



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

PROGRAMA DE POSTGRADO EN BOTÁNICA

FRAGMENTACIÓN ESPACIO-TEMPORAL Y HEMEROBIA DE LOS PIÑONARES DE LAS SERRANÍAS MERIDIONALES DEL ALTIPLANO POTOSINO

MARÍA ASUNCIÓN GUILLERMO GÓMEZ

T E S I S
PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTORA EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, ESTADO DE MÉXICO

2019

CARTA DE CONSENTIMIENTO DE USO DE LOS DERECHOS DE AUTOR Y DE LAS REGALIAS COMERCIALES DE PRODUCTOS DE INVESTIGACION

En adición al beneficio ético, moral y académico que he obtenido durante mis estudios en el Colegio de Postgraduados, el que suscribe M. C. María Asunción Guillermo Gómez, Alumno (a) de esta Institución, estoy de acuerdo en ser partícipe de las regalías económicas y/o académicas, de procedencia nacional e internacional, que se deriven del trabajo de investigación que realicé en esta institución, bajo la dirección del Profesor Dr. Mario Luna Cavazos, por lo que otorgo los derechos de autor de mi tesis Fragmentación espacio-temporal y Hemerobia de los piñonares de las Serranías Meridionales del Altiplano Potosino

y de los productos de dicha investigación al Colegio de Postgraduados. Las patentes y secretos industriales que se puedan derivar serán registrados a nombre del colegio de Postgraduados y las regalías económicas que se deriven serán distribuidas entre la Institución, El Consejero o Director de Tesis y el que suscribe, de acuerdo a las negociaciones entre las tres partes, por ello me comprometo a no realizar ninguna acción que dañe el proceso de explotación comercial de dichos productos a favor de esta Institución.

Montecillo, Mpio. de Texcoco, Edo. de México, a 2 de mayo de 2019



Firma del
Alumno (a)



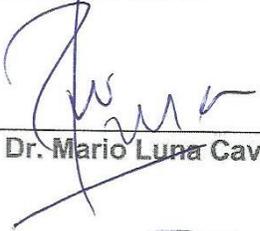
Vo. Bo. del Consejero o Director de Tesis

La presente tesis titulada: **Fragmentación espacio-temporal y Hemerobia de los piñonares de las Serranías Meridionales del Altiplano Potosino**, realizada por la alumna: **María Asunción Guillermo Gómez**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

**DOCTORA EN CIENCIAS
POSGRADO EN BOTÁNICA**

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO



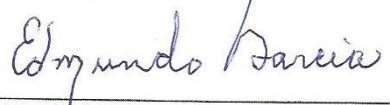
Dr. Mario Luna Cavazos

ASESORA



Dra. Angélica Romero Manzanares

ASESOR



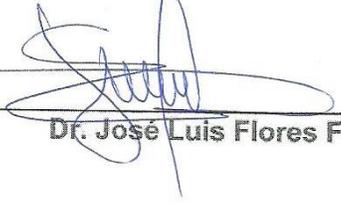
Dr. Edmundo García Moya

ASESOR



Dr. Juan Felipe Martínez Montoya

ASESOR



Dr. José Luis Flores Flores

Montecillo, Texcoco, Estado de México, Mayo de 2019.

FRAGMENTACIÓN ESPACIO-TEMPORAL Y HEMEROBIA DE LOS PIÑONARES DE LAS SERRANÍAS MERIDIONALES DEL ALTIPLANO POTOSINO.

María Asunción Guillermo Gómez, D.C.

Colegio de Postgraduados, 2019

RESUMEN

El presente estudio documenta el uso del Índice de Hemerobia, para estimar el efecto de la intervención humana en las zonas boscosas semisecas de la Sierra San Miguelito y la Sierra Catorce, San Luis Potosí, México, del Altiplano Potosino, dominadas por piñonero y encino. También se evalúa la fragmentación espacio-temporal, a través de indicadores del paisaje, con la ayuda de técnicas de sensores remotos y Sistemas de Información Geográfica (SIGs). Los resultados indican que la Sierra San Miguelito tuvo un aumento del 3.5% de la cobertura forestal de 1981 al 2017, equivalente a 3 mil, 991 ha en 36 años. El 75 % de las parcelas clasifican como Oligohemeróbicas, con un índice de Hemerobia entre 3.8 y 4.0, mientras que el otro 25%, con un índice mayor a 4.0 clasifican como Mesohemeróbicas. La cobertura forestal de la Sierra Catorce se incrementó en 6 mil, 807 ha del año 1980 al 2017, es decir, una ganancia de superficie forestal de 4.1% en 37 años. El 58% de las parcelas muestreadas tienen un índice de Hemerobia mayor o igual a 4.0, que califican como Oligohemeróbicas y el 42% restante se clasifican como Mesohemeróbicas. Es evidente el aumento en la cobertura forestal de ambas sierras y, en ambos piñonares, predomina la Oligohemerobia, conservándose estos bosques, aún con moderado impacto humano causado por el sobrepastoreo de la ganadería caprina y la deforestación.

Palabras clave: cobertura vegetal, estado de conservación, actividades humanas, Sistemas de Información Geográfica, Sierra San Miguelito, Sierra Catorce.

SPATIO-TEMPORAL FRAGMENTATION AND HEMEROBY OF THE PINYON PINE FOREST IN THE SOUTHERN MOUNTAINS OF THE ALTIPLANO POTOSINO

María Asunción Guillermo Gómez, D.C.
Colegio de Postgraduados, 2019

ABSTRACT

The present study documents the use of the Hemeroby Index, to estimate the effect of human intervention on the pinyon pine forests of the Sierra San Miguelito and Sierra Catorce, San Luis Potosí, Mexico. Spatio-temporal fragmentation can also be evaluated through the landscape indicators, with the application of remote sensing techniques and Geographic Information Systems (GIS). The results indicate that the Sierra San Miguelito had an increment in pinyon pine forest cover of 3.5% from 1981 to 2017, equivalent to 3 thousand, 991 ha in 36 years. Seventy five percent of the plots were classified as Oligohemerobic, with a Hemeroby index between 3.8 and 4.0, whereas the other 25%, were classified as Mesohemerobic with a Hemeroby Index ≥ 4.0 . The pinyon pine forest cover of the Sierra Catorce increased by 6 thousand, 807 ha from 1980 to 2017, a gain forest area cover of 4.1% in 37 years. Fifty eight percent of the plots sampled have a Hemeroby Index ≥ 4.0 , which is classified as Oligohemerobic and the remaining 42% are classified as Mesohemerobic. It is evident from these results of this study an increment of the pinyon pine forest cover of both mountain ranges with the predominance of the Oligohemeroby, which gives pace to the conservation of these pinyon pine forests, in spite of an important impact of over browsing by goats and deforestation.

Key words: vegetation cover, state of conservation, human activities, Geographic Information Systems, Sierra San Miguelito, Sierra Catorce.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico brindado para la realización de mis estudios de Doctorado (Beca No. 247173).

Al Colegio de Postgraduados Campus Montecillo y al personal académico, en especial a los profesores del Programa de Posgrado en Botánica, por compartir sus conocimientos.

A los trabajadores de la Biblioteca y a las secretarías de la Subdirección Académica del Colegio de Postgraduados, que desde un principio demostraron gran accesibilidad y apoyo.

Al Director del Colegio de Postgraduados Campus San Luis Potosí, Dr. Víctor Manuel Ruíz Rivera y al Lic. Miguel Ángel Espinosa Pérez, por las facilidades otorgadas durante las estancias académicas y la facilitación de recursos y apoyos durante el trabajo de campo.

A los miembros del Consejo Particular: Dra. Angélica Romero Manzanares, Dr. Mario Luna Cavazos, Dr. Edmundo García Moya, Dr. José Luis Flores Flores y Dr. Juan Felipe Martínez Montoya por su gran disposición, enseñanzas, revisión y aportaciones al presente trabajo.

A la Dra. Alexandra Stoll, Investigadora del Centro de Estudios Avanzados en Zonas Áridas (CEAZA), en La Serena, Chile, por su capacitación en los cálculos de Hemerobia.

Un agradecimiento muy especial: al Ing. Pedro Nájera Quezada de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí (UASLP), por su colaboración en el trabajo de campo, muestreos e identificación de especies; a la Ing. Lourdes Soto Torres también de la UASLP por su ayuda en recorridos y entrevistas en la Sierra San Miguelito; al M.C. Patricio Sánchez Guzmán del Colegio de Postgraduados Campus Montecillo y a la Ing. Yullivani Ramírez Jiménez de la Universidad Autónoma Chapingo por su apoyo en la aplicación de las entrevistas en Real de Catorce.

A Doña María y a Don Gono, por su hospitalidad en La Amapola, S. L. P.

A Candelaria Cervantes, Corina Morales Pérez y Karlita, por su gran apoyo y amistad.

A José Reyes, Alejandra Zárate, Nicole Kretshmer, Francisco Pizarro y Patricio Jofré, de La Serena, Chile, por su hospitalidad y amistad.

A mis amigas: Gudelia Hipólito, Adriana Paredes, Griselda Chávez, Rosario Ramírez, Angélica Gutiérrez, Yaredi García e Isabela Pérez, por conservar una bella amistad aún con el paso del tiempo y la distancia.

A la Sra. Guadalupe Ovando y a María Luisa González, por su apoyo y por adoptarme por un tiempo.

A la familia Ruiz Paredes, en especial a Brandon Ruiz Paredes y a Doña Eligia Paredes, por su apoyo incondicional.

A todas las personas que no les pregunté su nombre y que se toparon en mi camino durante el trabajo de campo y durante toda esta aventura que, sin conocerme, me tendieron la mano y me brindaron su apoyo.

A la familia Gómez Jiménez y Guillermo Gómez, por su comprensión y por siempre estar ahí a pesar de mis ausencias.

DEDICATORIA

A Dios, por darme la vida y permitirme dar un paso más en mi vida.

A Karol Helena, que vino a alegrar nuestras vidas y a quien amamos tanto.

A mi mamita Concepción Gómez Jiménez, por ser la mujer más trabajadora que conozco, a la que más admiro y amo en este mundo.

A mi tío Serafín Gómez Jiménez, por ser como un padre para mí, por todo el cariño y apoyo brindado desde que tengo memoria.

A mis hermanitas Yesenia del Carmen, Martha Patricia, Fátima Concepción y Julia Cristina; a mi hermano Jorge Alberto y a mis sobrinos Didier, Hannia y Valentina, por llegar a alegrar nuestras vidas.

A la familia Gómez Jiménez por estar ahí siempre.

A mi abuelito Nicolás Gómez Jiménez (Papá), que se nos adelantó en el camino.

CONTENIDO

	Página
RESUMEN	iv
ABSTRACT	v
AGRADECIMIENTOS	vi
DEDICATORIA	viii
LISTA DE CUADROS	xii
LISTA DE FIGURAS	xiii
INTRODUCCIÓN GENERAL	1
Objetivos.....	1
Hipótesis.....	2
Descripción general del área de estudio.....	2
LITERATURA CITADA.....	3
CAPÍTULO I. ANÁLISIS ESPACIAL Y HEMEROBIA PARA ESTIMAR EL IMPACTO DE LA ACTIVIDAD HUMANA Y CONSERVACIÓN DE LOS PIÑONARES DEL ALTIPLANO	
POTOSINO	4
1.1. RESUMEN.....	4
1.2. INTRODUCCIÓN.....	5
1.3. ANTECEDENTES.....	8
1.3.1. Estructura del paisaje de los piñonares.....	8
1.3.2. Ecología del paisaje.....	9
1.3.3. Uso de la tierra.....	10
1.4. MÉTODOS DE ESTUDIO DEL PAISAJE.....	11
1.4.1. Sensores remotos y Sistemas de Información Geográfica.....	11
1.4.2. Métricas o Índices del Paisaje.....	12
1.5. ALGUNOS ESTUDIOS DE CASO BASADOS EN EL ÍNDICE DE HEMEROBIA.....	22
1.6. CONCLUSIONES.....	28
1.7. LITERATURA CITADA.....	29
CAPÍTULO II. FRAGMENTACIÓN ESPACIO-TEMPORAL Y HEMEROBIA DE LOS PIÑONARES DE LA SIERRA SAN MIGUELITO, SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO	39
2.1. RESUMEN.....	39
2.2. INTRODUCCIÓN.....	40

2.3.	MÉTODO.....	44
2.3.1.	Área de estudio.....	44
2.3.2.	Fragmentación.....	45
2.3.2.1.	Uso y análisis de imágenes satelitales.....	45
2.3.2.2.	Métrica de la fragmentación.....	47
2.3.3.	Hemerobia.....	48
2.3.3.1.	Método de evaluación.....	48
2.3.3.2.	Muestreo de vegetación y entrevistas.....	48
2.3.3.3.	Mapeo multitemporal de la hemerobia.....	50
2.4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	51
2.4.1.	Fragmentación.....	51
2.4.1.1.	Cobertura vegetal.....	51
2.4.1.2.	Índices de Fragmentación.....	55
2.4.2.	Hemerobia.....	57
2.5.	CONCLUSIONES.....	63
2.6.	LITERATURA CITADA.....	65
CAPÍTULO III. FRAGMENTACIÓN ESPACIO-TEMPORAL Y HEMEROBIA DE LOS		
PIÑONARES DE LA SIERRA DE CATORCE, SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO.....		
3.1.	RESUMEN.....	73
3.2.	INTRODUCCIÓN.....	74
3.2.1.	Fragmentación.....	75
3.2.2.	Hemerobia.....	75
3.3.	MÉTODO.....	76
3.3.1.	Área de estudio.....	76
3.3.2.	Fragmentación.....	78
3.3.2.1.	Uso y análisis de imágenes satelitales.....	78
3.3.2.2.	Métrica de la fragmentación.....	80
3.3.3.	Hemerobia.....	81
3.3.3.1.	Método de evaluación.....	81
3.3.3.2.	Muestreo de vegetación y entrevistas.....	82
3.3.3.3.	Mapeo multitemporal de la hemerobia.....	83
3.4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	84

3.4.1. Fragmentación.....	84
3.4.1.1. Cobertura vegetal	84
3.4.1.2. Índices de Fragmentación	86
3.4.2. Hemerobia.....	88
3.5. CONCLUSIONES.....	93
3.6. LITERATURA CITADA.....	95
DISCUSIÓN GENERAL.....	102
CONCLUSIÓN GENERAL.....	103
ANEXOS.....	104
ANEXO 1. Formato de las entrevistas semi-estructuradas realizadas en la Sierra San Miguelito y en la Sierra de Catorce	104

LISTA DE CUADROS

	Página
Cuadro 1.1. Nomenclatura, formulación y descripción de los índices de paisaje utilizados (McGarigal y Marks, 1995).....	14
Cuadro 1.2. Presencia (✓) y Ausencia (x) de categoría de Hemerobia en diversas situaciones ecológicas.	19
Cuadro 2.1. Índices de Fragmentación de la Sierra San Miguelito en el periodo 1981 a 2017.	55
Cuadro 2.2. Índice de Hemerobia de las localidades muestreadas por unidad de muestreo y promedio de cada una de ellas.....	58
Cuadro 2.3. Superficie de hemerobia expresada en hectáreas en la Sierra San Miguelito.....	60
Cuadro 2.4. Análisis estadísticos de las categorías de Hemerobia.....	61
Cuadro 3.1. Índices de Fragmentación de la Sierra de Catorce en el periodo 1980 a 2017.	86
Cuadro 3.2. Índice de Hemerobia de las localidades muestreadas por unidad de muestreo y promedio de cada una de ellas.....	89
Cuadro 3.3. Superficie de hemerobia expresada en hectáreas en la Sierra de Catorce.....	90
Cuadro 3.4. Análisis estadísticos de las categorías de Hemerobia.....	90

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 2.1. Ubicación del área de estudio.	44
Figura 2.2. Clases de cobertura vegetal en el área de estudio.	46
Figura 2.3. Forma de la unidad de muestreo que se utiliza en comunidades semiáridas (CONAFOR, 2011).....	49
Figura 2.4. Cobertura vegetal en ha y su equivalencia en porcentaje en la Sierra San Miguelito en 1981, 1990, 2000, 2011 y 2017.	52
Figura 2.5. Hemerobia de la Sierra San Miguelito en 1981, 1990, 2000, 2011 y 2017.	59
Figura 3.1. Ubicación del área de estudio.	77
Figura 3.2. Clases de cobertura vegetal en el área de estudio.	79
Figura 3.3. Forma de la unidad de muestreo utilizadas en comunidades semiáridas (CONAFOR, 2011).....	82
Figura 3.4. Cobertura vegetal en ha y su equivalencia en porcentaje en la Sierra de Catorce de los años 1980, 1990, 2001, 2010 y 2017.	85
Figura 3.5. Hemerobia de la Sierra de Catorce de los años 1980, 1990, 2001, 2010 y 2017.	91

INTRODUCCIÓN GENERAL

La fragmentación forestal influye en el calentamiento global, la reducción de la captura de carbono, el cambio en las propiedades de los suelos, el incremento del número de especies de animales y vegetales en riesgo y la reducción de hábitats o la pérdida de ecosistemas (Aguilar *et al.*, 2000; Mas y Correa, 2000).

El empleo de Sistemas de Información Geográfica (SIG) y el análisis de imágenes satelitales, constituyen un conjunto de técnicas relevantes para estimar la pérdida y la fragmentación de los bosques y otros ecosistemas en ambientes diversos, incluidas las zonas tropicales (Álvarez *et al.*, 2003), áridas y semiáridas de México (Kepner *et al.*, 2000; Manjarrez-Domínguez *et al.*, 2015).

La protección de la naturaleza y la diversidad biológica, son objetivos prioritarios para la ciencia, al integrar varios campos de investigación enfocados en la evaluación del estado de conservación de las comunidades vegetales.

La valoración de la cubierta vegetal con indicadores espaciales es limitada, mientras que el impacto de las actividades humanas va en aumento. Con base en lo anterior, el propósito de este estudio fue estimar, mediante el índice de Hemerobia, la influencia de las actividades humanas en dos serranías del estado de San Luis Potosí, cuya cubierta forestal está caracterizada por bosques de *Pinus* del grupo *Cembroides*.

Objetivos

Los objetivos de la presente investigación son:

- 1) Documentar el índice de Hemerobia y criterios de evaluación, para su posterior aplicación.
- 2) Cuantificar la fragmentación de los piñonares de la Sierra San Miguelito, San Luis Potosí, ocurrida en un período de 36 años, tipificar la hemerobia y estimar su estado de conservación.

- 3) Evaluar mediante fragmentación y hemerobia, los cambios espacio-temporales del paisaje y el estado de conservación de la vegetación de la Sierra Catorce, San Luis Potosí, México.

