

ARTICULO DE INVESTIGACION

Estudio multitemporal de fragmentación de los bosques en la Sierra Fría, Aguascalientes, México

Multitemporal study on forest fragmentation in sierra Fria, Aguascalientes, Mexico

Daniel Chapa Bezanilla¹, Joaquín Sosa Ramírez¹
y Abraham de Alba Ávila²

RESUMEN

La Sierra Fría, en Aguascalientes, forma parte de la provincia fisiográfica Sierra Madre Occidental. Los tipos de vegetación predominantes en la zona son bosques de pino (*Pinus* spp.), encino (*Quercus* spp.), táscate (*Juniperus* spp.), y mixtos, que se han modificado debido a la extracción de leña, incendios forestales y pastoreo intensivo. Para estimar el grado de deterioro o recuperación de estos bosques se realizó un estudio multitemporal a partir del análisis comparativo de fotografías aéreas de la zona para 1956, 1970 y 1993, que fueron digitalizadas y georreferenciadas. Se compararon los cambios en las áreas ocupadas por los distintos tipos de bosque y se determinó, el grado de fragmentación de los rodales de cada tipo de vegetación, mediante funciones de sistemas de información geográfica. Se generaron, procesaron y analizaron mosaicos fotográficos para cada fecha. Se comparó el área ocupada por cada tipo de bosque en las tres fechas y se encontró aumento para bosque de táscate, para bosque de pino y para bosque de encino, entre 1956 y 1993. Asimismo, los encinares aumentaron su número de rodales lo mismo que los pinares y el táscate durante el mismo periodo. Debido a estos resultados se consideró que los cambios en superficie y grado de fragmentación fueron poco significativos, lo que indica que la tasa de aprovechamiento de estos recursos es equiparable a la de recuperación. Sin embargo, se observaron cambios notables en el grado de cobertura o microfragmentación al interior de los rodales de cada tipo de vegetación por separado, con una franca tendencia hacia el aumento.

PALABRAS CLAVE:

Fotografía aérea, *Juniperus*, *Pinus*, *Quercus*, Sistema de Información Geográfica.

ABSTRACT

The Sierra Fría in Aguascalientes is part of the Sierra Madre Occidental Physiographic Province. The predominant vegetation types in the area are pine (*Pinus* spp.), oak (*Quercus* spp.), juniper (*Juniperus* spp.) and mixed forests that have been modified due to wood extraction, fire and heavy grazing. In order to estimate the degree of deterioration or recuperation of these forests a multitemporal study was done from the comparative analyses of airphotos of the area for 1956, 1970 and 1993, that were digitized and georeferenced. Changes in the areas occupied by different types of forest were compared the degree of site fragmentation of each vegetation type, using functions from the geographical information systems. Photographic mosaics for each date were generated,

- 1 Centro de Ciencias Agropecuarias. Universidad Autónoma de Aguascalientes. Av. Universidad núm. 940, Ciudad Universitaria, Aguascalientes, Ags. C. P. 20100, México. jsosar@correo.uaa.mx
- 2 Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Pabellón, A. P. 20, Pabellón de Arteaga, Aguascalientes C. P. 20660. dealba.abraham@inifap.gob.mx

processed and analyzed. The area occupied by each of the forest types in the three dates was compared and an increase was found for Juniper forest, for pine forests and for oak forests from 1956 to 1993. At the same time, oaks increased in number of sites, as will as pine and juniper. Due to these results it was considered that the changes in area and fragmentation degree were not significant which indicates that the rate of use of these resources is about equal to the rate of recuperation. Nonetheless, notable changes were observed in the cover degree or micro fragmentation within sites of each vegetation type, with a tendency to increase.

KEYWORDS:

Air photo, *Juniperus*, *Pinus*, *Quercus*, Geographical Information Systems.

INTRODUCCIÓN

Los bosques templados de coníferas y encinos de México son ecosistemas que se caracterizan por contar con una notable biodiversidad (Flores Villela y Gerez, 1994; Challenger, 2003) y por brindar servicios ambientales necesarios para el bienestar de las poblaciones humanas. Estos bosques han sido eliminados en grandes extensiones por los asentamientos humanos y por las actividades primarias desde la época colonial, sobre todo en las zonas de topografía poco accidentada como los valles intermontanos (Challenger, 2003).

La Sierra Fría, localizada en la parte meridional de la Sierra Madre Occidental y declarada área natural protegida por el gobierno del estado de Aguascalientes en 1994, está dominada principalmente por bosques de encino y de encino-pino. Es muy probable que ni las actividades agrícolas, ni la tala de árboles y extracción de leña hayan tenido un impacto significativo sobre estos bosques desde la llegada de los europeos y hasta principios del siglo xx. Esta sierra era lejana a los principales

centros de población de la época y de difícil acceso. La demanda de madera y carbón en Aguascalientes, la ciudad más poblada y cercana, fue probablemente muy limitada en todo este periodo.

Sin embargo, entre 1920 y 1950, con la introducción del motor de gasolina se incrementó la tala de árboles en los bosques de la Sierra Fría con el fin de producir carbón y madera. Además, se construyeron brechas y caminos para transportar los productos del bosque (Minnich *et al.*, 1994). Posteriormente, con el aumento en el uso de los combustibles fósiles, desde principios de los años 50, cesó en gran medida la demanda de productos forestales.

