.
- Saunders D.A., R.J. Hobbs y C.R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5(1): 18-32.
- Siebe C., R. Jahn y K. Stahr. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Publicación Especial 4. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A.C. Chapingo, México.
- Stohlgren T.J., M.B. Falkner y L.D. Schell. 1995. A modified-Whittaker nested vegetation sampling method. *Vegetatio* 117: 113-121.
- Terrones, T. del R., C. González S. y S.A. Ríos. 2004. Arbustivas nativas de uso múltiple en Guanajuato. Libro Técnico No. 2. INIFAP, Campo Experimental Bajío, Celaya, Gto., México. 216 p.
- Trejo I. 1996. Características del medio físico de la selva baja caducifolia en México. *Investigaciones Geográficas Boletín. Instituto de Geografía, UNAM.* 4: 95-110.
- Watson, D.M. 2002. A conceptual framework for studying species composition in fragments, islands and other patchy ecosystems. *Journal of Biogeography* 29: 823–834.
- Williams-Linera, G. 1990a. Origin and early development of forest edge vegetation in Panama. *Biotropica* 22: 235-241.
- Williams-Linera G. 1997. Phenology of deciduous and broadleaved-evergreen tree species in a Mexican tropical lower montane forest. *Global Ecology and Biogeography Letters* 6:115-127.
- Williams-Linera G. 1990b. Vegetation Structure and Environmental Conditions of Forest Edges in Panama. *Journal of Ecology.* 78(2): 356-373.
- Zamudio S., J. Rzedowski, E. Carranza y G. Calderón de Rzedowski. 1992. La vegetación en el estado de Querétaro. Instituto de Ecología A.C., Centro Regional del Bajío. Pátzcuaro, Michoacán. México.

APÉNDICE. Superficie total de los fragmentos de BTC, uso actual y tipo de matriz circundante.

Fragmento	Área total (has)	Uso	Matriz	Área (has)
Ejido El Nabo	249.59	Ganadería temporal	Agricultura temporal	192.8
			Bosque	58.71
			Carreteras	21.55
			Cuerpos de agua	15.69
			Gravera	9.91
			Potrero	82.99
			Residencial	34.82
			Rural	1.04
			Vegetación secundaria	53.86
Huertas La Joya	104.08	Ganadería temporal	Agricultura temporal	292.82
			Bosque	16.2
			Carreteras	10.86
			Potrero	19.83
			Residencial	35.43
			Rural	25.95
				Vegetación secundaria
Juriquilla	37.23	Ganadería temporal	Agricultura temporal	26.92
			Carreteras	11.4
			Cuerpos de agua	17.54
			Potrero	38.95
			Residencial	111.11
			Rural	59.07
				Vegetación secundaria
Mompaní	26.93	Ganadería temporal	Agricultura temporal	77.95
			Bosque	21.34
			Carreteras	3.53
			Cuerpos de agua	18.62
			Potrero	407.96
			Rural	0.59
				Vegetación secundaria
Tlacote 1	26.57	Ganadería temporal	Agricultura temporal	82.77
			Cuerpos de agua	0.24
			Gravera	34.09
			Potrero	112.76
Tlacote 2	11.43	Ganadería temporal	Agricultura temporal	65.12
			Carreteras	3.49
			Gravera	32.06
			Rural	2.67
				Vegetación secundaria
Apaseo 1	9.39	Ganadería temporal	Agricultura temporal	117.08

			Agricultura protegida	4.12
			Carreteras	3.29
			Cuerpos de agua	1.06
			Gravera	2.98
			Rural	1.41
Apaseo 2	7.68	Ganadería temporal	Agricultura riego	6.36
			Agricultura temporal	116.62
			Cuerpos de agua	1.5
			Potrero	9.68
Nabo 2	6.29	Ganadería temporal	Agricultura temporal	94.1
			Carreteras	4.91
			Cuerpos de agua	3.21
			Bosque	49.65