Hipótesis

- Se espera que a mayor fragmentación se tenga mayor índice de hemerobia.
- Que la clasificación de hemerobia sea homogénea en la Sierra San Miguelito y en la Sierra Catorce.
- Que en la actualidad se tenga mayor nivel de fragmentación en los piñonares con respecto al tiempo inicial.
- Que el índice de hemerobia actual refleje alta intervención humana en los piñonares.

Descripción general del área de estudio

El Desierto Chihuahuense es una de las zonas áridas de mayor extensión, localizado en la parte centro-norte del país, entre la Sierra Madre Oriental, el Eje Neovolcánico y la Sierra Madre Occidental, prolongándose hasta el sur de los Estados Unidos. Comprende áreas en Nuevo México y Texas, porciones bajas de los estados de Chihuahua y Coahuila, partes de Durango, Zacatecas, Nuevo León y San Luis Potosí (Hernández y García, 1997).

El estado de San Luis Potosí es donde se ubican nuestras áreas de estudio. La Sierra San Miguelito y la Sierra Catorce son áreas interesantes para estudiar el estado de conservación de los piñonares y la fragmentación de los mismos, debido a su topografía, condiciones edáficas y al aparente escaso deterioro de la vegetación natural (Sánchez, 1998).

LITERATURA CITADA

- Aguilar, C., E. Martínez y L. Arriaga. 2000. Deforestación y fragmentación de ecosistemas: qué tan grave es el problema en México. CONABIO. Biodiversitas 30: 7-11.
- Álvarez, R., R. Bonifaz, S. Lunetta R., C. García, G. Gómez, R. Castro, A. Bernal, and A. L. Cabrera. 2003. Multitemporal land-cover classification of Mexico using Landsat MSS imagery. *International Journal of Remote Sensing* 24: 2501-2514.
- Hernández C., M. E. y E. García. 1997. Condiciones climáticas de las zonas áridas de México. *Geografía y Desarrollo* 15: 5-16.
- Kepner, W. G., C. J. Watts, C. M. Edmonds, J. K. Maingi, S. E. Marsh and G. Luna. 2000. A landscape approach for detecting and evaluating change in a semi-arid environment. *Environmental Monitoring and Assessment* 64: 179-195.
- Manjarrez-Domínguez, C., A. Pinedo-Álvarez, C. Pinedo-Álvarez, F. Villarreal-Guerrero and L. Cortés-Palacios. 2015. Vegetation landscape analysis due to land use changes on arids lands. *Polish Journal of Ecology* 63: 167-174.
- Mas, J. F. y S. J. Correa. 2000. Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida "Los Petenes", Campeche, México. *Investigaciones Geográficas* 43: 42-59.
- Sánchez G., A. 1998. Clasificación y ordenación de la vegetación de la Sierra de Catorce, San Luis Potosí. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.

CAPÍTULO I. ANÁLISIS ESPACIAL Y HEMEROBIA PARA ESTIMAR EL IMPACTO DE LA ACTIVIDAD HUMANA Y CONSERVACIÓN DE LOS PIÑONARES DEL ALTIPLANO POTOSINO

1.1. RESUMEN

Los cambios en la estructura del paisaje están asociados, por lo general, a factores físicos, biológicos y sociales. Las regiones forestales semisecas de México, caracterizadas por bosques de pinos y encinos, están expuestas a cambios derivados de las presiones ambientales y humanas. Para estudiar el efecto de la transformación del paisaje por la acción humana sobre los diversos sistemas biológicos, se requiere de métodos sistemáticos, comparativos y cuantitativos, que permitan medir, a través de indicadores, el efecto de la intervención sobre los elementos de los ecosistemas. Se documentan diversos entornos ecosistémicos, el uso y la aplicación de varios indicadores de cambio del paisaje y se discute, en particular, el Índice de Hemerobia (IH) como método de medición de cambio, a través de indicadores del paisaje. Con el uso de criterios ecológicos relacionados con la vegetación, se pretende demostrar la utilidad de su aplicación, aunado a técnicas de sensores remotos y Sistemas de Información Geográfica (SIGs), para la estimación espacio-temporal del impacto de la intervención humana en las zonas boscosas semisecas del Altiplano Mexicano, dominadas por piñonero y encino. Se concluye que el IH es un indicador que reúne los criterios necesarios para analizar, en el espacio y el tiempo, de manera objetiva, repetible y de forma integrada, las diversas influencias de las intervenciones humanas. A través de los indicadores ecológicos y de gestión, este índice ayudaría a valorar el impacto de la actividad humana que incide sobre los atributos estructurales de la vegetación y su hábitat. En el caso de los piñonares del Altiplano Mexicano, el estudio del paisaje basado en el Índice de Hemerobia, se complementarían con indicadores biológicos, económicos y sociales, tanto de campo como históricos, para ofrecer un diagnóstico más preciso. De particular interés resulta identificar sitios que requieran protección, conservación de la biodiversidad, rehabilitación o mantenimiento de los servicios

ambientales; inclusive, para ponderar las consecuencias de las actividades humanas en la sostenibilidad forestal.

Palabras clave: humanización, fragmentación, Índice de Hemerobia, impacto de la actividad humana, cambio de uso de la tierra, piñonares.

1.2.INTRODUCCIÓN

A escala global, regional y local, la urbanización junto con el cambio ambiental creciente por las actividades económicas, es síntoma de transformación de la naturalidad del planeta (Renetzeder *et al.*, 2010; Zhou *et al.*, 2015). Esto significa cambio de los biomas naturales por biomas humanizados, además de crecimiento demográfico con efectos en salud pública y en economía. En el caso de México, se registran 0.5 ha de cubierta forestal per cápita, mientras que la media mundial se valora en 0.7, lo que significa que ha habido reemplazo de vegetación natural por otra, asociada a las actividades humanas como zacatales inducidos y cultivos (Velázquez *et al.*, 2002a). Los cambios de cobertura y de uso de la tierra influyen, de manera directa, en el ciclo hidrológico, la pérdida de la biodiversidad, la erosión, el aumento de gases invernadero (FAO, 2015; García-Mora y Mas, 2011) y la reducción de la productividad de los ecosistemas (Velázquez *et al.*, 2002b).

El uso de indicadores con base en la condición de la vegetación (Dale y Beyeler, 2001) es prioritaria para el diagnóstico y la valoración ecosistémica. Esto se debe a que de la cubierta vegetal depende la estabilidad estructural y funcional del ecosistema, así como los usos y destinos apropiados o inclusive la gestión de los recursos (Monroy-Ortiz *et al.*, 2009). Algunos indicadores de la transformación del paisaje, inducida en lo sustantivo, por la humanización de las áreas naturales, se confunden con causas y consecuencias como la fragmentación de territorios, reducción de hábitats, modificación de la estructura y función, disminución de biodiversidad, variación del tamaño de las poblaciones o reducción del intercambio entre poblaciones o comunidades, y la desvaloración de la naturalidad.

La caracterización y comprensión de las interacciones del hombre con su ecosistema y los patrones ecológicos globales, fue abordada por Ellis y Ramankutty (2008), quienes propusieron el concepto de antromas para referirse a “biomas humanizados”, es decir, a los originados por acción directa o indirecta del hombre. El término bioma hace referencia a lo natural (DRAE, 2014). Los biomas son las unidades básicas que los ecólogos usan para describir los patrones y procesos globales de los ecosistemas.

Ellis *et al.* (2010) y Ellis (2013), hacen una comparación de los antromas del año 1700 y 2000, y encontraron una reducción del 40% en la superficie del estado natural del planeta, y un aumento del 20% en superficie ocupada por la agricultura y los asentamientos humanos. Dichos autores concluyeron que se han transformado en antromas con distinto grado de alteración, más de tres cuartas partes del planeta.

El concepto de Huella Ecológica (Sanderson *et al.*, 2002) es un indicador del impacto ambiental generado por la demanda humana que se hace de los recursos existentes del planeta, relacionándola con la capacidad ecológica de la Tierra de regenerar sus recursos. La medida puede realizarse a diferentes escalas: individuo, poblaciones o comunidades.

Resulta de interés utilizar indicadores ecológicos y de planificación ambiental (Heink y Kowarik, 2010) para conocer condiciones, cambios, presiones, estados y respuestas (OECD, 2003), estimar el impacto de la utilización y la conservación de los recursos y dar seguimiento a la continuidad de la productividad y la salud ecosistémica para aproximarse a la sustentabilidad. Los conceptos de antroma, paisaje y ecosistema, coinciden en considerarse como entidades físicas, ecológicas y sociales, que se pueden describir y delimitar en el espacio y en el tiempo.

El análisis de la fragmentación permite explicar tendencias en los patrones ecológicos del paisaje (Southworth *et al.*, 2002). Para ello, las técnicas de percepción remota infieren las propiedades biofísicas de la vegetación, los cambios

en cobertura y otros procesos ecosistémicos (Millington y Alexander, 2000). Es posible también delimitar las áreas potenciales de conservación de la naturaleza, así como evaluar, dar seguimiento a sitios de recuperación (dos Anjos de Souza *et al.*, 2011) y planificar el desarrollo sostenible (Huete *et al.*, 2011).

Zechmeister y Moser (2001) y Zechmeister *et al.* (2002), plantearon que el hábitat y su diversidad estructural mejoran con la reducción de la intensidad del uso de la tierra. Con base en indicadores de antropización e Índice de Hemerobia, los autores demostraron que existe relación inversa entre riqueza de briofitas e intensidad de uso del espacio, tanto a nivel de hábitat como a escala de paisaje. Este índice, que data de hace más de 60 años, ha sido utilizado, con frecuencia, en los bosques de Europa. En América se ha utilizado muy poco (Stoll, 2007; 2008), sólo en Colombia (Martínez-Dueñas, 2010), Brasil (dos Anjos de Souza *et al.*, 2011) y Venezuela (Gutiérrez *et al.*, 2013); y es prácticamente desconocido en México, sólo hay una aplicación para una microcuenca hidrográfica (Marino *et al.*, 2017).

La mayoría de las evaluaciones forestales en campo hechas en México han sido orientadas a bosques templados con enfoque cualitativo (Antonio-Némiga *et al.*, 2008) y cuantitativo (de León *et al.*, 2014). Destaca la falta de atención a los bosques de tierras semiáridas, las que ocupan 60% del territorio mexicano (CONAZA, 2014). Ahí existen asociaciones de pastizales, matorrales xerófilos o encinares arbustivos y bosques de pinos. En la mayoría de los casos se forman ecotonías amplias entre las comunidades vegetales que convergen (Rzedowski, 2006).

La aplicación de indicadores para la definición de los impactos de la actividad humana en esos ambientes restrictivos es inexistente. Por ello, se considera importante diagnosticar, con propiedad, estos bosques a escala local, pero también regional, con base en los cambios de cobertura vegetal como indicador del estatus y tendencia de la cubierta forestal. La presión social sobre el territorio seco mexicano se advierte por el 85% del Producto Interno Bruto (INEGI, 2015) generado por el 77% de la población nacional que ahí vive.

La precisión de los factores de impacto en el caso de los bosques de piñoneros mexicanos, mostraría ¿con qué intensidad los seres humanos han influido en el ecosistema forestal seco? Y, por lo tanto, se podría determinar ¿cuál ha sido el impacto de la influencia humana sobre los paisajes forestales semiáridos de México? O, derivado del resultado del análisis de indicadores como el de Hemerobia se anticiparía ¿qué decisiones tomar para el aprovechamiento y conservación de los ecosistemas forestales secos del país?

Debido a que los bosques de pino-encino están en zonas de difícil acceso, que tienen limitaciones ambientales y afectaciones derivadas de actividades humanas como la minería, la ganadería extensiva en libre pastoreo, el aprovechamiento forestal o la extracción del piñón, se esperaría que dichas afectaciones generen presiones negativas para la permanencia y conservación forestales.

1.3. ANTECEDENTES

1.3.1. Estructura del paisaje de los piñonares

El norte de México está caracterizado por un paisaje seco con vegetación xerofítica en el Altiplano y masas forestales en las áreas montañosas bajas (Romero-Manzanares *et al.*, 1996; Martínez, 2006). El Desierto Chihuahuense, debido a la heterogeneidad ambiental, representa el segundo centro de diversidad y de endemismo para los piñoneros (*Pinus* subsección *Cembroides*) (Lanner, 1981), lo que justifica la importancia de los piñonares en términos fitogeográficos y ecológicos (Romero-Manzanares *et al.*, 2014).

El cambio de uso de la tierra ha sido reconocido, a nivel mundial, como uno de los principales factores modificadores del entorno (Dolman *et al.*, 2003). Los piñonares no escapan de esta tendencia, su distribución escasa y dispersa en las montañas del Altiplano Mexicano (Romero-Manzanares *et al.*, 1996), hace de estos sitios una zona de alta fragilidad ante la presión intensa del pastoreo (Huber-Sannwald *et al.*, 2006; Braasch, 2012). La carga animal sobrepasa la recomendada por las agencias

gubernamentales (de los Ríos *et al.*, 2008), pero sobre todo a la del ecosistema, con el consecuente deterioro de esos entornos.

También, se carece de gestión planificada del bosque, además del aprovechamiento pecuario, por lo general se recolecta madera, leña y piñón para el autoconsumo y venta; esto tiene valor social y económico, pero no hay planificación ecológica en contra del deterioro. Cabe destacar que estas zonas tienen funciones significativas en el entorno de la microcuenca, como evitar la erosión del suelo y propiciar la infiltración y recarga de los acuíferos (Pérez-Suárez *et al.*, 2013).

Con base en lo anterior, y en consideración a que la mayoría del conocimiento se tiene a nivel de campo, es importante identificar mediante indicadores a escala espacial, dónde se presentan los mayores cambios en la cobertura forestal de los piñonares, en particular, cuáles son los inductores causales de cambio y cuál es la tasa o velocidad de cambio con la que se han estado transformando, y con base en ello, pronosticar el futuro de estos ecosistemas. Al mismo tiempo, es importante identificar cuáles son los lugares donde aún se mantienen zonas con suficiente cobertura forestal, y valorar su contribución en la conservación de la biodiversidad.

Se pretende mostrar a través de literatura especializada, que la combinación de herramientas espaciales con los indicadores ecológicos involucrados en el Índice de Hemerobia, permitirían diagnosticar el grado de intervención e impacto de la influencia de la actividad humana sobre las zonas boscosas semisecas del Altiplano Mexicano, resultado que podría ser utilizado para fines de planeación del uso de la tierra.

1.3.2. Ecología del paisaje

La ecología del paisaje es un término descrito en 1939 por el biogeógrafo alemán Carl Troll, como una integración entre el ambiente, la biota y los componentes humanos (Turner, 2005). Surge en estrecha relación con la geografía y se desarrolla a partir de la segunda mitad del siglo XX (Vila *et al.*, 2006). El paisaje representa la

unidad espacial donde se desarrollan la vida y las actividades humanas. Es una superficie heterogénea constituida por un conjunto de ecosistemas que están en interacción (Dajoz, 2002).

La principal modificación de los paisajes actuales reside en la fragmentación espacial y de los grandes ecosistemas en pequeños elementos aislados entre sí, lo que provoca una heterogeneidad espacial mayor, con efectos de frontera cada vez más frecuentes y falta de conectividad. La fragmentación del paisaje ocasiona la desaparición de algunas especies y la alteración de procesos ecosistémicos (William, 2002).

La heterogeneidad es lo que más caracteriza a un paisaje, la cual es revelada por una estructura horizontal compleja y la interdependencia de los diversos elementos (Dajoz, 2002). La ecología del paisaje centra su atención en tres características: la estructura, la funcionalidad y el cambio (Forman y Godron, 1986).

La interpretación del paisaje se hace con base en los mosaicos espaciales, cuyos elementos son las diferencias en el substrato, la dinámica natural con sus perturbaciones y la actividad humana. En el mosaico se diferencian tres elementos: a) los fragmentos, que son las unidades morfológicas que se pueden diferenciar en el territorio; b) los corredores, que son las conexiones entre fragmentos y, c) la matriz, que es el complejo terrestre donde están inmersos los fragmentos y los corredores. Desde el punto de vista funcional del espacio, se requiere la determinación del elemento dominante, el que ocupa mayor superficie, el que está mejor conectado y que desempeña un papel fundamental en la dinámica del paisaje (Vila *et al.*, 2006).

1.3.3. Uso de la tierra

El término uso de la tierra se utiliza para expresar alguna categoría dentro de la clasificación de las actividades humanas que ocupan cierta superficie de tierra, ya sea agricultura, pastoreo, aprovechamientos forestales, minería, urbanización,

industria, infraestructura, etc., que conlleva a impactos ambientales, en particular con afectaciones a la biodiversidad (Garraín *et al.*, 2007).

El uso de la tierra se define por el resultado de las actividades socioeconómicas que se desarrollaron sobre una cobertura vegetal. Dichas actividades se relacionan con la apropiación de los recursos naturales, para la obtención de bienes y servicios (Bocco *et al.*, 2001). Los usos de la tierra y el arreglo espacial de éstos en el paisaje, tienen relevancia para la conservación de la biodiversidad y para los bienes y servicios que la sociedad pueda obtener de la naturaleza (Petitpas, 2010).

Los cambios que ocurren en los paisajes se estudian de diversas maneras, ello, debido a los tipos de paisajes que existen y del contexto disciplinario de los científicos que los estudian (Foody, 2002).

1.4. MÉTODOS DE ESTUDIO DEL PAISAJE

La ecología del paisaje es una perspectiva científica transdisciplinaria, consolidada y reconocida, que intenta comprender y ayudar a resolver algunos de los principales retos ambientales contemporáneos, para la conservación del patrimonio natural y cultural (Vila *et al.*, 2006). Su estudio se apoya en sensores remotos, indicadores ecológicos, métrica del paisaje y otros elementos.

1.4.1. Sensores remotos y Sistemas de Información Geográfica

El estudio de la ecología del paisaje ha estado relacionado con el desarrollo de los sensores remotos (fotografías aéreas, imágenes satelitales) y el uso de los Sistemas de Información Geográfica (Altamirano *et al.*, 2012). La imagen satelital es una representación digital del mosaico que integra un paisaje determinado, al que es posible aplicar cálculos matemáticos y estadísticos (Chuvienco, 2006). La elaboración de mapas temáticos a partir de sensores remotos, sirve para caracterizar y comprender la dinámica del paisaje y fundamentar los planes de conservación y ordenación territorial (Petitpas, 2010). Los cambios en la estructura

del paisaje, por lo general, están asociados a factores físicos, biológicos y sociales, pero su análisis integrado es poco frecuente (Torres-Gómez *et al.*, 2009).

Los productos de sensores remotos permiten la visión sinóptica del territorio, la cobertura multitemporal y la facilidad de procesamiento en formato digital; por ello, la percepción remota se ha empleado para el mapeo de las cubiertas terrestres y dar seguimiento a las tendencias espacio-temporales del uso y cobertura de la tierra (Sánchez-Flores *et al.*, 2011). La clasificación espectral de imágenes satelitales representa la categorización temática de la información obtenida por los sensores remotos. Para el análisis geográfico con visión a futuro, se generan escenarios de protección y gestión informados de los recursos naturales.