Las regiones de nuestro país cubiertas por bosques templados en donde los encinos y los pinos son dominantes, como la Sierra Fría en Aguascalientes, sufren cambios constantes como resultado de las presiones ambientales y antrópicas. Las principales causas de disturbio en estos ecosistemas son los incendios forestales, los desmontes con fines de establecimiento de nuevas zonas agrícolas y las actividades pecuarias como el pastoreo (Gómez Pompa, 1985; Toledo *et al.*, 1989; Aguilar *et al.*, 2000; Velásquez *et al.*, 2002). Estos factores que se manifiestan diferencialmente en el tiempo, producen en el paisaje un mosaico de áreas con diferentes grados de cobertura vegetal. Debido a que los disturbios se presentan en diferentes épocas, el estado de colonización y sustitución de formas de vida varía en el espacio, lo cual forma un mosaico de rodales o parches.

El análisis e interpretación de fotografías aéreas se emplea desde hace más de 50 años para cartografiar las comunidades vegetales (Clouston, 1950; Wickens, 1966; Zsillinski 1964) y estudiar los cambios ocurridos en el

paisaje debido al proceso natural de sucesión o a la influencia de diversos disturbios como el fuego, las plagas forestales y las actividades humanas (Betts *et al.*, 2006).

La fotografía aérea ha sido muy efectiva para el mapeo de tipos y especies forestales, especialmente con la creciente utilización de materiales fotográficos en blanco y negro, a color e infrarrojo color (Colwell, 1960; Lillesand y Kieffer, 1982). Así como por técnicas de análisis de productos en formato digital, apoyadas por el uso de mapas temáticos que representan condiciones del medio físico como clima, geología, geomorfología y suelos, para estudios de la cubierta forestal que integran procesos especializados de análisis espacial (Burrough, 1986).

Los diferentes tipos de bosques sufren procesos de deforestación relativamente rápidos, que se traducen en una disminución del área forestal y en la parcelación de las superficies residuales o fragmentación. La fragmentación se caracteriza por una disminución en la superficie total de un hábitat y su ruptura en fragmentos (Burel y Baudry, 1999). Este proceso modifica las condiciones ambientales y el funcionamiento de los ecosistemas, alterando el régimen hidrológico, el ciclo de los elementos minerales, el microclima y las propiedades del suelo (Forman y Godron, 1986). La fragmentación de un hábitat conduce a la reducción de poblaciones sensibles a los intercambios y a los procesos de inmigración, que se traduce en la pérdida o el desplazamiento de la biodiversidad (Forman *et al.*, 1976; Mas y Correa, 2000). El proceso de fragmentación puede resultar de disturbios naturales o de actividades humanas, como la tala o la construcción de caminos y redes de servicios (Tinker *et al.*, 1998; Heilman *et al.*, 2002).

El cálculo de indicadores de fragmentación ha sido ampliamente utilizado por investigadores interesados en el estudio de la ecología del paisaje (Rudis, 1995; Schmiegelow *et al.*, 1997; Tinker *et al.*, 1998; Wickham *et al.*, 1999; Riitters *et al.*, 2000; Hughes *et al.*, 2001; Hurd *et al.*, 2002; Petit y Lambin, 2002).

En el caso particular de la Sierra Fría, los disturbios ocurridos a principios del siglo pasado provocaron una fragmentación del bosque, sobre todo en las zonas de pendientes más ligeras y accesibles. El análisis de fotografías aéreas tomadas en 1942 muestra la existencia de bosques muy abiertos, especialmente en las mesetas (Minnich *et al.*, 1994). Una vez terminado el periodo de disturbios de la primera mitad del siglo xx, lo que se espera es un proceso de recuperación de la vegetación y una disminución del índice de fragmentación. Entender estos procesos de disturbio, fragmentación y recuperación nos permitirá contar con información útil para conservar la biodiversidad y los servicios ambientales de esta región y, en general, de los ecosistemas templados de montaña en México.

OBJETIVO

Determinar el grado y patrón de fragmentación del mosaico de rodales forestales de la Sierra Fría.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los materiales fotográficos utilizados fueron: a) Fotografías aéreas de marzo de 1956, escala 1:50,000 de la compañía Mexicana Aerofoto, S. A.; b) Vuelo SINFA del 6 de abril de 1970, escala 1:50,000, altura de vuelo 7060 msnm del INEGI; c) Vuelo SINFA del 2 de febrero de 1993, escala 1:37,500, altura de vuelo

7060 msnm, del INEGI. Además se utilizaron: carta topográfica escala 1:50,000, F13B88 del INEGI; carta de uso del suelo y vegetación escala 1:50,000 Sierra Fría, Zona Centro del INEGI. Como material digital se contó con: a) imagen de satélite LANDSAT TM 1993 de Aguascalientes; b) ortofotografías digitales escala 1:20,000 A, B, D y E de la Carta F13B88 del INEGI. Para el manejo de las imágenes se utilizaron los programas IDRISI 32.1 y ArcView 3.2. Las fotografías de las tres fechas fueron digitalizadas y georreferidas (Lillesand y Kieffer, 1982).

Se generó un mosaico fotográfico para cada fecha y sobre estos se delimitaron los tipos de cobertura con apoyo de la carta de uso del suelo y vegetación, escala 1:50,000 (Tabla 1).

Se calculó el área ocupada por cada tipo de vegetación y los resultados se analizaron para establecer si existía alguna tendencia, es decir, una regresión lineal significativa con pendiente (β_1) mayor a 0 y así establecer si existieron cambios significativos a través del tiempo en la extensión de terreno cubierta por encino (*Quercus* spp.), pino (*Pinus* spp.), táscate (*Juniperus* spp.), manzanita o pingüica (*Arctostaphylos pungens* HBK) y pastizal. Se contaron los rodales de vegetación para cada fecha y para cada tipo de vegetación, y se analizó su tendencia a través del tiempo (pendiente β_1 , significativa) entre sí, con el fin de establecer si existió un proceso de fragmentación entre 1956, 1970 y 1993. Todos los procesos se realizaron únicamente para

Tabla 1. Atributos para el mapa de vegetación y uso del suelo.