Los Sistemas de Información Geográfica son accesibles a los planificadores y formuladores de políticas porque permiten almacenar, incorporar, analizar, manipular, depurar, desplegar e integrar información ambiental, económica y social en un solo sistema. Además, facilitan la sobreposición de datos para fines comparativos, la actualización de información en tiempo real para ilustrar cambios en el tiempo, los cambios de escala para microanálisis, la derivación de datos no disponibles mediante la intervención de factores conocidos, la integración de conjuntos de datos indicadores de las ciencias sociales y físicas, la incorporación de datos adquiridos mediante sensores remotos para seguimiento ambiental continuo y el modelado de procesos físicos y sociales con fines de simulación y predicción (Ford *et al.*, 1990). También pueden crear y gestionar datos biogeográficos y culturales, los que pueden fungir como indicadores ecológicos abióticos, bióticos, socioeconómicos y culturales, además de que generan información válida para la toma de decisiones (Rosete y Bocco, 2003).

1.4.2. Métricas o Índices del Paisaje

El cálculo de métricas de paisaje basadas en índices para jerarquizar patrones de mapas, es uno de los métodos más tradicionales para el análisis de la estructura

espacial del paisaje y para relacionar patrones espaciales con procesos o funciones ecológicas (Turner, 2005; Altamirano *et al.*, 2012).

Los métodos cuantitativos son aplicables a nivel de fragmento, de clase y de paisaje. Las métricas o índices del paisaje son procedimientos de cálculo (algoritmos) que cuantifican las características espaciales de fragmentos, clases de fragmentos o mosaicos enteros de paisaje. Estas métricas se dividen en dos grandes categorías: 1) las que cuantifican la composición de un mapa sin referencia de atributos espaciales (número de fragmentos, abundancia proporcional de cada clase) y, 2) las que cuantifican la configuración espacial del mapa, con información para la estimación, como relación de fragmentos aislados, forma del fragmento, área, dispersión y otras variables (McGarigal y Marks, 1995; Gustafson, 1998).

Las propiedades espaciales del paisaje (tamaño de fragmento, diversidad, dominancia) son utilizadas en ecología de la conservación, ya que se relacionan con los flujos biológicos, la calidad del hábitat, la biodiversidad, la productividad y el funcionamiento del ecosistema (Gutiérrez *et al.*, 2013). Existen diversos programas para cuantificar las características de la estructura del paisaje: *Fragstats*, *Grass*, *Patch Analyst* (Vila *et al.*, 2006; McGarigal *et al.*, 2012).

El Cuadro 1.1 muestra la nomenclatura, formulación y descripción de algunos Índices de Paisaje formulados estadísticamente, tales como índices de: área, forma, ecotono, hábitat, distancia, vecindad, conectividad y diversidad del paisaje (McGarigal y Marks, 1995).

Cuadro 1.1. Nomenclatura, formulación y descripción de los índices de paisaje utilizados (McGarigal y Marks, 1995).

Nomenclatura	Formulación	Unidades	Descripción
Área total (TA) <i>Total Area</i>	$TA=A(1/10,000)$	Hectáreas	TA es igual a la superficie total expresada en hectáreas. La fórmula refleja la conversión de m ² a hectáreas.
Número de fragmentos (NP) <i>Number of Patches</i>	NP=N NP=1 cuando todo el paisaje está formado por un solo fragmento	Ninguna	NP es igual al número de fragmentos de un paisaje. El NP no incluye ningún fragmento de fondo situado dentro del perímetro del paisaje, ni de fragmentos situados en la frontera del paisaje.
Tamaño promedio de fragmentos (MPS) <i>Mean Patch Size</i>	$MPS= \frac{A}{N} \left(\frac{1}{10,000} \right)$	Hectáreas	MPS es igual a la superficie total del paisaje (m ²), dividida por el número total de fragmentos y multiplicado por el inverso de 10 mil para convertirlo en hectáreas.
Desviación estándar del tamaño de fragmentos (PSSD) <i>Patch Size Standard Deviation</i>	$PSSD= \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \left[a_{ij} - \left(\frac{A}{N} \right) \right]^2}{N}} \left(\frac{1}{10,000} \right)$	Hectáreas	PSSD es igual a la raíz cuadrada de la suma de las desviaciones típicas de cada una de las áreas fragmentadas respecto del tamaño promedio de fragmentos (MPS), dividido por el número total de fragmentos, y multiplicado por el inverso de 10 mil (para convertirlo a hectáreas); esto es, la raíz cuadrada del error cuadrático medio del tamaño de fragmentos. Se trata de una desviación típica poblacional, no de una desviación típica muestral.
Índice del fragmento más largo (LPI) <i>Largest Patch Index</i>	$LPI= \frac{\max_{j=1}^n (a_{ij})}{A} (100)$	Porcentaje	Descripción: LPI es igual al área (m ²) de la tesela (mosaico) mayor del paisaje, dividido por el área total del paisaje (m ²), multiplicado por 100 (para expresarlo en porcentaje). LPI es el porcentaje del paisaje ocupado por el fragmento mayor.
Densidad de borde (ED)	$ED= \frac{E}{A} (10,000)$	Metros por hectárea	ED es igual a la suma de las longitudes (m) de todos los bordes de fragmentos

<i>Edge Density</i>			presentes en el paisaje, multiplicada por 10,000 (para convertirla a hectáreas).
Índice de forma del paisaje (LSI) <i>Landscape Shape Index</i>	$LSI = \frac{.25 E'}{\sqrt{A}}$	Ninguna	LSI es igual a la suma de las fronteras del paisaje y todos los segmentos de fragmentos de borde internos del paisaje, dividida entre la raíz cuadrada del área total del paisaje (m ²), ajustada mediante una constante (0.25) estándar circular (formato vectorial) o constante estándar cuadrada (formato raster).
Índice promedio de forma (MSI) <i>Mean Shape Index</i>	$MSI = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n (\frac{.25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}})}{N}$	Ninguna	MSI es igual a la suma del perímetro del fragmento (m) dividido entre la raíz cuadrada del área del fragmento (m ²) de cada fragmento, ajustada mediante una constante (0.25) al estándar circular (formato vectorial) o al estándar cuadrado (formato ráster), dividida entre el número de fragmentos (NP).
Índice medio de forma, ponderado por el área (AWMSI) <i>Area-weighted Mean Shape Index</i>	$AWMSI = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n [(\frac{.25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}) (\frac{a_{ij}}{A})]$	Ninguna	AWMSI es igual a la suma, para todos los fragmentos, de su perímetro (m) dividido entre la raíz cuadrada de su área (m ²), ajustada por una constante (0.25) para el estándar circular (formato vectorial) o para el estándar cuadrado (formato ráster), multiplicado por el área de la tesela (m ²) dividido por el área total del paisaje.
Índice de diversidad de Shannon (SHDI) <i>Shannon's Diversity Index</i>	$SHDI = - \sum_{i=1}^m (P_i - \ln P_i)$	Ninguna	SHDI es igual a menos la suma de la abundancia proporcional de cada tipo de fragmento multiplicado por el logaritmo natural de tal abundancia proporcional.
Índice de diversidad de Simpson (SIDI) <i>Simpson Diversity Index</i>	$SIDI = 1 - \sum_{i=1}^m P_i^2$	Ninguna	SIDI es igual a 1 menos la suma, para todos los tipos de fragmentos, del cuadrado de la abundancia proporcional de cada tipo de fragmento.

Riqueza de fragmentos <i>Patch Richness</i>	de PR= m (PR)	Ninguna	PR es igual al número de tipos de fragmentos diferentes dentro del paisaje.
--	---------------	---------	---

Otros índices:

- Índice de Huella Humana (Sanderson *et al.*, 2002). Cuantifica en un mapa geográfico, las transformaciones propiciadas por la especie humana a lo largo del territorio que ocupa y usa. Se basa en variables que suman los efectos de las transformaciones humanas: densidad de población, cambio de uso de la tierra, accesibilidad, infraestructura eléctrica, vías de comunicación, ductos, etc. Ha sido usado y modificado en diferentes estudios y a diferentes escalas (Haines *et al.*, 2008; Thoisy *et al.*, 2010), pero siempre con la idea de representar la influencia de actividades humanas. Éste índice mide la superficie y la intensidad que ocupa cada actividad dentro de cada área (González-Abraham *et al.*, 2015).
- Gradiente Urbano-Rural (indicador de la humanización, *sensu* Martínez-Dueñas, 2010). Se define como la disminución del proceso de urbanización desde la zona urbana a la zona rural, genera así un gradiente espacial de influencia humana (Medley *et al.*, 1995). Los gradientes urbano-rurales se analizan en transectos lineales desde un centro urbano; se verifica que disminuya la densidad de caminos y la densidad poblacional a medida que aumenta la distancia de la zona urbana. La densidad poblacional representa la medida de la densidad de habitantes por área, lo que también se representa a manera de gradiente, para propiciar un ordenamiento espacial (Martínez-Dueñas, 2010).

Estudios con este enfoque hechos en países como Estados Unidos y Europa (Franklin, 2001; Dandois y Ellis, 2010; Schlepner y Schneider, 2012) al igual que en México (Williams-Linera *et al.*, 2002; Franco *et al.*, 2006; Soto-Galera *et al.*, 2010; Sánchez-Flores *et al.*, 2011), han destacado la utilidad de estas técnicas de análisis como herramientas para diseñar programas de conservación y gestión de ecosistemas. Martínez-Dueñas (2010), considera que se tiende a la humanización cuando se modifica el ecosistema original por actividades humanas en diversos

grados, hasta el máximo representado por la dificultad implícita para que el ecosistema se regenere, aunado a la cantidad de elementos humanizados que contenga.

- Índice de Hemerobia. El concepto de Hemerobia fue propuesto por J. Jalas en 1955 (Stoll, 2007; Walz y Stein, 2014), para referirse al grado de compartición de especies neófitas entre comunidades vegetales, precisando los cambios a través de un gradiente de naturalidad como: artificial, alterado, moderadamente alterado, seminatural y natural (vegetación natural potencial). La condición de naturalidad era descrita con imágenes para mostrar el nivel de cambio en diferentes etapas.

Steinhard *et al.* (1999) estiman el Índice de Hemerobia como una medida integradora de los impactos relacionados con las intervenciones humanas, sean o no intencionadas. A mayor intervención humana, mayor grado de hemerobia, de modo que el índice ha sido usado para evaluar el gradiente de influencia humana en el ecosistema, al considerar las causas y efectos antropógena que inhiben el desarrollo de las comunidades hacia el estado final de su equilibrio dinámico.

El concepto de humanización y el indicador de Hemerobia se relacionan por el hecho de involucrar cambios por actividades humanas. La transformación del paisaje se convierte en indicador al hacer referencia al impacto medible (objetivo y no subjetivo) de las intervenciones humanas en los ecosistemas (Stoll, 2007).

Al adaptar el método de naturalidad a términos cuantitativos, Stoll (2007) trabajó el Índice de Hemerobia, de acuerdo con ocho criterios (Cx) alusivos a la composición y estructura de la cubierta vegetal: C1) Composición del estrato arbóreo; C2) Composición del estrato arbustivo y herbáceo; C3) Tipo de regeneración (replacación) de especies arbóreas; C4) Uso de la vegetación; C5) Uso del entorno; C6) Estratificación; C7) Diversidad de especies del estrato arbóreo; y C8) Diversidad de especies de los estratos arbustivo y herbáceo. El Índice de Hemerobia (*M*), arroja valores numéricos inherentes a dicha clasificación e integra en un solo valor

diversos aspectos de la composición y la estructura de la vegetación; tal valor indica el grado de impacto humano sobre la comunidad vegetal estudiada y su hábitat, a distintas escalas espaciales.

Walz y Stein (2014) utilizaron el Índice de Hemerobia, de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$M = 100 \sum_{h=1}^n \left(\frac{fn}{n}\right)^h \quad \text{ó} \quad M = 100 \sum_{h=1}^n (fn/n)^h$$

Donde:

M = Índice de Hemerobia, h = factor de hemerobia (lineal de $h=1$ para la mínima categoría, hasta $h=n$ para la máxima categoría), n = número de categorías de hemerobia (en su caso: $n=7$), pero puede variar (Cuadro 1.2), fn = proporción del área de la categoría n .

La clasificación de hemerobia de Steinhardt *et al.* (1999), basada en “naturalidad” y el factor de impacto humano tuvo siete categorías: 1. Ahemerobia (natural, sin impacto humano); 2. Oligohemerobia, cercano a lo natural, débil impacto humano (extracción limitada de madera, pastoreo, concentración de contaminantes a través del suelo y del agua); 3. Mesohemerobia, seminatural, impacto humano moderado (arado ocasional, aclareos, fertilizaciones ocasionales); 4. β -euhemerobia, relativamente lejos de lo natural (impacto humano moderado a fuerte, aplicación de fertilizantes y pesticidas, zanjas de drenaje); 5. α -euhemerobia, lejos de lo natural, impacto humano fuerte (arado profundo, drenaje, aplicación de pesticidas, fertilización intensiva); 6. Polihemerobia, raramente natural, impacto humano muy fuerte (destrucción de la biocenosis y de la cubierta vegetal); y 7. Metahemerobia, artificial, impacto humano excesivo y muy fuerte (biocenosis destruida). El valor de M está influenciado por las formas dominantes del uso de la tierra (en este caso, por la agricultura, minería y asentamientos humanos); en otras situaciones de campo, el número de categorías es diferente (Cuadro 1.2).

Cuadro 1.2. Presencia (✓) y Ausencia (x) de categoría de Hemerobia en diversas situaciones ecológicas.

Referencias	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Categoría de Hemerobia (Sukopp, 1976)													
1. Ahemerobia natural, sin impacto humano	✓	x	x	✓	x	✓	✓	✓	x	✓	✓	x	x
2. Oligohemerobia cercano a lo natural, débil impacto humano	✓	✓	x	✓ *	✓	✓	✓	✓	x	✓	✓	✓	x
3. Mesohemerobia seminatural, moderado impacto humano	✓	✓	✓	✓ *	x	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
4. β euhemerobia relativamente lejos de lo natural, moderado a fuerte impacto humano	✓	✓	✓	x	x	✓	✓	✓	x	x	✓	✓	✓
5. α euhemerobia lejos de lo natural, fuerte impacto humano	✓	✓	✓	✓	x	✓	✓	x	x	x	✓	x	✓
6. Polihemerobia raramente natural, muy fuerte impacto humano	✓	x	x	✓	x	✓	x	x	x	x	✓	✓	✓
7. Metahemerobia artificial, excesivo y muy fuerte impacto humano, biocenosis destruida.	✓	x	✓	x	x	✓	✓	x	x	x	✓	✓	✓
Número de categorías (n)	7	4	4	11	1	7	6	4	1	3	8 **	5	5 ***

1. Alemania (Sukopp, 1976). Grado de compartición de especies neofitas entre comunidades vegetales, definiendo los cambios a través de un gradiente de naturalidad.
2. Austria (Zechmeister y Moser, 2001). Briofitas en sitios agrícolas.
3. Austria (Zechmeister *et al.*, 2002). Briofitas en peligro.
4. Alemania (Kirchmeier, 2008). Naturalidad del sistema Waldkon Österreichischen. (*): Oligohemerobia fue identificada como γ, β, α; Mesohemerobia se clasificó en β,α. En total sumaron 11 categorías.
5. Chile (Stoll 2007, 2008). Bosque húmedo en paisaje urbano-rural, Cuenca de Aysén.
6. Hungría (Csorba y Szilárd., 2009).
7. Chile (Torres-Gómez *et al.*, 2009).
8. Brasil (dos Anjos de Souza *et al.*, 2011). Cuenca del río Boa Vista.
9. Venezuela (Gutiérrez *et al.*, 2013). Bosque húmedo de la cuenca Mucujún en Mérida, Venezuela.
10. México (Marino *et al.*, 2017). Cuenca pecuaria de la Sierra Plegada de Nuevo León, México.
11. Alemania (Walz y Stein, 2014). Para paisajes de Alemania, identificaron (**) ocho categorías de Hemerobia, indicadas por escala de intervalos de proporción de naturalidad.
12. Polonia (Kiedrzyński *et al.*, 2014). Evaluación de valle de río con fines de rehabilitación.
13. México (Ortiz-Pérez, 2014). Caribe Mexicano, para el caso de una costa con potencial turístico (***). No se menciona la escala.

Walz y Stein (2014) indican que es difícil determinar el Grado de Hemerobia conforme a la clasificación original, por lo que optaron por estimar el valor promedio ponderado por área y por grado de Hemerobia, lo que se denominó Índice de Hemerobia Ponderado por Área Simple, el cual tiene la siguiente fórmula:

$$M = \sum_{h=1}^n f_n + h \quad \text{ó} \quad M = \sum (h = 1)^n (f_n + h)$$

Donde: M = Índice de Hemerobia; h = factor de hemerobia (lineal de $h=1$ para la mínima categoría, hasta $h=n$ para la máxima categoría); f_n = proporción del área de la categoría n .

La simplificación de la fórmula, de acuerdo con Walz y Stein (2014), resulta en un mejor manejo de información para grandes bases de datos, sin cambio sustancial en el resultado final.

Un concepto relacionado con humanización es el de sinantropía, el cual se refiere a la capacidad de algunas especies de flora y fauna para habitar ecosistemas intervenidos, adaptándose al ambiente creado o modificado como resultado de la actividad humana (Nuorteva, 1963). El grado y modo en que esta relación ocurre depende de la especie, su distribución geográfica y condiciones de adaptación, junto a las características socioculturales de cada grupo humano, los cuales, con su modo de vida, modifican el hábitat a su alrededor (Montoya *et al.*, 2009; Cursach *et al.*, 2012). Los tipos de relaciones y percepciones que posee la población humana con el ambiente, así como los niveles de especialización u oportunismo alimentario de la biota local y la adaptación a los nichos creados por la acción humana, constituyen las principales variables identificadas en el proceso de sinantropización de una especie (Cursach *et al.*, 2012).

Gregor y Povolný (1958), clasificaron la sinantropía en tres categorías, de acuerdo con la abundancia de cada especie (calculada en forma subjetiva) en un área ecológica: eusinantropías (especies típicamente urbanas y pueden encontrarse en el interior de las viviendas), hemisinantropías (especies que habitan en áreas

semirurales) y asinatóricas (especies que se encuentran principalmente en ambientes conservados). Más tarde, Nuorteva (1963) propuso expresar, con bases numéricas, el grado de sinantropía por medio del Índice de Sinantropía (IS), para diferenciar entre categorías:

$$IS = \frac{(2a+b-2c)}{2} \quad \text{ó} \quad (2a + b(2a + b - 2c) - 2c)$$

Donde: *a* = es el porcentaje de los individuos de una especie observada en la zona urbana; *b*= el porcentaje de la misma especie observada en la zona rural; y *c*= el porcentaje de la misma especie observada en la zona silvestre.