POLÍGONO	CLAVE	DESCRIPCIÓN
1	A	Matorral de manzanita
2	Ch	Chaparral
3	D	Matorral de jarilla
4	E	Matorral espinoso
5	EI	Erosión-pastizal inducido
6	EN	Erosión-pastizal natural
7	EQ	Erosión-bosque de encino
8	I	Pastizal inducido
9	J	Bosque de táscate
10	JQ	Bosque mixto de táscate-encino
11	La Congoja	Zona urbana
12	N	Pastizal natural
13	P	Bosque de pino
14	PQ	Bosque mixto de pino-encino
15	Q	Bosque de encino
16	QJ	Bosque mixto de encino-táscate
17	QP	Bosque mixto de encino-pino
18	RA	Agricultura de riego con cultivos anuales
19	TA	Agricultura de temporal con cultivos anuales
20	Ag	Cuerpo de agua

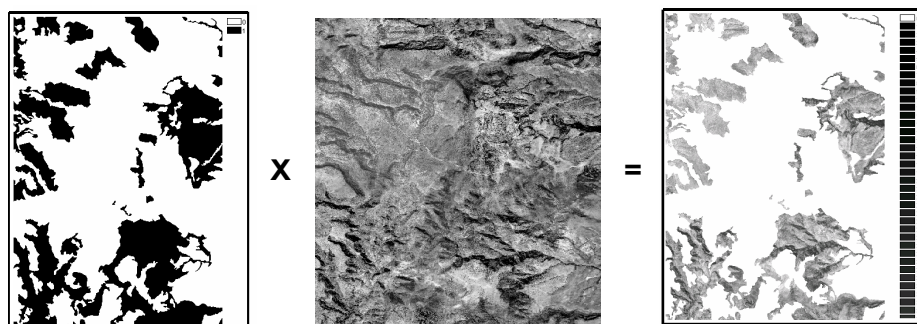


Figura 1. Un mapa booleano, multiplicado por la fotografía, resulta en un mapa fotográfico que contiene los datos originales para un solo tipo de vegetación

bosques de encino, táscate, pino, encino-táscate, encino-pino, matorral de pingüica y pastizal que constituyen más de 80% de la cobertura de la zona. Se obtuvieron tres mapas, uno de cada fecha, para cada categoría de vegetación, extrayendo de los mosaicos fotográficos las áreas cubiertas por un solo tipo, para el conteo de rodales y su comparación (Figura 1).

Para la tendencia hacia la homogeneidad o heterogeneidad de los rodales de cada tipo de vegetación y para cada fecha, se calcularon índices de fragmentación mediante la ecuación

$$F = (n-1)/(c-1)$$

(Monmonier, 1974).....(1)

Donde:

F = Índice de fragmentación.

n = número de clases distintas presentes en un núcleo de 7 x 7 píxeles.

c = número de celdas consideradas en el núcleo, en este caso, 49.

Si el índice de fragmentación tiende a 1 existe mayor fragmentación, y si tiende a 0 existe mayor homogeneidad en

el rodal. El proceso se aplicó por separado y para cada una de las fechas (1956, 1970 y 1993), a los rodales de bosque de encino, pino y táscate, bosques mixtos de encino táscate y de encino pino, matorral de pingüica y pastizal natural. Se compararon las medias mediante pruebas de t (Sokal y Rohlf, 1981).

RESULTADOS

Los resultados del análisis multitemporal de la vegetación para las fechas de 1956, 1970 y 1993, se presentan como productos digitales en formatos vectorial, raster y alfanumérico. Los primeros son tres mapas de vegetación a escala 1:20,000 (Figura 2), derivados de la interpretación de las fotografías de las tres fechas. Los productos raster son archivos digitales de los tres mosaicos fotográficos de 1956, 1970 y 1993. El análisis se basó en la observación de tres parámetros: superficie, número y cobertura de los rodales.

Superficie

El análisis comparativo de los cambios en la superficie por cada tipo de vegetación para las tres fechas muestra

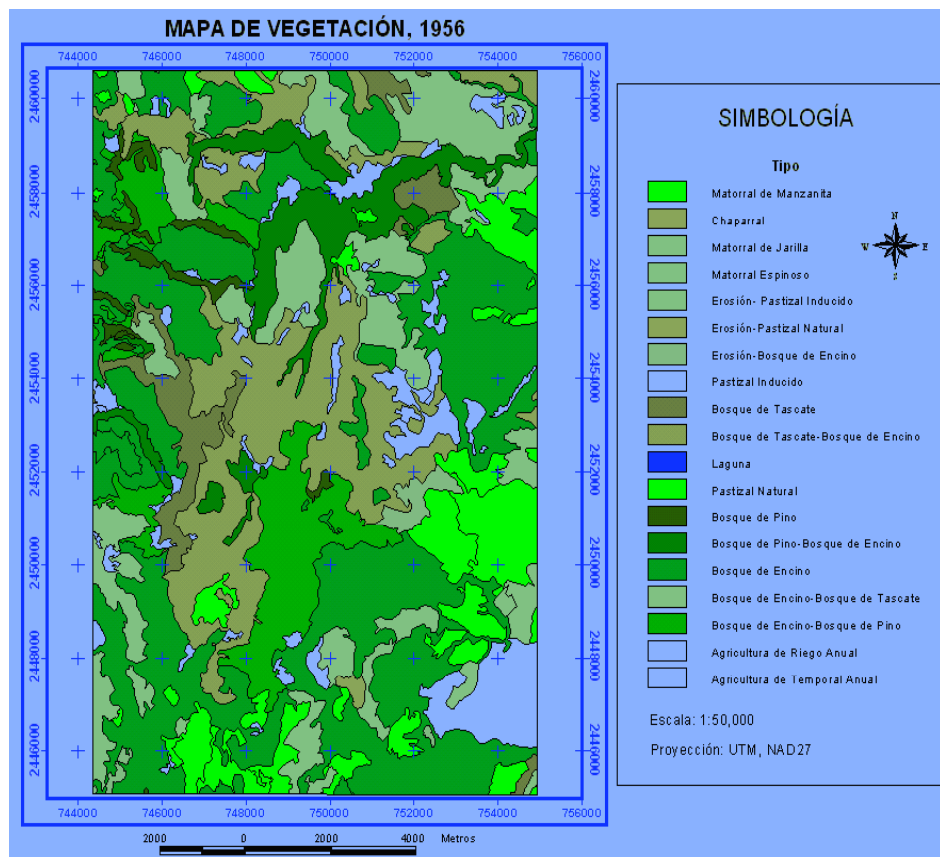


Figura 2a. Mapa de vegetación resultante del análisis de fotografías de 1956.

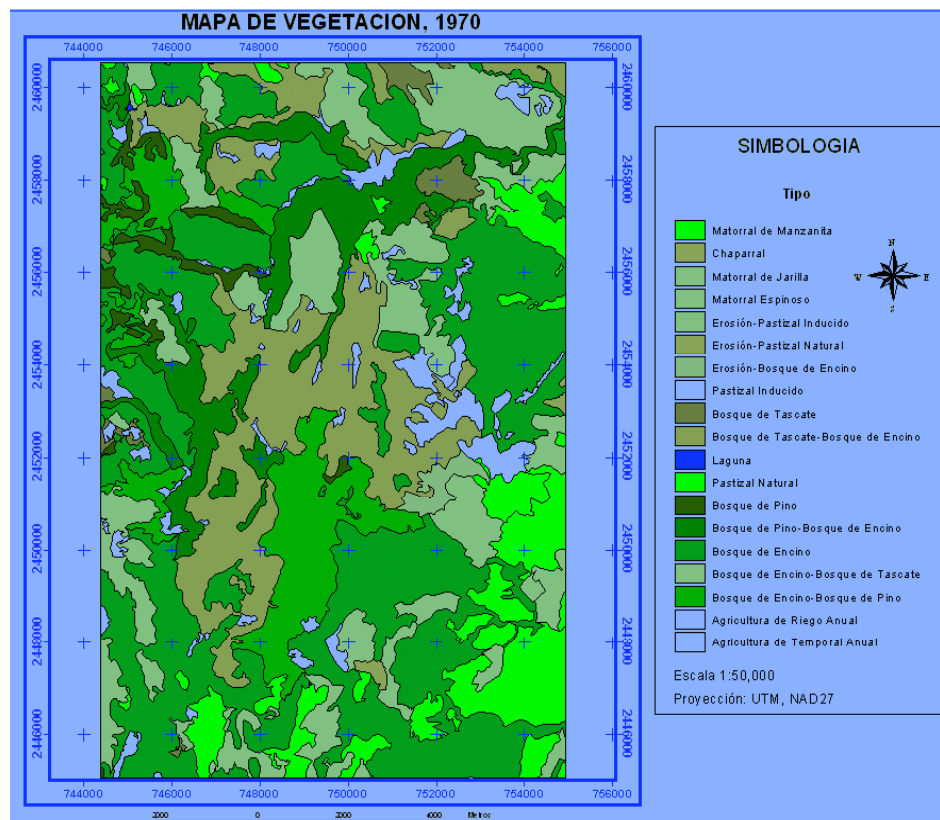


Figura 2b. Mapa de vegetación resultante del análisis de fotografías de 1970.