El IS varía entre +100 y -100, donde el valor extremo (+100) indica una fuerte preferencia de la especie por áreas urbanas densamente pobladas, y (-100) expresa la ausencia total de las especies en asentamientos humanos, los valores intermedios indican los grados específicos diferenciales de sinantropía.

Debido a la necesidad de estudiar de manera sistemática, comparativa, cuantitativa y cualitativa la modificación humana de los ecosistemas desde una visión integral y a partir de tecnologías de fácil acceso y comprensión, Martínez-Dueñas (2010) plantea el Índice Integrado Relativo de Antropización (INRA), como medida del impacto de las actividades humanas, el cual integra aspectos urbanísticos, coberturas vegetales y usos de la tierra, identificables en una unidad del paisaje.

De acuerdo con este mismo autor, este índice se calcula en tres pasos: a) primero se definen las dimensiones de las unidades de análisis (UA), es decir, el área a la cual se le va a asignar un valor de humanización; b) después se determina cuántas unidades se trabajarán y cuál es su ubicación espacial; c) luego, se divide cada una en áreas iguales, llamadas subunidades de análisis (SUA). Estos pasos se enmarcan dentro de los análisis de uso de la tierra o cobertura de la tierra (land used/land cover) (Steinhardt *et al.*, 1999). El INRA se calcula con la siguiente expresión:

$$INRA = \frac{\sum SUA}{n} * 100 \quad \text{ó} \quad INRA = (\sum SUA)/n * 100$$

Donde: $\sum SUA$ = sumatoria del valor de humanización parcial de todas las subunidades de análisis; n = número total de SUA.

Este índice permite comprender la humanización de manera cuantitativa y cualitativa (cartografía temática de fácil comprensión), como un mosaico o un gradiente de ecosistemas con diferente grado de intervención humana, aplicable a cualquier ecosistema con heterogeneidad espacial y con estabilidad ecológica, o que varíe poco en impacto humano identificable a escala de tiempo ecológico.

La estimación del grado relativo de humanización utiliza fotografías aéreas, imágenes satelitales u otra información espacial que permita identificar conocer el nivel de humanización del área de estudio. La escala de trabajo puede ser relativa a las necesidades de análisis, al detalle que requiera el investigador o a la compatibilidad con otros análisis (Martínez-Dueñas, 2010).

1.5. ALGUNOS ESTUDIOS DE CASO BASADOS EN EL ÍNDICE DE HEMEROBIA

A nivel internacional existen varios estudios; en el continente europeo, en Alemania en específico, es donde en mayor medida se han llevado a cabo este tipo de estudios. Kowarik (1988) usó el índice de Hemerobia para evaluar la influencia de las actividades humanas sobre los ecosistemas en el Oeste de Berlín. Steinhardt *et al.* (1999), con base en el uso de la tierra calcularon el Índice de Hemerobia para el registro y evaluación de un paisaje, el cual fue clasificado como α euhemerobia, 60% de la superficie evaluada había sido excavada para propósitos de minería. También se observó una disminución en los asentamientos urbanos, debido la destrucción de viviendas por actividad minera.

Bentrup *et al.* (2002) hicieron una evaluación del impacto del uso de la tierra basado en el concepto de Hemerobia, pero a diferencia de otros autores (Torres-Gómez *et al.*, 2009; Kiedrzyński *et al.*, 2014; Ortiz-Pérez, 2014) que utilizaron cinco o seis categorías de Hemerobia, utilizaron 11, además de un factor de caracterización

llamado Degradación de la Naturalidad Potencial, asignado a las categorías de Hemerobia. El enfoque de evaluación de impacto de uso de la tierra consistió de tres etapas: caracterización, normalización y ponderación.

Walz y Stein (2014) aplicaron la fórmula del factor de Vegetación Natural Potencial (PNV concepto de Tüxen de 1956), además del Modelo Digital de Elevación (MDE) y la base de datos europea CORINE (CoORdination of INformation of the Environment) en paisajes de Alemania. Como resultado se obtuvo un valor de 3, lo que significa que esos paisajes son Mesohemeróbicos, pero también encontraron categorías oligo y β euhemeróbicas. En comparación con otros estudios que se basan en estudios de la vegetación, este método se basa en las valoraciones del uso de la tierra a nivel de paisaje y en clasificaciones detalladas de uso de la tierra.

Csorba y Szilárd (2009) evaluaron el grado de transformación del paisaje por actividad humana en Europa Central; para un estudio de caso en Hungría. También utilizaron CORINE para identificar las categorías de uso de la tierra y el impacto humano sobre el paisaje. Se incluyeron 12 microrregiones del noreste de Hungría, donde se encontró que ocho de estas zonas son caracterizadas por β euhemerobia, en tres predomina oligohemerobia y sólo en una la α euhemerobia.

Zechmeister y Moser (2001), consideraron la presencia de briofitas conforme a la intensidad de uso de la tierra en Austria, los autores refirieron cinco categorías intermedias de la clasificación de Hemerobia: oligo-, meso-, β eu-, α eu- y poli-hemerobia, mientras que las ausentes fueron a- y meta- hemerobia. Renetzeder *et al.* (2010), consideraron que el estudio de la biodiversidad, además de determinar los patrones de paisaje, es una herramienta útil para la evaluación de la sustentabilidad. La clasificación de desviación de la Hemerobia para Austria, resultó en cinco categorías: fuertemente negativa, ligeramente negativa, sin desviación, ligeramente positiva y fuertemente positiva; la aplicación de su clasificación es útil para proponer políticas ambientales de sustentabilidad y las acciones a efectuar dependerían de circunstancias particulares.

Kiedrzyński *et al.* (2014) estudiaron el uso histórico, vegetación actual y el IH en la evaluación ecológica de un río sobre un valle en rehabilitación, en Polonia. Las categorías de oligohemerobia y mesohemerobia, ocuparon casi la mitad del área de estudio (9% y 40%, respectivamente).

Los estudios hechos en el continente americano, destacan los realizados por Stoll (2007, 2008) donde se evalúa el estado de conservación de los bosques húmedos de la Cordillera de Chile Central. Se encontró que el 65 % de las parcelas se ubica en un nivel “casi natural”, el 29 % fue clasificado como “natural”, y solamente un 6 % como “seminatural”. Se concluye que el estado de la vegetación es semiconservado.

Torres-Gómez *et al.* (2009) analizaron la estructura del paisaje en gradientes urbano-rurales en la cuenca del río Aysén, en Chile, y encontraron que la categoría que ocupa más del 70% es la uno (Ahemerobia); esto podría explicarse porque la cuenca se encuentra dentro del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE), en un bosque nativo. Otra categoría considerablemente representada, con un 45%, fue la β euhemerobia (praderas y silvicultura). El Índice de Hemerobia disminuyó conforme las unidades de muestreo se alejaban del centro urbano.

En Brasil, dos Anjos de Souza *et al.* (2011), mapean el impacto de las actividades humanas en una cuenca hidrográfica del río Boa Vista; reconocieron cuatro clases de Hemerobia: Ahemerobia, Oligohemerobia, Mesohemerobia y Euhemerobia, predominando la Mesohemerobia, debido a los pastizales y áreas agrícolas de la región.

Martínez-Dueñas (2010), utilizó el IH en conjunto con el Índice Integrado Relativo de Antropización, en un sector del valle interandino del Río Cauca, en la meseta del Popayán, en Colombia. El análisis se basó en la interpretación de fotografías aéreas de la zona y en una evaluación a nivel de microhábitat.

Gutiérrez *et al.* (2013) estudiaron la recuperación de la parte baja de un bosque húmedo en la cuenca Mucujún, en Venezuela; usaron en conjunto los índices de paisaje y el Índice de Hemerobia, y encontraron que los bosques son mesohemeróbicos, es decir, presentan condición semi-natural.

Espinosa-Rodríguez (2005) mencionó la importancia de incluir el concepto y clasificación de la Hemerobia para explicar procesos de edafogénesis para México; no obstante, se desconoce si hubo resultados al respecto. Marino *et al.*, (2017) mostraron el estado de conservación de la vegetación de una cuenca hidrográfica en la Gran Sierra Plegada, Nuevo León; el resultado fue que la vegetación es afectada por un impacto antropógena, cuya magnitud se relaciona con un gradiente geográfico local por la presencia de un núcleo de actividad pecuaria dentro de la cuenca. El otro trabajo inédito tiene que ver con la naturalidad como objetivo turístico para las playas del Caribe Mexicano (Ortiz-Perez, 2014).

Es pertinente reiterar que el Índice de Hemerobia mide el impacto humano sobre los ecosistemas (Stoll, 2007), mientras que la Huella Ecológica es un indicador del impacto ambiental generado por la presión del hombre sobre los recursos existentes, la cual se compara con la biocapacidad del planeta (Sanderson *et al.*, 2002).

González-Abraham *et al.* (2015), refirieron la Huella Humana (*Human Footprint* HF) de México, y mencionan que más de la mitad del país (aproximadamente el 56%) tiene una HF baja, es decir, que más de la mitad del territorio mexicano mantiene su cobertura vegetal en buenas condiciones. Para el Altiplano Potosino, la HF es de 1.32, lo que significa una cobertura vegetal en estado de conservación media, en comparación con los Desiertos Chihuahuense y Sonorense con HF baja= 0.53 y 0.57, respectivamente; en cambio la Selva Alta Perennifolia de Los Tuxtlas tiene una HF alta= 4.74.

El estudio de la magnitud, dinámica y causalidad de los procesos de cambio de cobertura y uso de la tierra en México, es una tarea prioritaria, principalmente en las zonas secas que ocupan más de la mitad del territorio y que por limitaciones naturales, además de ser menos productivas que otras áreas del territorio, son en las que se recibe menos atención para su rehabilitación, conservación y sustentabilidad; faltan argumentos para apoyarlas, desde el punto de vista de la humanización y sus efectos, tanto a escala local como regional.

El avance acelerado de la tecnología geoespacial, particularmente de los Sistemas de Información Geográfica, la Percepción Remota y su análisis automatizado en conjunto, permiten llevar a cabo una serie de aplicaciones automatizadas que hacen posible el estudio de problemas de índole socio-territoriales relacionados con el cambio de uso de la tierra, su dinámica y sus posibles causas.

Torres-Gómez *et al.* (2009) aplicaron una adaptación del método tipo Ráster (o de imagen), el cual sugiere utilizar el INRA, los autores resaltaron la importancia de los análisis integrados de uso y cobertura de la tierra, y aplicaron el IH para analizar la estructura del paisaje a lo largo de gradientes urbano-rurales. Los procesos ecológicos no deben basarse sólo en aspectos urbanísticos, sino se debe tener en cuenta los procesos sociales, económicos, políticos y ambientales que se pueden identificar o analizar con enfoque de paisaje.

Rocha de Freitas (2008) aplicó, con base en los fundamentos metodológicos del INRA, el IH. Con esto pudo establecer el impacto humano en la cuenca del Río Cara-Cara y analizar multitemporalmente la dinámica de ocupación y uso de la tierra. Lo que encontró fue un aumento de las áreas humanizadas y una reducción de las áreas menos humanizadas, y con ello un incremento de los conflictos ambientales. Y, como lo explicaron Renetzeder *et al.* (2010), la desviación de la Hemerobia también es un indicador adecuado para determinar la sustentabilidad o encaminar las políticas que coadyuven a su consecución.

La estructura del paisaje y las presiones humanas que le afectan, dependen en gran medida de la historia de la colonización y conocimiento de las sociedades humanas, las líneas de desarrollo establecidas, las políticas, los planes de uso y manejo del territorio.

La principal ventaja de utilizar el Índice de Hemerobia, es que proporciona un esquema de trabajo independiente, que hace posible asignarle las categorías de Hemerobia que se consideren necesarias, basadas en el análisis dinámico y la descripción de los tipos de uso de la tierra.

Debido a que todos los ecosistemas cambian a través del tiempo, todos estos conceptos: paisaje, ecología del paisaje, métricas del paisaje, percepción remota, SIG, fragmentación, gradientes urbano-rurales, cambio de uso de suelo, Índice de Hemerobia (IH), Índice Integrado Relativo de Antropización (INRA) y Huella Humana, son importantes para comprender la composición de las especies en un ecosistema y saber cuántos individuos, biomasa, superficie o cubierta por cada especie cambian por distintas causas, además, de observar la tendencia y tasas de esos cambios.

En resumen, el Índice de Hemerobia utiliza el grado de influencia humana detectable en un rodal como escala de análisis. Se basa en la comparación entre la vegetación actual y la vegetación natural potencial del área de investigación, según parámetros establecidos. Su aplicación requiere conocer ampliamente el entorno para hacer la evaluación más cercana a la realidad, desde analizar la fitosociología, el estado actual, el desarrollo histórico, las exigencias ecológicas y los disturbios actuales e históricos.

Con base en lo anterior y en consideración a que existen políticas diversas para el uso y gestión del territorio, el usar el concepto de Hemerobia como paradigma para estudiar la estructura del paisaje de los piñonares del Altiplano Mexicano, ayudaría a caracterizar el paisaje. Este índice requiere complementarse con estudios

descriptivos de la vegetación y de los elementos económico-sociales considerados por el INRA. Con esto es posible analizar los procesos de transformación humana y sus consecuencias en el ordenamiento territorial, en la conservación de los ecosistemas y en el análisis de algunos conflictos ambientales.

El Índice de Hemerobia aplicado al estudio de cambio de los piñonares de la zona seca del centro de México, también debe apoyarse en métodos cuantitativos del análisis espacial multitemporal. La Hemerobia como indicador del grado de humanización, ayudaría a encontrar opciones para conocer las limitaciones biogeofísicas del área, comprender la situación social que ayude a explicar el uso normal y excesivo de los recursos y, tratar en forma integral, las acciones que deberán implementarse para la conservación y para el manejo de la sustentabilidad; al considerar otros conceptos como sucesión, estados-transiciones-umbrales y temas de ética.

1.6. CONCLUSIONES

La fragmentación forestal histórica y actual es un tema que preocupa, y cada vez es más importante y urgente proveer información entendible, confiable, de bajo costo, replicable y generada con métodos avanzados.

A pesar de que el Índice de Hemerobia tiene décadas de haberse generado y de que se ha demostrado su utilidad en el estudio de los efectos de la actividad humana sobre los recursos naturales, en México no es muy conocido.

Para las áreas forestales de las zonas secas de México, falta mucho trabajo por desarrollar, para poder así definir los procedimientos de evaluación de la fragmentación de la cubierta forestal. Por lo que el estudio del paisaje de estas zonas, y en particular de los piñonares mexicanos, mediante el Índice de Hemerobia, podría contribuir a definir los causales de la transformación espacial y temporal, siempre y cuando este índice se complemente con trabajo en campo que incluyan los componentes biológicos, económicos y sociales.

El Índice de Hemerobia mide cuantitativamente y de manera confiable cambios en el ecosistema, lo cual ayudaría en el análisis de la variación espacial y temporal de los paisajes forestales de los piñonares semiáridos de México, convirtiéndose en un indicador importante para el estudio del impacto de la actividad humana sobre estos ecosistemas como modelo y sus consecuencias en la sustentabilidad.

1.7. LITERATURA CITADA

Altamirano, A., A. Miranda y C. Jiménez. 2012. Incertidumbre de los índices de paisaje en el análisis de la estructura espacial. *Bosque* 33: 171-181.

Antonio-Némiga, X., E. J. Treviño-Garza y E. Jurado-Ybarra. 2008. Fragmentación forestal en la subcuenca del río Pilón: diagnóstico y prioridades. *Madera y Bosques* 14: 5-23.

Bentrup, F., J. Küsters, J. Lammel and H. Kuhlmann. 2002. Life Cycle Impact Assessment of Land Use Based on the Hemeroby Concept. *The International Journal* 6: 339-348.

Bocco, G., M. Mendoza y O. Masera. 2001. La dinámica del cambio de uso de suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas* 44: 18-38.

Braasch, M. 2012. Modelación de la producción primaria neta en un bosque semiárido con disturbio antropogénico en San Luis Potosí, México. Tesis de Maestría. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A. C. (IPICYT), San Luis Potosí, México. p. 91.

Chuvieco, E. 2006. Fundamentos de teledetección espacial. Editorial ARIEL. p. 584.

CONAZA (Comisión Nacional de las Zonas Áridas). 2014. Disponible en <http://www.conaza.gob.mx/Paginas/default.aspx>. Consultado el 12 de julio de 2015.

Csorba, P. and C. Szilárd. 2009. Degree of human transformation of landscapes: a case study from Hungary. *Hungarian Geographical Bulletin* 58: 91-99.

- Cursach, J. A., J. R. Rau, F. Ther, J. Vilugrón y C. N. Tobar. 2012. Sinantropía y conservación marina: el caso del chungungo *Lontra felina* en el sur de Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 47: 593-597.
- Dajoz, R. 2002. Tratado de Ecología. Ecología del Paisaje y Metapoblaciones. 2da Ed. Edit. S. A. MUNDI-PRENSA. p. 600.
- Dale, V. H. y S. C. Beyeler. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1: 3-10.
- Dandois, J. P. and E. C. Ellis. 2010. Remote sensing of vegetation structure using computer vision. *Remote Sensing* 2: 1157-1176.
- de León M., G. D., A. Pinedo A. y J. H. Martínez G. 2014. Aplicación de sensores remotos en el análisis de la fragmentación del paisaje en Cuchillas de la Zarca, México. *Investigaciones Geográficas* 84: 42-53.
- de los Ríos C., E., R. de Hoogh y J. J. Nívar C. 2008. Ensayos de especies con pinos piñoneros en el Noreste de México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 14: 97-104.
- Dolman, A. J., A. Verhagen and C. A. Rovers. 2003. *Global Environmental Change and Land Use*. Kluwer Academic Publishers. Netherlands. p. 213.
- dos Anjos de Souza, R., L. Scaunichi B. y E. Pereira da Silva F. 2011. Mapeamento da antropização na bacia hidrografica do rio Boa Vista, Rondônia, utilizando o conceito de hemerobia. *Anais XV Simpósio Brasileiro de sensoramento remote- SBSR*. Curitiba, PR. Brasil. 30 abril a 05 de maio de 2011. INPE p. 1435.
- DRAE (Diccionario de la Lengua Española). 2014. Real Academia Española. 23^a Ed. Madrid, España.
- Ellis, E. C. and N. Ramankutty. 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Ecology and Environment* 6: 439-447.
- Ellis, E. C., K. Klein, G. S. Siebert, D. Lightman and N. Ramankutty. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography* 2010: 589-606.