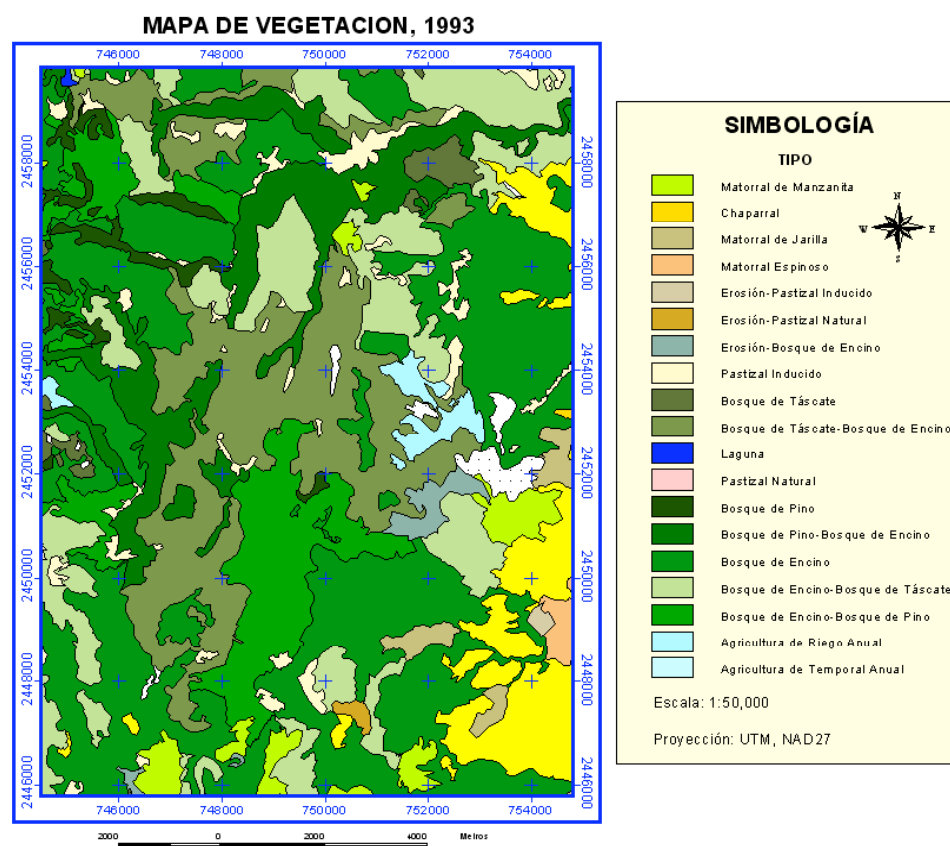


Figura 2c. Mapa de vegetación resultante del análisis de fotografías de 1993.

que no hubo grandes cambios en el tiempo (Tabla 2). El bosque de pino (0,69 ha/año), el matorral de jarilla (1,4 ha/año) y el bosque de táscate (1,28 ha/año) tuvieron un incremento en superficie pero no fue significativo estadísticamente. El pastizal natural (-0,85 ha/año) y el pastizal inducido (-2,95 ha/año) en cambio, presentaron una reducción, sin ser tampoco significativa.

Se agruparon los tipos de vegetación por estructura vertical y se sumaron las áreas de las agrupaciones para las

tres fechas, de tal manera que el matorral incluye pingüica, chaparral, jarilla y matorral espinoso. El arbolado incluye encino, pino, táscate y bosque mixto. El pastizal incluye inducido y natural; y la agricultura incluye riego y temporal (Tabla 3). El matorral y el arbolado aumentan en superficie, principalmente en el periodo 1956 a 1970, en tanto que entre 1970 y 1993 se mantienen más o menos constantes, mientras que el pastizal y la agricultura disminuyen en superficie. No obstante, ningún tipo mostró tendencias estadísticamente significativas.

Tabla 2. Cambios en la superficie por tipo de vegetación y uso del suelo.

TIPO DE VEGETACIÓN	SUPERFICIE (HA)		B ₁	P=	
	1956	1970	1993		
Matorral de pingüica	684,8	684,3	683,8	-0,026	0,088
Chaparral	12,1	12,9	12,1	-0,003	0,911
Matorral de jarilla	133,6	190,8	191,1	1,402	0,419
Matorral espinoso	78,4	77,9	78,4	0,002	0,911
Erosión-pastizal inducido	18,4	18,6	18,6	0,005	0,422
Erosión-pastizal natural	28,3	25,4	25,4	-0,070	0,422
Erosión-bosque de encino	127,8	127,8	125,5	-0,066	0,244
Pastizal inducido	569,3	448,0	448,1	-2,95	0,423
Bosque de táscate	177,7	207,9	227,0	1,28	0,171
Bosque mixto de táscate-encino	2514,7	2548,6	2518,7	-0,031	0,980
Zona urbana	5,0	5,9	11,6	0,185	0,164
Pastizal natural	1228,5	1201,6	1194,8	-0,850	0,300
Bosque de pino	253,7	279,6	281,6	0,688	0,381
Bosque mixto de pino-encino	1389,7	1365,1	1385,2	-0,023	0,979
Bosque de encino	5421,6	5418,3	5428,1	0,200	0,459
Bosque mixto de encino-táscate	2243,8	2258,0	2255,4	0,271	0,532
Bosque mixto de encino-pino	1245,7	1274,0	1272,4	0,643	0,454
Agríc. de riego con cultivos anuales	179,2	173,7	180,0	0,046	0,837
Agríc. de temporal con cultivos anuales	61,5	54,8	53,6	-0,197	0,332
Cuerpos de agua	0	24,8	6,9	0,091	0,915

Tabla 3. Cambios en la superficie ocupada de la vegetación.

	MATORRAL	ARBOLADO (ha)	PASTIZAL	AGRICULTURA
1956	909,0	13247,3	1844,8	240,7
1970	966,1	13351,7	1693,6	228,5
1993	965,6	13368,9	1687,0	233,6
β_1 (ha/año)	1,37	3,04	-3,87	-0,15
P=	0,427	0,338	0,398	0,696

Número de rodales

Se analizó si los tipos de vegetación para la totalidad del área sufrieron un proceso de fragmentación, mediante el conteo del número de rodales (Tabla 4). En general, el número de rodales sufrió leves modificaciones con una ligera tendencia al aumento, es decir a la fragmentación. Esta tendencia es particularmente observada en el primer

periodo, 1956 a 1970, en donde en todos los tipos de vegetación se da el incremento en el número de rodales, excepto en el matorral de pingüica donde no se observa ningún cambio. Por el contrario, durante el segundo periodo 1970 a 1993, el matorral de pingüica es el único tipo de vegetación que sufre una fragmentación, de 16 a 18 rodales, todos los demás tipos o disminuyen o permanecen sin cambios.

Tabla 4. Número de rodales por fecha y tipo de vegetación.