- Ellis, E. C. 2013. Sustaining biodiversity and people in the world's anthropogenic biomes. *Environmental Sustainability* 5: 368-372.
- Espinosa-Rodríguez, L. M. 2005. Morfoedafogénesis: un concepto renovado en el estudio del paisaje. *Ciencia Ergo Sum* 12: 162-166.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2015. Disponible en <http://www.fao.org/forestry/aridzone/es/>. Consultado el 12 de julio de 2015.
- Foody, G. M. 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment* 80: 185-201.
- Ford, R., R. Eastman, J. Toledano and A. Gibson. 1990. *An Introduction to Geographic Information Systems for Resource Management*. SARSA-Clark University-Institute for Development Anthropology-Virginia Polytechnic Institute. Worcester, Massachusetts.
- Forman, R. T. T. and M. Godron. 1986. *Landscape ecology*. Wiley & Sons, New York.
- Franco M., S., H. H. Regil G. y J. A. B Ordóñez D. 2006. Dinámica de perturbación-recuperación de las zonas forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca. *Madera y Bosques* 12: 17-28.
- Franklin, S. 2001. *Remote sensing for sustainable forest management*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA. p. 407.
- García-Mora, T. J. y J. F. Mas. 2011. Presentación del sensor MODIS, en: *Aplicaciones del sensor MODIS para el monitoreo del territorio*. Jean-Francois Mas (Coordinador). Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D. F. pp. 11-24.
- Garraín, D., R. Vidal y V. Franco. 2007. Ocupación y transformación del suelo de las carreteras españolas. Proyecto: Indicadores de impacto y vulnerabilidad de las infraestructuras de transporte. Ministerio de Fomento en la convocatoria del XXIV Concurso Público de Ayudas a la Investigación 2005. Orden FOM/2376/2005.

- González-Abraham, C., E. Ezcurra, P. P. Garcillán, A. Ortega-Rubio, M. Kolb and J. E. Bezaury C. 2015. The Human Footprint in Mexico: Physical Geography and Historical Legacies. *PLOS ONE* 10: 1-17.
- Gregor, F. and D. Polony. 1958. Versuch einer Klassifikation der synanthropen Fliegen. *Journal Hygiene Epidemiology Microbiology and Immunology* 2: 205-216.
- Gustafson, E. J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems* 1: 143–156.
- Gutiérrez B., N., S. Gartner, J. Y. López H., C. E. Pacheco and A. Reif. 2013. The recovery of the lower montane cloud forest in the Mucujún watershed, Mérida, Venezuela. *Regional Environmental Change* 13: 1069-1085.
- Haines, A. M., M. Leu, L. K. Svancara, J. M. Scott and K. P. Reese. 2008. A theoretical approach to using human footprint data to assess landscape level conservation efforts. *Conservation Letters* 1: 165–172.
- Heink, U. and I. Kowarik. 2010. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators* 10: 584–593.
- Huber-Sannwald, E., F. T. Maestre, J. E. Herrick and J. F. Reynolds. 2006. Ecohydrological feedbacks linkages associated with land degradation: a case study from Mexico. *Hydrological Processes* 20: 3395-3411.
- Huete, A. R., R. Solano-Barajas, E. P. Glenn y N. Restrepo-Coupe. 2011. Monitoreo de propiedades y procesos ecosistémicos con índices de vegetación MODIS, en: *Aplicaciones del sensor MODIS para el monitoreo del territorio*. Jean-Francois Mas (Coordinador). Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D. F. pp. 195-230.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2015. Producto Interno Bruto por Entidad Federativa. Disponible en <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/cn/pibe/default.aspx>. Consultado el 12 de julio de 2015.

- Kiedrzyński, M., E. Kiedrzyńska, P. Witoslawski, M. Urbaniak and J. Kuroski. 2014. Historical land use, actual vegetation, and the hemeroby levels in ecological evaluation of an Urban River Valley in perspective of its rehabilitation plan. *Polish Journal Environmental Studies* 23: 109-117.
- Kirchmeir, H. 2008. Die "gefühlte" Naturnähe: Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. Disponible en www.eco.at/data/publikationen/literaturdienst/2008_Umweltbundesamt_WS_Dessau.pdf. Consultado el 20 de abril de 2015.
- Kowarik, I. 1988. Zum menschlichen Einfluss auf Flora und Vegetation: Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West), [To the human impact on flora and vegetation: Theoretical concepts and a quantification approach using the example of Berlin (West)]. *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* 56: 1-280.
- Lanner, R. M. 1981. *The pinyon pine: A natural and cultural history*. University of Nevada Press. Reno, NV. USA. p. 208.
- Marino M., B. A., M. A. Alvarado V., I. Cabral C. y M. A. Guzmán L. 2017. Índice de Hemerobia para la evaluación de la conservación del bosque de pino-encino en una microcuenca. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 44: 1-34.
- Martínez B., O. U. 2006. Propuesta de acciones para la elaboración del plan de manejo integral de la microcuenca "San Juan de la Vaquería" del municipio de Saltillo, Coahuila. *Campo Experimental Saltillo. Publicación Especial Núm. 9*. Coahuila, México. p. 53.
- Martínez-Dueñas, W. A. 2010. INRA-Índice Integrado Relativo de Antropización: Propuesta técnica-conceptual y aplicación. *Revista del Instituto de Investigaciones Tropicales* 5: 45-54.
- McGarigal, K. and B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. *USDA Forest Service General Technical Reports PNW-351*. p. 134.

- McGarigal, K., S. A. Cushman and E. Ene. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponible en <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. Consultado el 27 de abril de 2015.
- Medley, K. E., S. T. A. Pickett and M. J. McDonell. 1995. Forest-landscape structure along an urban to rural gradient. *Professional Geographer* 47: 159-168.
- Millington, A. C. and R. W. Alexander. 2000. Vegetation Mapping in the last Three decades of the Twentieth Century, in: *Vegetation Mapping: from Patch to Planet*, editado por R. Alexander y A. C. Millington, John Wiley and Sons. p. 350.
- Monroy-Ortiz, C., E. García-Moya, A. Romero-Manzanares, C. Sánchez-Quintanar, M. Luna-Cavazos, E. Uscanga-Mortera, V. González-Romero and J. S. Flores-Guido. 2009. Participative generation of local indicators for conservation in Morelos, Mexico. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology* 16: 381-391.
- Montoya G., A. L., J. D. Sánchez R. y E. M. Wolff. 2009. Sinantropía de Calliphoridae (Diptera) del Municipio La Pintada, Antioquia, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología* 35: 73-82.
- Nuorteva, P. 1963. Synanthropy of blowflies (Dipt. Calliphoridae) in Finland. *Annales Entomologici Fennici* 29: 1-49.
- OECD (Organization for Economic Co-Operation and Development). 2003. Annual Report. p. 121.
- Ortiz-Pérez, M. A. 2014. Pérdida del Grado de Naturalidad de la Costa del Caribe Mexicano por Impacto de la Actividad Turística: Perspectiva frente al Cambio Climático. 4to Coloquio Internacional Cambio Climático INECOL-2014. Instituto de Ecología A.C. (CONACYT). Xalapa, Ver. p. 57.

- Pérez-Suárez, M., J. T. Arredondo-Moreno, E. Huber-Sannwald and A. Serna-Pérez. 2013. Forest structure, species traits and rain characteristics influences on horizontal and vertical rainfall partitioning in a semiarid pine-oak forest from Central Mexico. *Ecohydrology* doi: 10.1002/eco.1372
- Petitpas D., R. 2010. Cambios en los patrones Espaciales del Paisaje: Caso de Estudio en un Valle Pre-Cordillerano de la IX Región de Arcaurúa, Chile. Tesis de Licenciatura. Pontificia Universidad Católica de Chile. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal. Departamento de Ciencias Forestales. p. 82.
- Renetzeder, C., S. Schindler, J. Peterseil, M. A. Prinz, S. Múcher and T. Wrba. 2010. Can we measure ecological sustainability? Landscape pattern as an indicator for naturalness and land use intensity at regional, national and European level. *Ecological Indicators* 10: 39-48.
- Rocha de Freitas, A. 2008. A repercussão da legislação na dinâmica do uso da terra na Bacia do Rio Cará-Cará, Ponta Grossa - PR, no período de 1980 a 2007. Tesis de Maestría. Departamento de Geociências, Sector Ciências Exatas y Naturais, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Brasil. p. 110.
- Romero-Manzanares, A., E. García-Moya y M.-F. Passini. 1996. *Pinus cembroides* s.l. y *Pinus johannis* del Altiplano Mexicano. *Acta Botánica Gallica* 14: 681-693.
- Romero-Manzanares, A., M. Luna-Cavazos y E. García-Moya. 2014. Factores físicos que influyen en las relaciones florísticas de los piñonares (Pinaceae) de San Luis Potosí, México. *Revista de Biología Tropical* 2: 795-808.
- Rosete, F. y G. Bocco. 2003. Los Sistemas de Información Geográfica y la Percepción Remota. Herramientas integradas para los planes de manejo en comunidades forestales. *Gaceta Ecológica* 68: 43-54.
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. p. 504.
- Sánchez-Flores, E., A. Granados-Olivas, J. Chávez, M. I. Villegas-Martínez y R. C. Mendoza-Terrazas. 2011. Crecimiento urbano y configuración del paisaje. Evaluación de los cambios en el uso y cobertura del suelo y su relación con la

dinámica espacio-temporal del paisaje en la zona de expansión urbana de Ciudad Juárez, Chihuahua. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. Ciudad Juárez Chih. p. 29.

Sanderson, E. W., M. Jaiteh, M. A. Levy, K. H. Redford, A. V. Wannebo and G. Woolmer. 2002. The human footprint and the last of the wild. *BioScience* 52: 891-904.

Schleupner, C. and U. A. Schneider. 2012. GIS-Based Estimation of Wetland Conservation Potentials in Europe. *Applied Ecology and Environmental Research* 10: 385-403.

Soto-Galera, E., J. Piera and P. López. 2010. Spatial and temporal land cover changes in Terminos Lagoon Reserve, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 58: 565-575.

Southworth, J., H. Nagendra and C. Tucker. 2002. Fragmentation of a Landscape: incorporating landscape metrics into satellite analyses of land-cover change. *Landscape Research* 3: 253-269.

Steinhardt, U., F. Herzog, A. Lausch, E. Müller and S. Lehmann. 1999. Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation. - In: Pykh, Y.A., Hyatt, D.E., Lenz, R.J. (eds): *Environmental Indices – System Analysis Approach*. Oxford, EOLSS Publ. pp. 237-254.

Stoll, A. 2007. Hemerobia: una medida para evaluar el estado de conservación de comunidades vegetales nativas. *Chloris Chilensis*, Año 10 N° 2. Disponible en <http://www.chlorischile.cl>. Consultado el 20 de abril de 2015.

Stoll, A. 2008. Hemerobia, un ejemplo de cálculo: el estado de conservación del bosque de pitao y coigue (Pitavio-Nothofagetum) en Quebrada Honda, Región del Maule (VII), Chile. *Chloris Chilensis*, Año 11 N°1. Disponible en <http://www.chlorischile.cl>. Consultado el 20 de abril de 2015.

Sukopp, H. 1976. Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland. *Schriftenreihe Vegetationskunde* 10: 9-26.

- Thoisy, B., C. Richard-Hansen, B. Goguillon, P. Joubert, J. Obstancias and P. Winterton. 2010. Rapid evaluation of threats to biodiversity: Human footprint score and large vertebrate species responses in French Guiana. *Biodiversity and Conservation* 19: 1567–1584.
- Torres-Gómez, M., L. E. Delgado, V. H. Marín y R. O. Bustamante. 2009. Estructura del paisaje a lo largo de gradientes urbano-rurales en la cuenca del río Aysén (Región de Aysén, Chile). *Revista Chilena de Historia Natural* 82: 73-82.
- Turner, M. G. 2005. Landscape ecology: what is the state of the science? *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 36: 319-44.
- Velázquez, A., F. J. Mas, J. R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P. C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra y J. L. Palacio 2002a. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica*, número 62, Instituto Nacional de Ecología. DF. p. 37.
- Velázquez, A., F. J. Mas, J. R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P. C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra. y J. L. Palacio 2002b. Estado Actual y Dinámica de los Recursos Forestales de México. *Biodiversitas*, año 6, número 41, marzo. *Boletín Bimestral de la Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad*.
- Vila S., J., L. Varga D., A. Llausás P. y A. Ribas P. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (*landscape ecology*). Una interpretación desde la geografía. *Documents d'Análisi Geogràfica* 48: 151-166.
- Walz, U. and C. Stein. 2014. Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation* 22: 279-289.
- William, F. L. 2002. Hyperdynamism in fragmented habitats. *Journal of Vegetation Science* 13: 595-602.
- Williams-Linera, G., R. H. Manson y E. Isunza V. 2002. La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques* 8: 73-89.

- Zechmeister, H. G. and D. Moser. 2001. The influence of agricultural land-use intensity on bryophyte species richness. *Biodiversity and Conservation* 10: 1609-1625.
- Zechmeister, H., A. Tribsch, D. Moser and T. Wrбка. 2002. Distribution of endangered bryophytes in Austrian agricultural landscapes. *Biological Conservation* 103: 173-182.
- Zhou, Y., S. J. Smith, K. Zhao, M. Imhoff, A. Thomson, B. Bond-Lamberty, G. R. Asrar, X. Zhang, C. He y C. D. Elvidge. 2015. A global map or urban extent from nightlights. *Environmental Research Letters* 10: 1-11.

CAPÍTULO II. FRAGMENTACIÓN ESPACIO-TEMPORAL Y HEMEROBIA DE LOS PIÑONARES DE LA SIERRA SAN MIGUELITO, SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO

2.1. RESUMEN

La cobertura forestal desaparece a tasas aceleradas con pérdida significativa de la riqueza de especies. La constante transformación del paisaje es causada por actividades agrícolas, pecuarias, asentamientos humanos e industriales. Estas modificaciones en el uso de la tierra causan fragmentación de la masa forestal y la pérdida de la función e integridad ecosistémica. El análisis espacial de la fragmentación del bosque, junto con la evaluación diagnóstica de la hemerobia, estiman el cambio en la naturalidad del entorno; ambas evaluaciones se consideran elementos importantes para clasificar el grado de afectación del paisaje de las áreas piñoneras del Altiplano Potosino. El objetivo de esta investigación fue evaluar mediante fragmentación y hemerobia en escala regional con cotejo a escala local, los cambios espacio-temporales del paisaje y el estado de conservación de la vegetación de la Sierra San Miguelito, San Luis Potosí, México. El análisis espacial se concretó a 114 mil ha y la temporalidad del estudio incluyó los años 1981-2017. Se tomaron como base las imágenes de satélite de los sensores Landsat MSS, TM y ETM+, y el uso de clasificaciones supervisadas para determinar la cobertura de la vegetación y el índice de Hemerobia de los años 1981, 1990, 2000, 2011 y 2017, con el uso de Sistemas de Información Geográfica y de técnicas de geoprocésamiento. Como resultado de esta investigación, se obtuvo una clasificación de siete categorías de Hemerobia, con la cual fueron generados los mapas de acuerdo con los tipos de uso de la tierra. Dichas categorías fueron comparadas con el Coeficiente Kappa, método tradicional de valoración de la exactitud de la evaluación, para comprobar su precisión. En todos los escenarios tal precisión fue superior al 86%. Se observó que, contrario a lo esperado, la cobertura vegetal de la Sierra San Miguelito ha aumentado 3.5% en 36 años de observación. Se concluye que la Sierra de San Miguelito se clasifica como Oligohemeróbica, es decir, presenta un estado semiconservado, con moderado impacto humano, el cual

es más intenso en las zonas donde se llevan a cabo actividades forestales, agrícolas o pecuarias. Los resultados de esta investigación indican que el estado de conservación de los piñonares en la Sierra San Miguelito, con 30 mil 208 ha en el año 2017, es óptimo, condición que es observada sólo en las partes más altas de la Sierra, ya que en las partes bajas la falta de cubierta vegetal se refleja en una apariencia fisonómica desolada con altas tasas de erosión. Con el paso de los años hay un incremento en el número de fragmentos en toda la Sierra, es decir, que se requiere de acciones que resulten en su mejoría y así continuar con la recuperación de la cobertura vegetal natural de la misma.

Palabras clave: actividades humanas, degradación, cobertura vegetal, imágenes satelitales Landsat, índice Kappa.

2.2. INTRODUCCIÓN

México alberga una de las biotas más diversas del planeta; se ubica en el grupo de países “megadiversos” (Mittermeir *et al.*, 1998). Los bosques templados secos de pino están representados por 55 especies nativas, 85% son endémicas (Perry, 1991; Leyva *et al.*, 2016). Los bosques de encino también son diversos, con 150 especies, 30% de las cuales son endémicas (SEMARNAT, 2010). Los piñoneros (en especial *Pinus* del grupo Cembroides), se han distribuido y diversificado en las montañas de las zonas secas de México, debido a la heterogeneidad y aislamiento del paisaje, inclusive algunas especies son endémicas y tienen distribución restringida (Romero *et al.*, 2014).

La deforestación y la fragmentación de bosques son las principales amenazas para los ecosistemas. La deforestación disminuye la superficie total del hábitat natural, mientras que la fragmentación fracciona el hábitat original en diversos tamaños y grados de aislamiento (Ramírez, 2012). Ambos procesos pueden tener efectos negativos sobre la biodiversidad (Mas y Correa, 2000).

La fragmentación es el término que se utiliza para el análisis espacial del estado y los cambios de la cubierta vegetal. La fragmentación provoca el aislamiento entre hábitats y modifica las condiciones del medio, lo que ocasiona cambios en el régimen hidrológico, el microclima y la dinámica de poblaciones (McGarigal y Cushman, 2002), influye en el calentamiento global, en la reducción de la captura de carbono, en el cambio en las propiedades de los suelos, en el incremento del número de especies animales y vegetales en riesgo y en la reducción de hábitats o la pérdida de ecosistemas (Aguilar *et al.*, 2000; Mas y Correa, 2000).

El análisis de un hábitat fragmentado requiere conocer el número de fragmentos, tamaño, forma y grado de aislamiento (McGarigal y Cushman, 2002; Ramírez, 2012). Los índices de paisaje permiten caracterizar en número, superficie, diversidad de elementos presentes en el área y el conjunto de parches que lo conforman, entre otros. Los índices de fragmentación a nivel del paisaje se calculan para una superficie dentro de la cual se supone que las condiciones son homogéneas (Mas y Correa, 2000).

El análisis de la estructura espacial del paisaje incluye los índices o métricas, que relacionan patrones espaciales con procesos o funciones ecológicas (Turner, 2005; Altamirano *et al.*, 2012). McGarigal y Cushman (2002) consignan que los índices de paisaje son algoritmos que cuantifican una determinada característica espacial a nivel de parche, clase o paisaje, lo cual es llevado a cabo en exclusiva con mapas categorizados que provienen, en su mayoría, de la clasificación de imágenes satelitales. La información satelital y la percepción remota, permiten estudiar la cubierta forestal y conocer su extensión con una visión regional, efectiva y a bajo costo (Mora, 2008).