TIPO DE VEGETACIÓN \ FECHA	1956	1970	1993	β_1 (ha/año)	P=
Bosque de encino	53	60	57	0,084	0,803
Bosque de táscate	6	10	10	0,097	0,422
Bosque de pino	12	13	13	0,024	0,422
Bosque mixto de encino-táscate	28	30	29	0,020	0,755
Bosque mixto de encino-pino	11	13	13	0,049	0,422
Matorral de pingüica	16	16	18	0,057	0,245
Pastizal	17	17	15	-0,057	0,245

β_1 = tasa de cambio, P= significancia

Cobertura

Con base en los cálculos realizados para obtener los índices de fragmentación F para los rodales de la Sierra Fría, se observa una tendencia general hacia el incremento en el grado de fragmentación o micro fragmentación al interior de los mismos (Tabla 5).

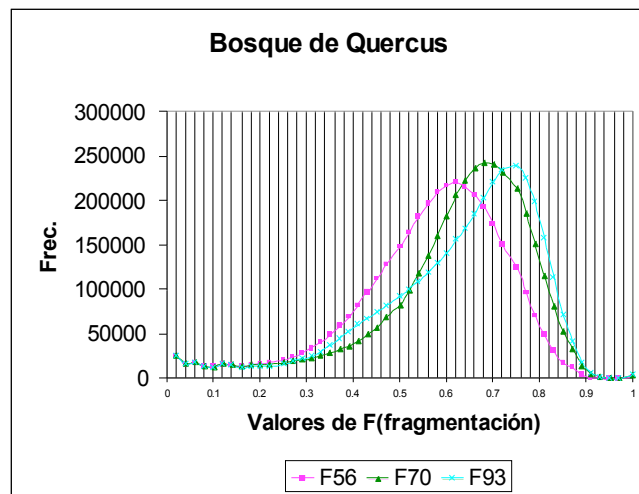
Se puede observar que el bosque de encino (gráfica 1 y figura 3) y el bosque de pino, incrementan el grado de fragmentación en los dos periodos. El bosque

mixto de encino-táscate permanece sin cambio aparente durante el primer periodo y durante el segundo periodo sufre una pérdida de cobertura. En el caso del bosque mixto de encino-pino y del matorral de pingüica, el grado de fragmentación aumenta en el periodo 1956-1970, pero disminuye en el siguiente periodo 1970-1993. Por el contrario, en el caso del bosque de táscate y el pastizal, observamos una disminución del grado de fragmentación en el primer periodo y un aumento en el segundo.

Tabla 5. Valores de F para diferentes tipos de vegetación.

	1956	1970	1993	t_{56-70} vs.70	t_{70-93}
Bosque mixto de encino-táscate	0,613	0,613	0,655	NS	***
Bosque mixto de encino-pino	0,585	0,622	0,565	***	***
Bosque de encino	0,567	0,619	0,626	***	***
Bosque de pino	0,446	0,516	0,560	***	***
Bosque de táscate	0,582	0,562	0,633	***	***
Pastizal	0,490	0,454	0,510	***	***
Matorral de pingüica	0,571	0,574	0,552	***	***

NS= no significativo; *** = $p < 0,001$



Gráfica 1. Distribución de frecuencias de los indicadores de fragmentación para bosque de encino.

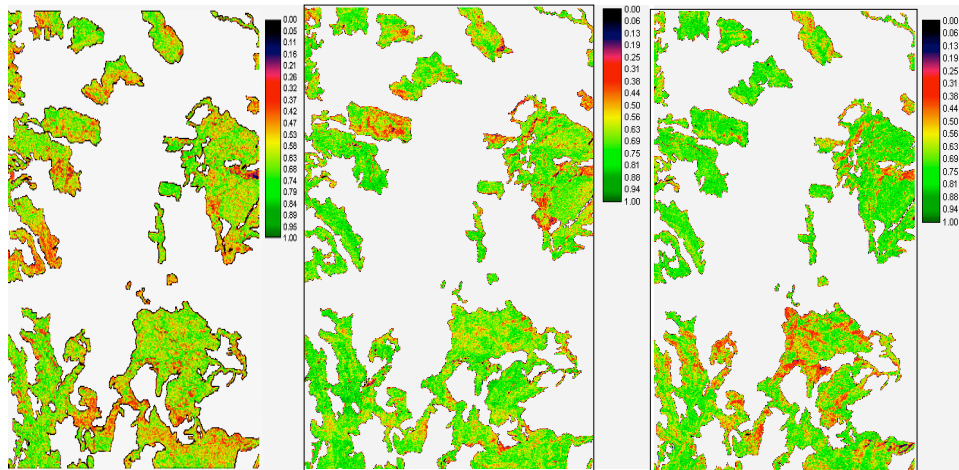


Figura 3. Índices de fragmentación de bosque de encino, escalados a tres categorías, para 1956, 1970 y 1993.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los cambios ocurridos en los bosques de la Sierra Fría, en lo que respecta a los parámetros de superficie de los diferentes tipos de vegetación y número de rodales, durante el periodo de estudio 1956, 1970 y 1993, no fueron significativos. Sin embargo, en relación al parámetro de cobertura al interior de los rodales, o dicho de otra manera micro-fragmentación, si ocurrieron cambios significativos. El análisis de las fotografías aéreas muestra que durante el periodo mencionado la mayor parte de los tipos de vegetación presenta, ya sea durante el primero o durante el segundo periodo, un significativo incremento en la fragmentación o pérdida de cobertura.

Los resultados de este trabajo son interesantes por la escala de resolución utilizada en el análisis del paisaje. La mayoría de los estudios de fragmentación citados en la bibliografía, utilizan modelos raster que no corresponden a una condición real del terreno (simulaciones) o utilizan imágenes de satélite con resolución espacial muy baja (píxeles de hasta 1 km²), para abarcar grandes extensiones de terreno forestal, sin analizar los fenómenos de fragmentación al interior de los rodales por tipo de vegetación, sino para formaciones vegetales completas de gran extensión. Los estudios de fragmentación del paisaje se caracterizan por el análisis del rompimiento de una superficie de vegetación en pedazos de diferentes tamaños dependiendo de la escala a la que se apliquen.

Habría que anotar que, en la literatura, no se distinguen cuatro procesos diferentes y muchas veces confundidos (Fahrig, 2003). Es decir, en la literatura no se separa: a) el efecto de la reducción en la cantidad de hábitat, de b) el incremento en el número de parches, y c) la reducción en el tamaño de los parches, de d) el

incremento en el aislamiento de dichos parches.

Una de las limitantes del presente trabajo consiste en la carencia de datos de campo que pongan en relación la información generada desde las fotografías aéreas y un análisis cuantitativo de la vegetación y del medio ambiente que incluya variables como cobertura, densidad, edad, diámetro, altura de las especies, así como pendiente, exposición, posición topográfica, entre otras, para las fechas en que fueron tomadas las fotografías. Por ello, es recomendable que en el futuro se realicen estudios sobre la distribución y abundancia de las especies y sobre la dinámica del paisaje y diferentes poblaciones vegetales.

En conclusión, podemos decir que el proceso de fragmentación se interpretó, al interior de cada rodal, como la pérdida de cobertura vegetal y el aumento en los espacios abiertos generalmente cubiertos de herbáceas. Comparando el número de hectáreas que pasan de una condición de baja fragmentación (o alta cobertura) a una de media o alta fragmentación, se puede establecer en qué periodo se presentó mayor presión sobre cada tipo de vegetación.

El análisis comparativo de cada tipo de vegetación para las tres fechas muestra que no hubo grandes cambios en la zona. En principio se planteó que la zona de estudio presentaría una mayor recuperación, en particular de las zonas dominadas por *Junniperus deppeana* (Minnich *et al.*, 1994). Esto no se pudo comprobar. Se supone que al término o disminución de la presión ejercida sobre el arbolado a principios del siglo xx se esperaría una clara mejoría, y no fue así. Es probable que la tasa de aprovechamiento del arbolado sea igual a la de recuperación, por ello no se aprecia un aumento en cobertura. Algunos de los

tipos de vegetación mostraron cambios moderados pero claramente perceptibles: el bosque de táscate, tuvo un incremento en superficie durante todo el periodo de estudio y de cobertura entre 1970 y 1993. El bosque de pino presentó cambios notables de aumento en superficie y cobertura, lo cual indica que hubo reclutamiento de individuos nuevos y se ha presentado una recuperación moderada a pesar de las presiones de origen natural (infestaciones de descortezadores) o antrópicas (talas de "saneamiento"), sobre este tipo de vegetación. El bosque de encino presentó pocos cambios en superficie, con una clara tendencia a la fragmentación de los rodales principalmente en las zonas de "Los Jacalitos y la Mesa del Aserradero", a diferencia del área cercana a "Santa Rosa de Lima" donde se observa una disminución en la fragmentación. Esto implica acumulación de biomasa, en esta última zona, al paso del tiempo, con una tendencia a baja fragmentación (cobertura alta).

El matorral de pingüica no presentó cambios en superficie, pero sí aumentó ligeramente el número de rodales. Se observa, además, una disminución en el grado de fragmentación al interior de los mismos durante el periodo 1970 a 1993. La pingüica es un recurso alimenticio para el ganado, sus frutos son consumidos por fauna silvestre y sus troncos son apreciados como leña, por lo que existe una explotación intensiva sobre este tipo de vegetación, que se mantiene al paso del tiempo sin dar lugar al establecimiento de especies de mayor talla resultantes de procesos de sucesión. El pastizal natural y el pastizal inducido presentaron una reducción en superficie. Por otra parte, los rodales de bosques mixtos aparecen menos fragmentados, por lo que se considera que son los tipos de vegetación que no han sido tan explotados en la zona o que, aunado a la dismi-

nución de latifoliadas, se registra un aumento en las coníferas.

Este trabajo ha permitido generar una metodología para el estudio de los cambios en la cubierta vegetal, a partir del análisis de fotografías aéreas de diferentes fechas y también ha contribuido a mejorar el acervo de información que será útil para la toma de decisiones que permitan un aprovechamiento sostenible del área natural protegida Sierra Fría.

REFERENCIAS

- Aguilar, C., E. Martínez y L. Arriaga. 2000. Deforestación y fragmentación de Ecosistemas: ¿Qué tan grave es el problema en México? *Biodiversitas* 5(30):7- 11.
- Betts, M.G., A.W. Diamond, G. J. Forbes, M. A. Villard y J.S. Gunn. 2006. The importance of spatial autocorrelation, extent and resolution in predicting forest bird occurrence. *Ecol. Modelling* 191:197-224.
- Burel, F. y J. Baudry. 1999. *Ecología del paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones*. Ed. Tec & Doc., Paris. 359 p.
- Burrough, P. A. 1986. *Principles of geographic information systems for land resources assessment*. Oxford University Press, Nueva York, EUA. 237 p.
- Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro*. CONABIO, Instituto de Biología-UNAM, Agrupación Sierra Madre, S. C., 847 p.
- CETENAL. 1971. *Cartas geológicas F13D17, F13D18, F13D19, F13B78, F13B87 y F13B88 escala 1:50,000*.