Una etapa fundamental de la clasificación de imágenes satelitales es el conocer la exactitud de la cartografía resultante. El método más utilizado es la matriz de confusión (Congalton y Green, 2009; Lillesand *et al.*, 2008). En dicha matriz, las columnas se ocupan para las clases derivadas de la clasificación supervisada y las

filas para las clases de referencia. La diagonal de la matriz expresa el número de puntos de verificación correctamente clasificados o asignados a cada clase, mientras las marginales corresponden a errores de asignación (Vázquez-Quintero *et al.*, 2013).

Otro estimador del cambio en el paisaje es la hemerobia, concepto originalmente definido para expresar categorías de naturalidad (Jalas, 1955). La hemerobia, en la actualidad, aborda la modificación de la vegetación natural potencial por efecto de la influencia humana sobre los ecosistemas, analiza los grados de intervención, desde el estado menos modificado hasta aquéllos que inhiben el desarrollo al estado de equilibrio dinámico (Steinhardt *et al.*, 1999; Machado, 2004).

La hemerobia se ha utilizado para evaluar hábitats urbanos y agroecológicos (Sukopp, 1976; Kowarik, 1988; Grabherr *et al.*, 1998; Steinhardt *et al.*, 1999). En fechas recientes, ha sido modificada y adaptada por diversos autores (Stoll, 2007, 2008; Torres-Gómez *et al.*, 2009; Gutiérrez *et al.*, 2013; Kiedrzyński *et al.*, 2014; Walz y Stein, 2014) para evaluar el impacto humano sobre los ecosistemas y las comunidades vegetales, incluidos los tipos de uso de la tierra. La estimación de hemerobia en la Gran Sierra Plegada en el estado de Nuevo León, abordada por Marino *et al.* (2017), presentó diversos grados de intervención humana, lo que califica al estado de conservación de la vegetación como subóptimo.

La importancia de la Sierra San Miguelito, San Luis Potosí, radica en tener relicto de cobertura boscosa con una relativa cercanía a la zona urbana de la ciudad de San Luis Potosí, lo cual es esencial para el suministro de múltiples funciones ecosistémicas y otros usos (Leyva *et al.*, 2016). Esta sierra es la única cuenca que aporta agua para varias comunidades y ejidos de sus alrededores (Braasch, 2012); además de que allí se encuentra la principal especie piñonera (*Pinus cembroides* Zucc.), el cual almacena el 50.25% de carbono conforme al volumen del espécimen (CONAFOR, 2008). Esta especie tiene una distribución reducida en el estado de

San Luis Potosí, menos del 1% de la cubierta forestal de la entidad (Leyva *et al.*, 2016).

Los bosques de la Sierra están degradados a consecuencia del fuerte impacto de las actividades humanas: tala inmoderada, pastoreo extensivo y agricultura en terrenos no aptos para esa actividad (Huber-Sannwald *et al.*, 2012). Además del cambio en el uso de la tierra para actividades productivas, el crecimiento de las zonas urbanas y rurales, más el crecimiento de la infraestructura, han ocasionado la degradación de la tierra, reducción de la cubierta vegetal y el cambio paulatino en la composición florística (CONABIO, 2009). La cubierta forestal es el primer factor asociado a la condición y cantidad de hábitat; el análisis de sus cambios representa un indicador para evaluar el estado y las tendencias de la fragmentación (Mora, 2008).

La protección de la naturaleza y de la diversidad biológica, hoy en día, son objetivos prioritarios para la ciencia, mediante la integración de varios campos de investigación para evaluar el estado de conservación (Stoll, 2007). Los objetivos de este trabajo son: Cuantificar la fragmentación de la Sierra San Miguelito ocurrida en un período de 36 años, analizar la estructura espacial de la cobertura vegetal actual con el fin de categorizar la hemerobia en los piñonares de la Sierra y estimar el estado de conservación de los piñonares.

Las hipótesis que se proponen son: Existe relación directa entre el Índice de Fragmentación e Índice de Hemerobia, a mayor Fragmentación mayor será el Índice de Hemerobia. La clasificación de hemerobia será homogénea en toda la Sierra. En la actualidad se tiene mayor nivel de fragmentación con respecto al tiempo inicial. La hemerobia actual refleja alta intervención humana en los piñonares, en pastizales u otros ecosistemas de la Sierra San Miguelito.

2.3. MÉTODO

2.3.1. Área de estudio

La Sierra San Miguelito se ubica al suroeste del estado de San Luis Potosí, México, en la Provincia Meseta del Centro, comprende parte de los municipios de San Luis Potosí, Villa de Arriaga, Villa de Reyes y Mexquitic de Carmona. Se encuentra situada entre las coordenadas $21^{\circ}47'56''$ y $22^{\circ}16'30''$ Norte y $101^{\circ}15'13''$ y $100^{\circ}54'50''$ Oeste (Figura 2.1), con un área forestal de 45 mil ha (Grupo Sierra San Miguelito A. C., 2009; Leyva *et al.*, 2016). El área total de Sierra que se analiza en el presente estudio es de 114 mil ha.

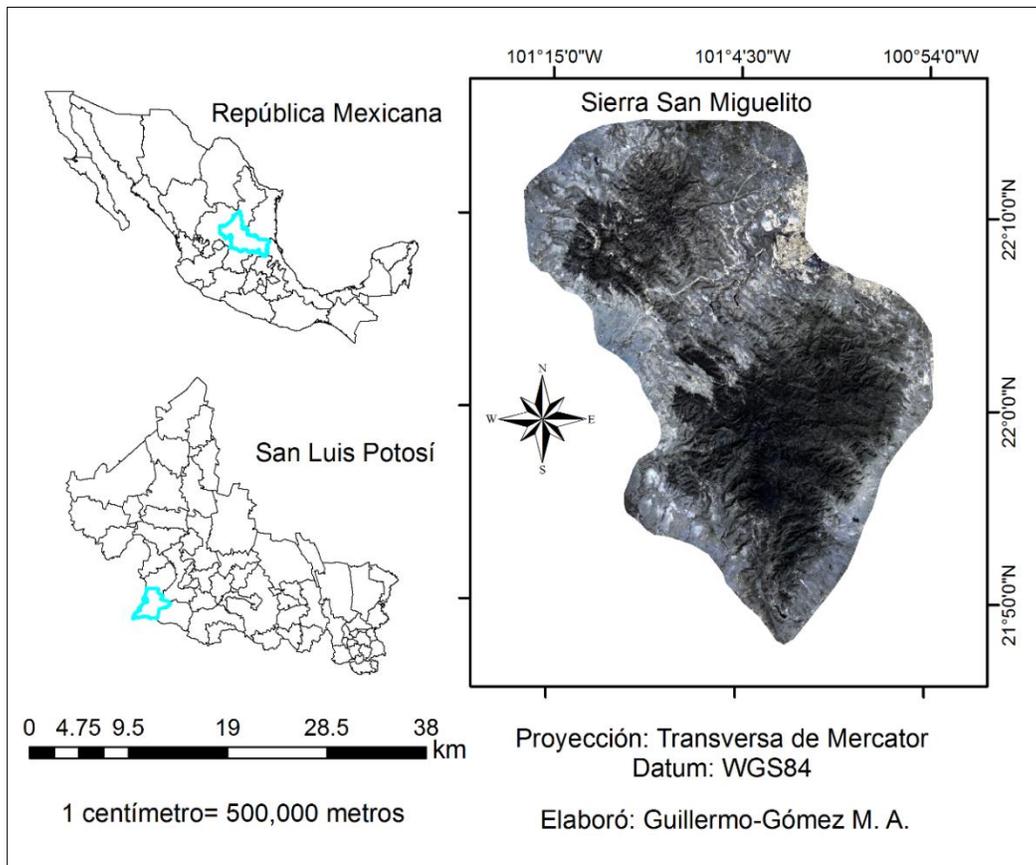


Figura 2.1. Ubicación del área de estudio.
Fuente: Elaboración propia a partir de INEGI (2013) y USGS (2018).

El clima es semiseco templado, más seco hacia el norte y más húmedo hacia el sur. La temperatura media anual varía entre los 12 y 18°C (Leyva *et al.*, 2016). El material parental es ígneo, los suelos dominantes son Litosol, Regosol, Xerosol,

Feozem y Fluvisol, de textura media (INEGI, 2009a). La riqueza de especies en la Sierra San Miguelito es alta debido a que cuenta con diversos tipos de vegetación, desde chaparral, matorral desértico micrófilo y pastizal ubicados en la orilla de la Sierra (INEGI, 2009b), hasta piñonero asociado con encino (*Quercus potosina* Trel.) y los bosques de piñonero en masas puras (*Pinus cembroides* Zucc. y *Pinus johannis* Rob.-Pass.), localizados en la porción central y con mayor altitud de la Sierra (Grupo Sierra San Miguelito, A. C., 2009).

2.3.2. Fragmentación

Los efectos de los cambios en la estructura y funcionamiento de la superficie forestal de la Sierra San Miguelito, para el período comprendido entre 1981 y 2017, se evaluaron con las técnicas de análisis espacial.

2.3.2.1. Uso y análisis de imágenes satelitales

El análisis de la fragmentación espacio-temporal se hizo con dos componentes, primero se comenzó con la evaluación de las áreas con cobertura vegetal y posteriormente se hizo un análisis de los índices de fragmentación (número de parches, perímetro, Índice de diversidad de Shannon e Índice de diversidad de Simpson), de acuerdo con las características espaciales de las áreas con cobertura vegetal.

Se utilizaron cinco subescenas Landsat con columna/fila de 25/40: Landsat 2 MSS (28 noviembre 1981), Landsat 5 MSS (16 marzo 1990), Landsat 7 ETM+ (19 de marzo 2000), Landsat 5 TM (21 enero 2011) y Landsat 8 (22 febrero 2017). Las imágenes fueron descargadas de la página del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS, por sus siglas en inglés: <https://earthexplorer.usgs.gov>). El tratamiento de las imágenes se hizo con los software ArcMap 10.3 y ERDAS IMAGINE 2014, con las siguientes etapas: georreferenciación de imágenes; recorte del área de estudio; composición de bandas RGB (4, 3, 2); definición de cuatro clases de cobertura vegetal; clasificación supervisada, con 70 campos de entrenamiento por clase; verificación espectral; NDVI (Índice de Vegetación de

Diferencia Normalizada) y edición de mapas para presentación final a escala 1:800,000.

La definición de las clases temáticas y selección de sitios que representaron cada una de las clases, se basó en el conocimiento previo del área de estudio (puntos de reconocimiento en campo). Para cada clase temática se obtuvieron los valores espectrales y se definieron cuatro clases de cobertura vegetal de acuerdo a un intervalo de valoración asignado, el cual varía de 0 a 100%: sin cobertura vegetal (0%), poca (<50%), regular (60 - 80%) y mucha (80 - 100%), tal como se muestra en la Figura 2.2:

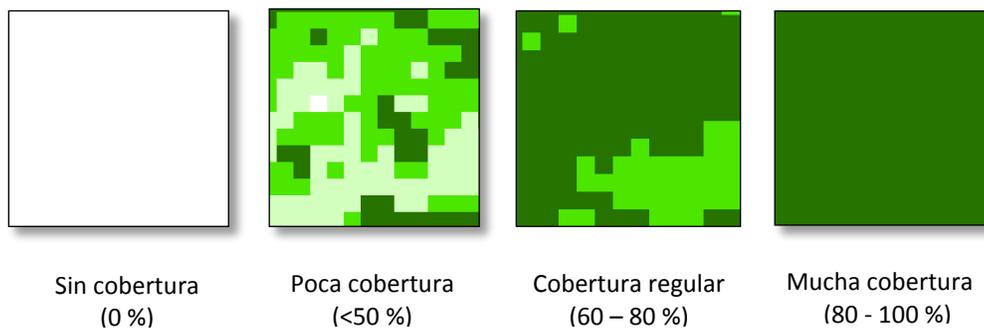


Figura 2.2. Clases de cobertura vegetal en el área de estudio.
Fuente: Elaboración propia.

La clasificación supervisada se hizo con el algoritmo de máxima verosimilitud (Lillesand *et al.*, 2008). Este método se basa en seleccionar varios campos de entrenamiento donde se conoce con certeza el tipo de vegetación. Su uso se debe a su robustez, sencillez y rapidez, además se incluye en la mayoría de los programas de cómputo comerciales (Lu y Weng, 2007; Altamirano *et al.*, 2012). La exactitud de la clasificación supervisada, derivada de una matriz de confusión, se obtuvo para las imágenes de las cinco fechas, para lo cual se seleccionaron en forma aleatoria 140 puntos. Mediante trabajo de campo se les asignó la clase temática a la que correspondían; estos puntos se consideraron como verdad terreno para la generación de la matriz.

El estadístico considerado como indicador fue el índice discreto multivariado Kappa, válido para un muestreo aleatorio simple (Congalton y Green (2009), que refleja la concordancia inter-observador e intenta delimitar el grado de ajuste debido sólo a la exactitud de la clasificación; prescinde del causado por factores aleatorios (Chuvieco, 2006; Lillesand *et al.*, 2008). El índice Kappa puede tomar valores de 0 a 1. Mientras más cercano a 1, mayor es el grado de concordancia inter-observador (Landis y Koch, 1977).

El análisis de la información geoespacial se hizo con ayuda de los software ArcMap 10.3 y la clasificación supervisada en ERDAS Imagine 2014. El análisis de los patrones de fragmentación del paisaje se llevó a cabo mediante el cálculo de índices de fragmentación (número de parches, perímetro, Índice de diversidad de Shannon e Índice de diversidad de Simpson), con el programa FRAGSTATS v4.2.1 (McGarigal y Marks, 1995; McGarigal *et al.*, 2012).

2.3.2.2. Métrica de la fragmentación

Se usaron los índices de paisaje más utilizados en el análisis de configuración espacial y fragmentación del paisaje (McGarigal y Marks, 1995; Jaeger, 2000; McGarigal y Cushman, 2002; Diversity Metrics, en línea): Número de Parches (NP), Perímetro (PERIM), Índice de diversidad de Shannon (Shannon's Diversity Index SHDI) e Índice de diversidad de Simpson (Simpson's Diversity Index SIDI).

El Índice de diversidad de Shannon (SHDI) varía de 0 (poco fragmentado) a 1 (muy fragmentado). El Índice de diversidad de Simpson (SIDI) es la probabilidad de que dos puntos seleccionados al azar estén ubicados en parches de diferente clase. Varía entre 0 y 1; un valor igual a 0 significa que el paisaje contiene sólo un parche, es decir, que no hay fragmentación y cuando se acerca a 1 el número de parches (fragmentos) aumenta (Vázquez-Quintero *et al.*, 2013). Para disminuir el efecto llamado "sal y pimienta", el cual consiste de píxeles individuales pertenecientes a otras categorías en forma de salpicaduras sobre coberturas homogéneas (Lillesand

et al., 2008), se aplicó un suavizado utilizando un filtro de 3x3, con el cual se eliminan los píxeles aislados.

2.3.3. Hemerobia

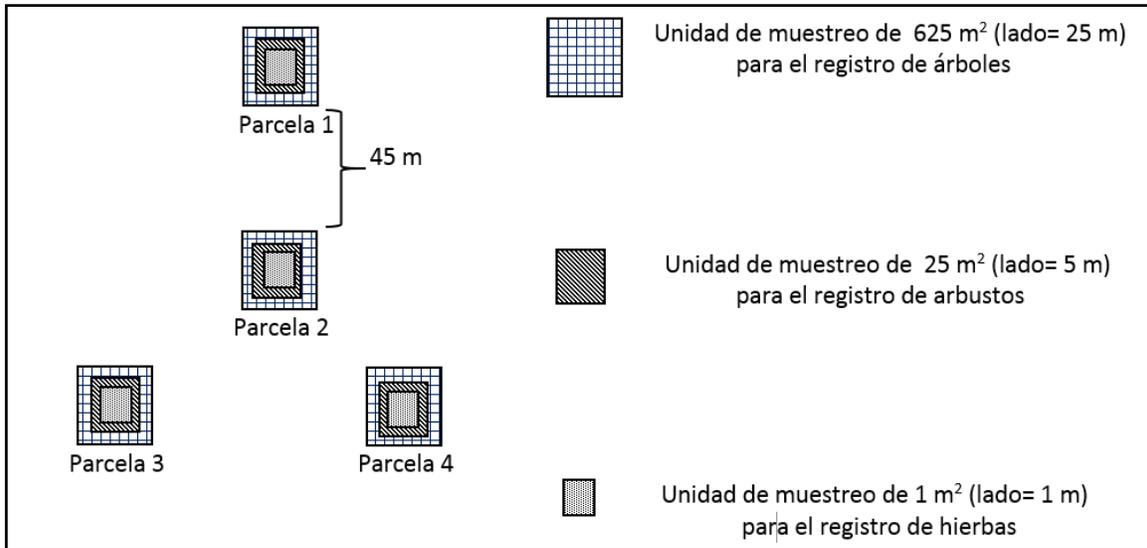
2.3.3.1. Método de evaluación

Para la evaluación del estado de conservación de la cubierta forestal de la Sierra San Miguelito se siguen las descripciones e instrucciones propuestas por Stoll (2007), e incluye las fórmulas para el cálculo del valor de cada criterio, y al final, se genera el índice de Hemerobia. El Índice de Hemerobia se basa en ocho criterios (Cx) de composición y estructura de la cubierta vegetal: C1) Composición del estrato arbóreo; C2) Composición del estrato arbustivo y herbáceo; C3) Tipo de regeneración de especies arbóreas; C4) Uso de la vegetación; C5) Uso del entorno; C6) Estratificación; C7) Diversidad de especies del estrato arbóreo; y C8) Diversidad de especies de los estratos arbustivo y herbáceo (Stoll, 2007).

2.3.3.2. Muestreo de vegetación y entrevistas

Se muestrearon cuatro localidades: La Amapola, San Antonio, Mexquitic y El Saucillo, elegidas al azar por contar con bosque de pino piñonero. El registro en cada unidad de muestreo incluyó: coordenadas geográficas, altitud, pendiente y exposición. La caracterización de la vegetación se hizo mediante un conglomerado, consistente de cuatro cuadros de 625 m² para la medición de árboles, equidistantes a 45 m (Figura 2.3), distribuidos en forma de “Y” invertida; dentro de esta unidad se incluyó un cuadro de 25 m² y otro de 1 m² para medir arbustos y herbáceas, respectivamente (CONAFOR, 2011).