- Comisión de Estudios del Territorio Nacional. México.
- Clouston, G. 1950. The use of aerial photographs in the range inventory work on the national forests. *Photogramm. Eng.* 16: 329-331.
- Colwell, R. N. 1960. Some uses of infrared aerial photography in the management of wildland areas. *Photogramm. Eng.* 26: 774-785.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 34:487-515.
- Forman, R. T. T., A. E. Galli y C. F. Leck. 1976. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implication. *Ecology* 26:1-8.
- Flores Villela, O. y P. Gerez. 1994. Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Forman, R. T. T. & M. Godron. 1986. *Landscape ecology*. John Wiley & Sons. Nueva York, EUA. Vol. 3, pp. 83-119.
- García, M. E. 1980. *Apuntes de climatología*. UNAM, México. 165 p.
- Gómez Pompa, A. 1985. Los recursos bióticos de México (Reflexiones). INIREB y Alhambra Mexicana, México. 190 p.
- He, H. S. 1999. Spatially explicit and stochastic simulation of forest-landscape fire disturbance and succession. *Ecology* 80:81-99.
- Heilman, G. E., J. R. Strittholt, N. C. Slosser y D. A. Dellasala. 2002. Forest fragmentation of the conterminous United States: assessing forest intactness through road density and spatial characteristics. *BioScience* 52: 411-422.
- Hughes, F. M. R., W. M. Adams, E. Muller, C. Nilsson, K. S. Richards, N. Barsoum, H. Decamps, R. Foussadier, J. Girel, H. Guillo, A. Hayes, M. Johansson, L. Lambs, G. Pautou, J. L. Peiry, M. Perrow, F. Vautier & M. Winfield. 2001. The importance of different scale processes for the restoration of floodplain woodland. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 17: 325-345.
- Hurd, J., E. Wilson y D. Civco. 2002. Development of a forest fragmentation index to quantify the rate of forest change. *Proc. of Annual Conference and Fig XXII Congress*. ASPRS. USA.
- Lillesand, T. M. y R. W. Kieffer. 1982. *Remote sensing and image interpretation*. John Wiley & Sons, Nueva York. 612 p.
- Mas, J. F. y S. J. Correa. 2000. Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida "Los Retenes", Campeche, México. UNAM. México. *Boletín del Instituto de Geografía*, 43: 42-59.
- Minnich, R. A., J. Sosa Ramírez, V. E. Franco, W. J. Barry y M. E. Siqueiros. 1994. Reconocimiento preliminar de la vegetación y de los impactos de las actividades humanas en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Investigación y Ciencia, UAA*, no. 12: 23-29.
- Minnich, R. A., M. G. Barbour, J. H. Burk y J. Sosa Ramírez. 2000. Californian mixed-conifer forests under unmanaged fire regimes in the Sierra San

- Pedro Martir, Baja California, México. J. of Biogeography 27: 105-129.
- Monmonier, M.S. 1974. Measures of pattern complexity for choropleth maps. The American Cartographer 1, 2: 159-169.
- Mueller-Dombois, D. y H. Ellemberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons, Nueva York, EUA. 256 p.
- Odum, P. E. 1972. Ecología. Interamericana, México. 639 p.
- Petit, C. y E. Lambin. 2002. Impact of data integration technique on historical land-use/land-cover change: Comparing historical maps with remote sensing data in the Belgian Ardennes. Landscape Ecology 17: 117-132.
- Riitters, K., J. Wickham, R., O'Neill, B. Jones y E. Smith. 2000. Global-scale patterns of forest fragmentation. Conservation Ecology 4:3.
- Rudis, V. 1995. Regional forest fragmentation effects of bottomland hardwood community types and resource values. Landscape Ecology 10: 291-307.
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. 1981. Biometry. 2nd ed. W.H. Freeman & Co. San Francisco. 859 p.
- Schmiegelow, F., C. Machtans y S. Hannon. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. Ecology 78: 1914-1931.
- Tinker, D., C. Resor, G. Beauvais, K. Kipfmüller, C. Fernandes y W. Baker. 1998. Watershed analysis of forest fragmentation by clear cuts and roads in a Wyoming forest. Landscape Ecology 13: 149-165.
- Toledo, V. M., J. Carabias, C. Toledo y C. González Pacheco. 1989. La producción rural en México: Alternativas ecológicas. Colección medio ambiente, núm.6. Fundación Universo Veintiuno, México. 402 p.
- Velásquez, A., J. F. Mas, R. Mayorga-Saucedo, J.R. Díaz, C. Alcántara, R. Castroi, T. Fernández, J.L. Palacio, G. Bocco, G. Gómez-Rodríguez, L. Luna-González, I. Trejo, J. López-García, M. Palma, A. Peralta, J. Prado-Molina y F. González-Medrano. 2002. Estado actual y dinámica de los recursos forestales de México. Biodiversitas 6(41):8-15
- Wickens, G. E. 1966. The practical application of aerial photography for ecological surveys in the savannah regions of Africa. Photogrammetria 21: 31-41.
- Wickham, J., K. Bruce, K. Riitters, T. Wade y R. O'Neill. 1999. Transitions in forest fragmentation: implications for restoration opportunities at regional scale. Landscape Ecology 14: 137-145.
- Zsillinsky, V. G. 1964. The practice of photo interpretation for a forest inventory. Photogrammetria 19: 42-58.

Manuscrito recibido el 24 de noviembre de 2006

Aceptado el 9 de mayo de 2007

Este documento debe citarse como:

Chapa Bezanilla, D., J. Sosa Ramírez y A. de Alba Ávila. 2008. Estudio multitemporal de fragmentación de los bosques en la Sierra Fria, Aguascalientes, México. *Madera y Bosques* 14(1):37-51.