En la unidad de muestreo de 25 m por lado (625 m²) se midió y registró el arbolado (familia, género, especie), frecuencia y cobertura, considerando brotes, plántulas, árboles juveniles, maduros y muy maduros. En la unidad de muestreo de 5 m por lado (25 m²), se midieron y registraron las especies arbustivas (familia, género, especie), frecuencia y cobertura. En la unidad de muestreo de 1 m², se midieron y registraron las herbáceas (familia, género, especie), frecuencia y cobertura.



**Figura 2.3. Forma de la unidad de muestreo que se utiliza en comunidades semiáridas (CONAFOR, 2011).
Elaboración del diagrama: Guillermo-Gómez, M. A.**

El muestreo fitosociológico fue aplicado con el método semi-cuantitativo de Braun-Blanquet (B-B). Se registró: 1) listado de especies según los estratos verticales encontrados en el rodal, 2) cobertura (B-B) de cada especie, 3) repoblación natural (brotes y plántulas de pino), y 4) presencia de disturbios (agricultura, pastoreo, deforestación, vientos, incendios, minería, contaminación).

Se aplicaron 50 entrevistas semiestructuradas en las localidades de influencia del área de estudio, para recabar información sobre las actividades humanas, formas de intervención en el área, y así obtener información referente a los Criterios de evaluación 4 y 5: Uso de la vegetación y Uso del entorno. Los entrevistados de preferencia tenían que practicar la recolecta de piñón. Se incluyeron preguntas sobre: a) datos generales del informante; b) superficie en hectáreas, de riego o temporal, tenencia; c) producción agrícola, cultivos establecidos, rendimientos, destino de la producción; d) producción pecuaria, número de cabezas de ganado, destino de la producción; e) explotación forestal, aprovechamiento de madera, leña o resina, tala de árboles, tipo de manejo forestal; f) aprovechamiento del piñón, recolecta, cosecha, venta, autoconsumo; g) actividades no agropecuarias ni forestales, como minería, acuacultura, elaboración de artesanías, industria, turismo

o alguna otra actividad; y finalmente, h) cambios en el paisaje al paso de los años. Para mayor detalle de las preguntas incluidas, ver el Anexo 1.

2.3.3.3. Mapeo multitemporal de la hemerobia

El cálculo del índice de hemerobia, implicó la ubicación geográfica de las parcelas en el mapa y a cada pixel se le asignó el índice de hemerobia correspondiente; se utilizaron las mismas cinco subescenas y el mismo tratamiento digital descrito en el apartado de fragmentación. La clasificación de Hemerobia se basó en siete categorías considerando un valor creciente (Stoll, 2007), las cuales fueron identificadas por el tipo de uso de la tierra observada en la imagen analizada.

El cálculo de la Hemerobia según Stoll (2007), sólo fue aplicada al piñonar. Blume y Sukopp (1976), Sukopp (1976) y Torres-Gómez *et al.* (2009) deducen que ciertos tipos de usos de la tierra pertenecen a determinado índice de Hemerobia. De igual manera, Fu *et al.* (2006) mencionan que, para medir el estado de conservación o el grado de influencia humana en los ecosistemas, la hemerobia puede ser usada como sustituto de la intensidad de uso de la tierra. En estos casos se parte de un supuesto sobre el grado de intervención humana, y de acuerdo a la escala de esta metodología, el bosque de pino se posiciona en la Ahemerobia (sin hemerobia, sin intervención humana), y a las viviendas y a la zona urbana les corresponde la Metahemerobia (mayor intervención humana).

La clasificación supervisada se llevó a cabo de acuerdo con las estadísticas espectrales de cada clase temática. Para generar el mapa hemeróbico de la Sierra San Miguelito, se utilizó información en formato ráster. Con los resultados se hizo un análisis univariado con base en: media, varianza, desviación estándar y coeficiente de variación por categoría hemeróbica a través de la valoración hemeróbica multitemporal.

2.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.4.1. Fragmentación

2.4.1.1. Cobertura vegetal

El análisis e interpretación de la información digital en cada escena (1981, 1990, 2000, 2011 y 2017) permitió conocer la cobertura vegetal de la Sierra San Miguelito, y con la comparación espectral por época se conoció su evolución en los 36 años (Figura 2.4). La superficie en hectáreas en cada mapa, corresponde sólo a la cobertura vegetal >0.8 por año, que es la superficie correspondiente al área de piñonar, la cual varía entre 26 mil y 30 mil hectáreas, y su equivalencia en porcentaje.

Con base en estos resultados, se aprecia que de 1981 a 1990 la cobertura forestal aumentó 2.3%. Una década después la superficie boscosa disminuyó el 2%. Para 2011 sólo hubo un decremento de 0.2% y seis años después, en el 2017, la extensión de ésta aumentó 3.4%. Los cambios en la cobertura forestal en México fueron significativos entre 1993 y 2002 (CONABIO, 2009), período en el que 4.4 millones de hectáreas se destinaron a otros usos o fueron reemplazadas por comunidades secundarias, a un promedio de 484 mil ha año⁻¹ (Sánchez-Colón *et al.*, 2008).

Aguilar *et al.* (2000) mencionan que se tuvieron pérdidas de cobertura vegetal natural en México en 1998, resultado de los incendios que se presentaron durante ese año. Lo anterior puede explicar la disminución del 2% de la cobertura forestal en la Sierra San Miguelito de 1990 al 2000, como se menciona en el Estudio Técnico Justificativo del Grupo Sierra San Miguelito (2009) y de acuerdo a los pobladores del área, quienes mencionan que hubo un incendio muy fuerte hace poco menos de 20 años en la Sierra San Miguelito, que se logró controlar gracias a la lluvia y a una fuerte granizada.

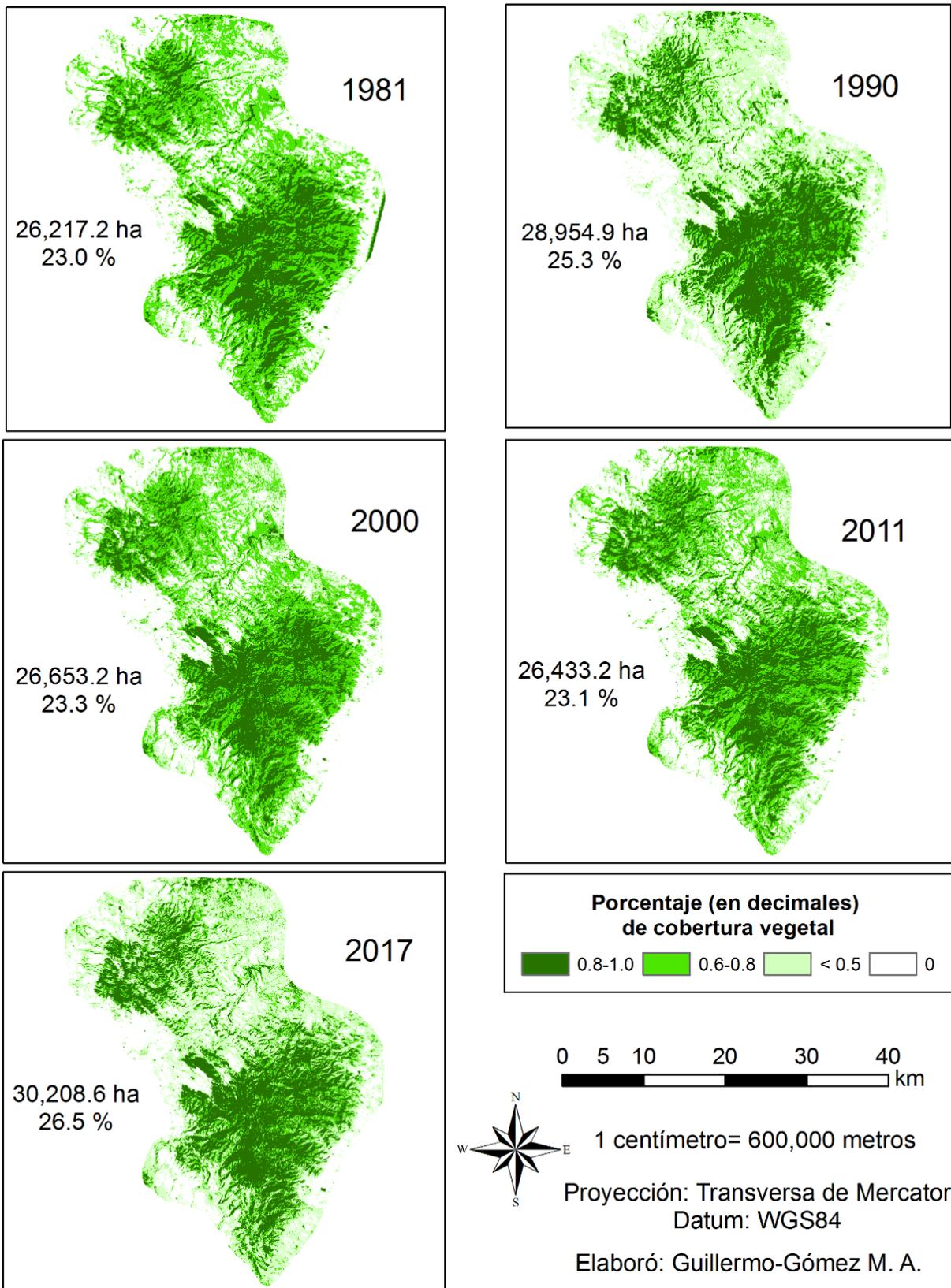


Figura 2.4. Cobertura vegetal en ha y su equivalencia en porcentaje en la Sierra San Miguelito en 1981, 1990, 2000, 2011 y 2017.

En general, en la Sierra San Miguelito, la cobertura forestal aumentó 3.5% de 1981 al 2017, que equivale a un incremento de 3 mil, 991 ha en 36 años; esta recuperación se relaciona, como se menciona en Grupo Sierra San Miguelito (2009), con la disminución de la tala de árboles, aunque ocurre de manera clandestina pero en menor escala; tampoco se hace carbón, pues la ley lo prohíbe; el gas butano ha llegado hasta las pequeñas poblaciones, lo que evita el uso de leña; además, ya no hay actividad minera.

Leyva (2014), consigna una disminución de 10.06% de la superficie de bosque de pino para la Sierra San Miguelito al pasar de 35.18% en 1975 a 25.12% en 1986. Para el año 1996, se registró un aumento del 9.83% respecto al año anterior, con un porcentaje de cobertura de 34.95%. En 2006 el bosque de pino presentó un incremento de 37.10% y en el año 2013 presentó un pequeño decremento en cuanto a superficie con un 36.89%. Es decir que de 1975 al 2013 (38 años), el bosque de pino en la Sierra San Miguelito tuvo un aumento de 1.71% en superficie.

A partir de 1970, en la Sierra San Miguelito ha ocurrido una reducción de la tasa de deforestación (Braasch, 2012). De 1979 a 2009 se observaron alteraciones moderadas debido al cambio de uso de la tierra; los bosques disminuyeron en -1.6% en 30 años con base en el registro satelital, debido a la reducción de la población rural migrante y del aumento en el abandono de las tierras agrícolas, lo cual a mediano y largo plazo ha permitido la transición forestal mediante la sucesión vegetal en los terrenos marginales (Flores *et al.*, 2008).

Huber-Sannwald *et al.* (2012) mencionan que a escala regional para la Sierra San Miguelito la deforestación causó una disminución del -6.5% en los bosques de pino y encino entre 1979 y 2009 (30 años), aunque un aumento en la precipitación anual de 100 mm entre esos mismos años posiblemente compensó los efectos negativos de la deforestación sobre la productividad primaria.

Kepner *et al.* (2000) indican un cambio de cobertura forestal de -4.82% en la cuenca del Río San Pedro, Sonora, de 1973 a 1992 (19 años), las posibles causas son la rápida urbanización y la aceleración de la erosión hídrica y eólica. Manjarrez *et al.* (2015) estimaron una tasa de cambio de -5.7% de 1990 a 2012 (22 años), para el Desierto Chihuahuense, debido al pastoreo excesivo y al aumento del área de algunos cultivos de alto valor comercial como el nogal, el durazno y otros.

Caso contrario a lo que se muestra en nuestra zona de estudio, donde no hubo tasas de cambio negativas, al contrario, la cobertura forestal aumentó 3.5% del año 1981 al 2017 (36 años), esto podría deberse a la disminución en el número de habitantes en los alrededores de la Sierra, tal como lo refiere Medina *et al.* (2008) y como se mencionó en las entrevistas realizadas a los pobladores locales.

Las actividades humanas en México, como en el resto del mundo, se han convertido en un factor de modificación y degradación que impacta la cobertura forestal, la biodiversidad, los procesos ecológicos y los servicios ecosistémicos. Este no es el caso para la Sierra San Miguelito en fecha reciente, ya que entre 1998 y 2002 existe reforestación al este de la Cañada del Lobo realizada por el Ejército Mexicano, la Secretaría de Ecología y Gestión Ambiental (SEGAM) y la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), promovidos por el Gobierno del Estado de San Luis Potosí; los resultados no fueron del todo satisfactorios, debido a las especies utilizadas, no todas aptas para sobrevivir en el suelo erosionado en que fueron plantadas, en las que la vegetación nativa sólo incluye garabatlillo (*Acacia sp.*), algunas cactáceas y zacatales con pastoreo severo (Grupo Sierra San Miguelito, 2009).

Las entrevistados indican que del 2000 a la fecha se han llevado a cabo trabajos de conservación de suelos y de reforestación con piñonero (*Pinus cembroides* Zucc.), nopal (*Opuntia sp.*) y maguey (*Agave sp.*), en varios ejidos ubicados en las laderas de la Sierra San Miguelito, con recursos de la Comisión Nacional Forestal

(CONAFOR), la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y con el apoyo y asesoría de técnicos en Microcuencas de San Luis Potosí.

2.4.1.2. Índices de Fragmentación

El análisis se hizo para un período de 36 años, con coberturas de 1981, 1990, 2000, 2011 y 2017. Los resultados se muestran en el Cuadro 2.1. Se observa que sí ocurrió fragmentación evidente de 1981 a 2017, en 36 años los parches aumentaron a más del doble (30 mil, 672), sobre todo de 1990 a 2000. Con base en los resultados, se acepta la hipótesis de que en la actualidad se tenga mayor fragmentación con respecto al tiempo inicial, pues se observa un mayor número de fragmentos (parches) en 2017 que en 1981.

Cuadro 2.1. Índices de Fragmentación de la Sierra San Miguelito en el periodo 1981 a 2017.

Tiempo		Indicadores de Fragmentación		Índices de Fragmentación		Exactitud
Año	NP	Perim (m)	SHDI	SIDI	Índice Kappa	
1981	14,131	27,571,680	0.9757	0.8526	0.86	
1990	15,144	28,725,120	0.9841	0.8796	0.92	
2000	45,816	48,189,600	0.9846	0.8178	0.88	
2011	49,725	50,539,800	0.9793	0.7674	0.90	
2017	59,889	52,836,660	0.9997	0.9211	0.95	

NP: Número de parches; **Perim:** Perímetro; **SHDI:** Índice de diversidad de Shannon, **SIDI:** Índice de diversidad de Simpson.

Tanto el crecimiento de la ciudad como de las poblaciones rurales han incidido, de manera importante, en los bosques de la Sierra San Miguelito, debido al aprovechamiento desmedido de madera en algunas áreas, el sobrepastoreo extensivo y la agricultura en terrenos no aptos, actividades que no causan mejoras en la economía de la mayoría de los habitantes, pero sí un deterioro en la capacidad funcional de la sierra (Grupo Sierra San Miguelito, 2009).

Aunque la ley permite el uso de madera para autoconsumo de las poblaciones cercanas a la sierra, el problema principal es que la extracción no está regulada y

la tala excesiva origina problemas de erosión del suelo, pérdida de hábitat y fragmentación de la zona boscosa. Además, como mencionaron los entrevistados, otro de los problemas es la extracción furtiva de pinos para su venta en la época navideña.

La menor fragmentación se tuvo en 1981, esto se observa en el número de parches (14 mil, 131) y, además, en el menor Índice de diversidad de Shannon (0.9757). Por el contrario, el mayor número de parches se presenta en 2017, con 59 mil, 889 parches, e Índice de diversidad de Shannon, muy cercano a uno (0.9997), lo que indica que el paisaje está bastante fragmentado.

Lo anterior se corrobora con la tendencia ascendente de los índices de Simpson y de Shannon, resultado de un incremento de la fragmentación. El índice de Shannon indica que en los periodos evaluados (1981, 1990, 2000, 2011 y 2017) hay incremento en el número de fragmentos por clase. Por otra parte, el índice de Simpson muestra que conforme avanza el tiempo existe una mayor diversidad paisajística.

Es importante notar que el aumento considerable en el número de parches de 1900 a 2000, en cierta medida puede ser resultado de la clasificación espectral, ya que es común la aparición del efecto llamado “sal y pimienta” (Lillesand *et al.*, 2008), pero pueden quedar otros de mayor tamaño, los cuales el programa FRAGSTATS reconoce como parches.

Vázquez-Quintero *et al.* (2013) evaluaron, con el uso de sensores remotos, la fragmentación ocurrida de 1974 a 2011 de los bosques templados en la microcuenca La Peña, del municipio de Pueblo Nuevo, Durango. El índice de fragmentación fue variable, es bajo en los primeros años (1974-1990) con valores de Simpson de 0.56 y 0.68, y más alto (0.72 y 0.89) para años recientes (2000-2011). Estos valores son menores a nuestros resultados, índice de Simpson de 0.76 y 0.92, lo que indica que el paisaje en la Sierra San Miguelito está más fragmentado.

El índice Kappa, entre 0.86 y 0.95, representa buena exactitud de la clasificación (Landis y Koch, 1977). El uso de este índice como parámetro de validez para mapas categóricos elaborados a partir de capas ráster, es una técnica bien definida (Loya *et al.*, 2015), de hecho, Congalton y Green (2009) hacen una revisión exhaustiva al respecto. Para 1981 (Landsat 2, sensor MSS) se tuvo un índice Kappa de 0.86; este valor indica que la clasificación de la cubierta vegetal es 86% mejor que la esperada al azar. Para 1990 (Landsat 5, sensor MSS), 2000 (Landsat 7, sensor ETM+), 2011 (Landsat 5, sensor TM) y 2017 (Landsat 8), este índice fue aún mayor, con valores de 0.92%, 0.88%, 0.90% y 0.95%, respectivamente, representando mayor exactitud de la clasificación espectral.

Esta exactitud es similar a las obtenidas por otros autores (Mendoza *et al.*, 2005; Vázquez-Quintero *et al.*, 2013; Gil *et al.*, 2015; Loya *et al.*, 2015) con 87%, 88%, 0.95 y 0.98%, respectivamente. En general, durante el periodo analizado resulta evidente el proceso de fragmentación de acuerdo a las métricas analizadas.

2.4.2. Hemerobia

Los resultados de la evaluación del estado de conservación de la Sierra San Miguelito con el método de Hemerobia, se resumen en el Cuadro 2.2, que incluyen los resultados provisionales por criterio y parcela, además del índice de Hemerobia (IH) por parcela y el promedio de todas las parcelas evaluadas. Dichas localidades (IH) se utilizaron como puntos de control para la clasificación supervisada. Para ello se consideraron siete categorías de Hemerobia, como se muestra en los mapas de la Figura 2.5.

El 75 % de las parcelas tienen un índice de Hemerobia entre 3.8 y 4.0, clasifican como oligohemeróbicas y sólo un 6 % presentó un estado mesohemeróbico (seminatural). El promedio total fue de 3.8, lo que significa que en las parcelas muestreadas el estado de transformación de los piñonares corresponde a oligohemerobia, es decir, que el piñonar de la Sierra San Miguelito se conserva casi natural, condición que sólo se observa en las partes más altas de las montañas, ya

que en las partes bajas la falta de cubierta vegetal se refleja en una apariencia fisonómica desolada con altas tasas de erosión.

Cuadro 2.2. Índice de Hemerobia de las localidades muestreadas por unidad de muestreo y promedio de cada una de ellas.

Localidad	La Amapola				El Saucillo				San Antonio				Mexquitic			
UM	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
C1	3.0	3.5	4.3	3.0	3.5	3.8	4.0	3.8	2.8	3.0	3.0	2.8	3.0	2.8	3.5	2.8
C2	5.0	4.0	2.0	3.0	5.0	3.0	3.0	4.0	4.0	4.0	4.0	5.0	3.0	2.0	4.0	3.0
C3	0.8	1.8	2.2	2.8	0.2	0.3	0.7	0	0.3	1.5	1.2	1.1	2.3	0.2	0.2	1.3
C4	4.0	3.0	4.0	3.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	3.0	3.0	4.0	3.0	3.0	4.0	4.0
C5	4.0	4.0	4.0	4.0	5.0	5.0	5.0	5.0	4.0	4.0	3.0	4.0	3.0	4.0	4.0	4.0
C6	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0
C7	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0
C8	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0
IH	4.0	3.9	3.9	3.9	4.1	3.9	4.0	4.0	3.8	3.8	3.6	4.0	3.7	3.4	3.8	3.8

UM: Unidad de muestreo; **C1:** Composición del estrato arbóreo; **C2:** Composición del estrato arbustivo y herbáceo; **C3:** Tipo de repoblación; **C4:** Usos del bosque; **C5:** Usos del entorno; **C6:** Estratificación; **C7:** Diversidad de especies del estrato arbóreo; **C8:** Diversidad de especies del estrato arbustivo y herbáceo. **IH:** Índice de Hemerobia.

Los piedemontes de la comunidad de La Amapola, fueron las áreas más alteradas por pastoreo de caprinos (Romero *et al.*, 2014). En esta comunidad, la cubierta vegetal es usada por la fauna silvestre, la recolección de piñón y la ganadería extensiva; en consecuencia, los disturbios se deben a dichas actividades (Romero-Manzanares y García-Moya, 2002).

La perturbación del ecosistema forestal en la Sierra San Miguelito se refleja en el deterioro de los sitios, el sesgo de la estructura poblacional de los piñonares, el reemplazo de especies en la composición florística y el cambio en la estructura de las comunidades (Romero-Manzanares y García-Moya, 2002). De igual manera, el crecimiento de la ciudad de San Luis Potosí y el poblado de Escalerillas, han cubierto zonas de piedemonte de la Sierra, por desarrollos inmobiliarios dirigidos a grupos de alto nivel adquisitivo, además de la construcción de obras de infraestructura y equipamiento urbano (Vázquez y Sigfrido, 2012).

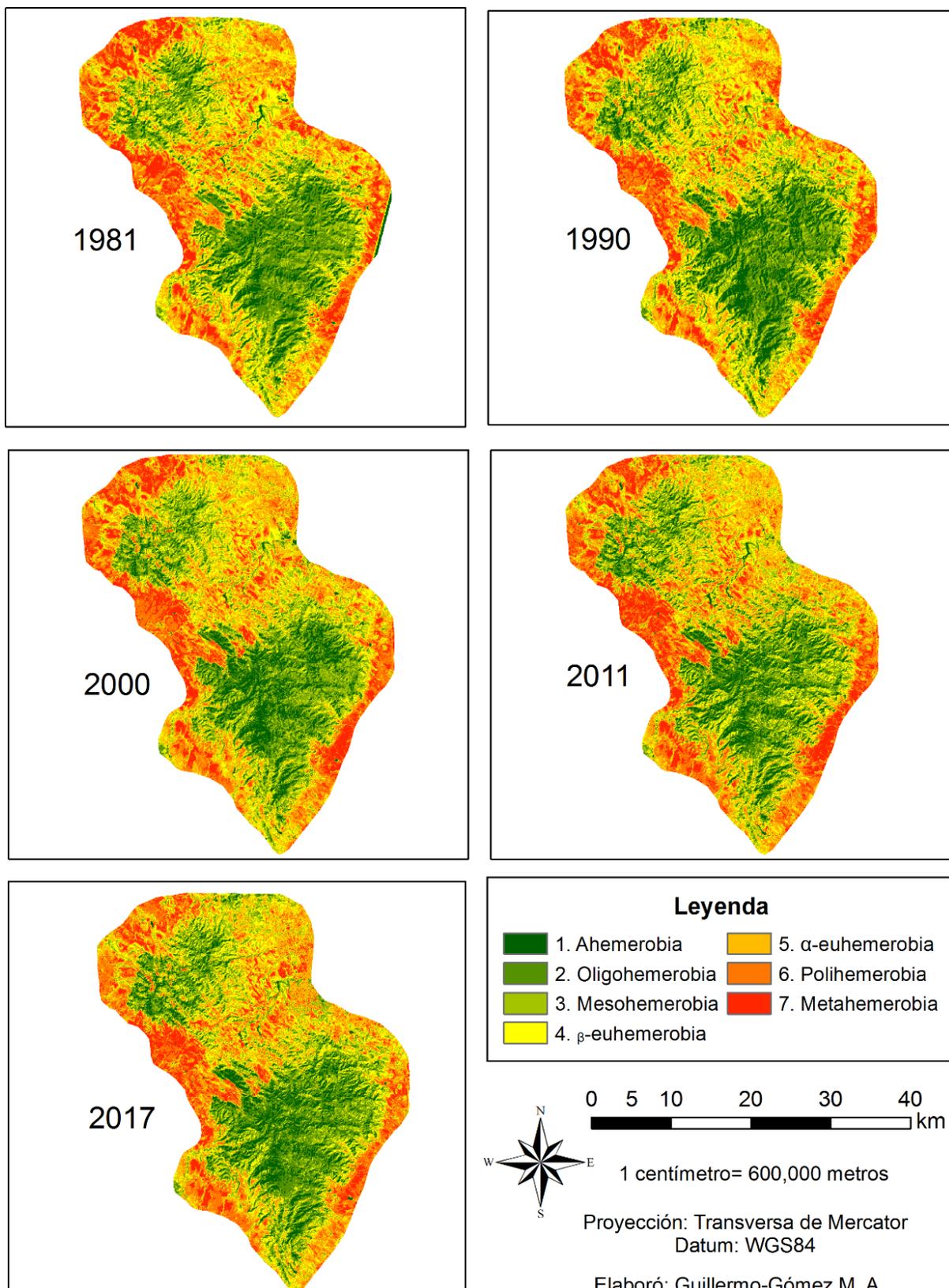


Figura 2.5. Hemerobia de la Sierra San Miguelito en 1981, 1990, 2000, 2011 y 2017.

Las áreas de bosque de encino (*Quercus* sp.), por estar en las partes bajas y medias de la Sierra y estar más cerca de las áreas urbanas, han tenido más perturbaciones naturales y humanas, a diferencia de los bosques de pino (Leyva *et al.*, 2016), también el ganado, las cabras, en particular, ramonean esta especie, por ser más accesibles, por tener menores mecanismos de defensa y mayor calidad nutritiva (Braasch, 2012); mientras que los bosques de pino, se encuentran en las áreas más abruptas y de más difícil acceso.

Ribeiro (2007) concluye que la causa de la degradación del suelo en La Amapola, S.L.P. es multicausal y responde a cuatro factores: 1) el mercado regional (precios de los productos agropecuarios); 2) el subsidio al campo, que implica la introducción de tecnología para el uso de la tierra, 3) la tenencia de la tierra que divide el paisaje en tierras de uso privado y uso público, lo que implica una perturbación distinta al sistema, y 4) el bajo nivel o falta de educación formal e informal, que repercute en la toma de decisiones sobre las actividades productivas del entorno.

El Cuadro 2.3 muestra los índices de hemerobia predominantes en cuanto a superficie, el 4 y el 5, es decir β -euhemerobia y α -euhemerobia, corresponden a una hemerobia media, lo que indica que hay un moderado a fuerte impacto humano, sobre todo en las zonas donde se practican actividades agropecuarias.

Cuadro 2.3. Superficie de hemerobia expresada en hectáreas en la Sierra San Miguelito.

Código	Categoría	1981	1900	2000	2011	2017
Superficie (ha)						
1	Ahemerobia	7,766	11,662	10,224	9,880	11,061
2	Oligohemerobia	18,451	17,293	16,430	16,553	19,148
3	Mesohemerobia	19,583	20,310	19,789	18,593	19,245
4	β -euhemerobia	21,381	21,868	20,205	20,293	20,588
5	α -euhemerobia	20,187	19,142	20,211	20,575	18,500
6	Polihermerobia	16,856	15,345	17,037	16,959	16,492
7	Metahemerobia	9,867	9,024	10,311	11,353	9,173

El Cuadro 2.4 muestra los análisis estadísticos del Cuadro 2.3: media, varianza, desviación estándar y coeficiente de variación por categoría hemeróbica.

Cuadro 2.4. Análisis estadísticos de las categorías de Hemerobia.

Categoría	Media	Varianza	Desviación estándar	Coeficiente de Variación (%)
Ahemerobia	10,119	2,218,316	1,489	14.7
Oligohemerobia	17,575	1,419,560	1,191	6.8
Mesohemerobia	19,504	408,516	639	3.3
β -euhemerobia	20,867	528,069	727	3.5
α -euhemerobia	19,723	753,227	868	4.4
Polihemerobia	16,538	488,025	699	4.2
Metahemerobia	9,946	891,933	944	9.5

La categoría β -euhemerobia tiene la media más alta, es decir, es la que ha predominado en la Sierra San Miguelito de 1981 a 2017; por lo tanto, se acepta la hipótesis de que la clasificación de hemerobia es homogénea en toda la Sierra, y se rechaza la hipótesis de que la hemerobia actual refleje alta intervención humana en los piñonares.

La Ahemerobia es la que muestra mayor variabilidad, significa que es la que más ha cambiado con el tiempo, mientras que la Mesohemerobia es la que se ha mantenido constante en cuanto a su superficie, pues muestra menor variabilidad de datos.

Lo anterior significa que el estado Ahemeróbico, el natural, se ha ido perdiendo en las áreas de mayor aprovechamiento debido a que la Sierra es propiedad ejidal en su mayor parte (DOF, 2010). Lo anterior a consecuencia del sobrepastoreo, sin planes de manejo, en particular hacia la cercanía de los poblados y en las partes bajas de las montañas colindantes con las planicies. Nuestros resultados concuerdan con varios autores (Romero y García, 1999; Romero-Manzanares y García-Moya, 2002; Huber-Sannwald *et al.*, 2006; Braasch, 2012 y Leyva *et al.*, 2016), respecto a que el sobrepastoreo es uno de los causantes de la degradación del piñonar.

El resultado concuerda con lo consignado por Marino *et al.* (2017), quien obtuvo un índice de hemerobia de 4, en una microcuenca hidrográfica de uso pecuario, cubierta con bosque de pino-encino en Nuevo León. Las zonas con pérdida de cobertura vegetal presentaron características típicas de impacto por pisoteo de ganado.

Se puede asegurar que el pastoreo no controlado es una de las actividades con mayor impacto para el mantenimiento de la cubierta vegetal en San Miguelito y otros entornos secos del país. Con el incremento del grado de Hemerobia, más difícil será el regreso del sistema a su estado natural, las transformaciones humanas se vuelven irreversibles y el sistema llega al umbral de no retorno (Romero y García, 1999; Romero-Manzanares y García-Moya, 2002).

Los principales impulsores del cambio de paisaje en las áreas de piñonares de México, son la producción extensiva de ganado, la deforestación y la aleatoriedad de las condiciones meteorológicas, unidas a condiciones ambientales restrictivas. El incremento de la población urbana sobre la rural, la apertura de vías de comunicación, minería y líneas de transporte, son las nuevas amenazas y los inductores del cambio en las comunidades de piñoneros, matorrales y pastizales de la región.

El freno al cambio de uso de la tierra por expansión de la frontera agrícola y pecuaria, es necesario para empezar a controlar el problema de la fragmentación de los piñonares. Por otro lado, empezar a evaluar los servicios ambientales que ofrecen los ecosistemas naturales en las zonas aledañas, donde aún se tienen fragmentos de vegetación natural, es necesario para sensibilizar a la población de la pérdida de calidad y salud del ambiente con la fragmentación de los piñonares.

Al final se rechaza la hipótesis de que existe una relación directa entre Índice de Fragmentación e Índice de Hemerobia, ya que al paso de los años la fragmentación

sí aumentó, pero la categoría β -euhemerobia es la que predominó en la Sierra de San Miguelito de 1981 a 2017.

2.5. CONCLUSIONES

Con base en la fragmentación de la cobertura vegetal y el índice de Hemerobia en la Sierra de San Miguelito, de 1981 a 2017 las áreas de bosque de pino, arbóreo o arbustivo, son las más conservadas debido a que se encuentran en las partes más altas, abruptas y de difícil acceso.

El piñonar en la Sierra de San Miguelito, presenta condición Oligohemeróbica, lo cual significa que está semiconservado, y es indicador de que aún se encuentran fragmentos de bosque de pino y pino-encino en su estado natural. Los encinares son los que han tenido más perturbaciones naturales y humanas, asociado al aumento de las áreas de pastizal.

Las áreas cercanas a las zonas urbanas y rurales, presentan condición Euhemeróbica, es decir, alejadas de lo natural, con un moderado a fuerte impacto humano.

Es necesario el abordaje del problema de la interconexión de fragmentos y la necesidad de establecer corredores biológicos, como categoría de protección formal, si se quiere revertir el problema de fragmentación de la Sierra, o recuperar la cobertura vegetal natural de la misma.

Los factores socio-económicos que influyen en el deterioro de los piñonares y que son determinantes para el cálculo del índice de hemerobia, son los usos del bosque y del entorno. Por ejemplo, transformar el bosque a actividad agrícola, mediante la tala y la quema de árboles que aceleran la degradación del suelo.

La ganadería caprina es una de las principales actividades primarias en la Sierra de San Miguelito, lo que causa el deterioro de las comunidades naturales, modifica la

estructura de la comunidad vegetal y propicia la transformación del paisaje natural; la ganadería ovina y bovina tienen menor impacto.

La deforestación es uno de los principales problemas debido a la construcción de vías de comunicación que atraviesan la Sierra San Miguelito, exponiéndola a la tala y a la extracción de cantera, degradan el entorno natural y propician que las tierras deforestadas se conviertan en pastizales para la ganadería extensiva. Además, en esta zona los lugareños practican la extracción de leña y de árboles de pino (*P. cembroides*) en época navideña en cantidades considerables.

Las actividades humanas antes mencionadas impactan de forma negativa en los piñonares, las cuales generan beneficios socioeconómicos temporales, pero que a corto y mediano plazo impactan la productividad de los suelos, la biodiversidad de las especies forestales y la estructura natural del paisaje, e impiden la repoblación natural del rodal.

La fragmentación y la pérdida del hábitat son resultado de las actividades del hombre, cuyos efectos recaen en la estructura y, por consecuencia, en la función ecosistémica del paisaje. La cartografía obtenida sirve de evidencia y base para proponer ordenamiento ecológico, establecer áreas naturales para conservación, entre otros. La Hemerobia resulta útil para comprender los cambios en el paisaje, el impacto de las actividades humanas y la pérdida de la naturalidad del paisaje; puede servir de base para gestionar políticas públicas y actividades en favor de la conservación y rehabilitación de los recursos naturales.

Los mapas de la Figura 2.5, pueden consultarse para conocer la magnitud de la intervención del hombre en la vegetación actual de la Sierra de San Miguelito, o incluso para conocer el impacto de las actividades humanas en el pasado. Del mismo modo, se pueden elaborar este tipo de mapas para otros lugares, o incluso a nivel nacional, para diagnosticar el grado de intervención e impacto de la actividad humana; ello con la ayuda de instituciones que compilen o generen información de este tipo, para que sea el puente entre la academia, el gobierno y la sociedad, y que

promuevan la conservación y el manejo de la biodiversidad mediante acciones realizadas por la población local, la cual debe ser el actor central en este proceso.

2.6. LITERATURA CITADA

Aguilar, C., E. Martínez y L. Arriaga. 2000. Deforestación y fragmentación de ecosistemas: qué tan grave es el problema en México. CONABIO. Biodiversitas 30: 7-11.

Altamirano, A., A. Miranda y C. Jiménez. 2012. Incertidumbre de los índices de paisaje en el análisis de la estructura espacial. Bosque 33: 171-181.

Blume, H. P. and H. Sukopp. 1976. Ökologische bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. Schriftenreihe für Vegetationskunde 10: 75-89.

Braasch, M. 2012. Modelación de la Producción Primara Neta en un bosque semiárido con disturbio antropogénico en San Luis Potosí, México. Tesis de Maestría. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A. C. (IPICYT), San Luis Potosí, México. p. 91.

Chuvieco, E. 2006. Fundamentos de teledetección espacial. Editorial ARIEL. p. 584.

CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2009. Cuarto Informe Nacional de México al Convenio sobre Diversidad Biológica (CDB). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F. p. 194.

CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2008. Catálogo de contenido de carbono en especies forestales de tipo arbóreo del noreste de México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Comisión Nacional Forestal. pp. 41.

CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2011. Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Manual y procedimientos para el muestreo de campo. Comisión Nacional Forestal. p. 140.

Congalton, R. G. and K. Green. 2009. Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices. Boca Raton, USA. Lewis Publishers. p. 177.

Diversity Metrics, online. Disponible en <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/Metrics/Diversity%20Metrics/DIVERSITY%20METRICS.htm>. Consultado en marzo de 2018.

DOF (Diario Oficial de la Federación). 2010. Reglas de Operación del Fondo para el Apoyo a Proyectos Productivos en Núcleos agrarios (FAPPA). Diario Oficial de la Federación. Secretaría de Gobernación. Disponible en: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5172422&fecha=24/12/2010. Consultado el 03 de mayo de 2018.

Flores R., J. D., R. Mireles S., J. A. Flores C., B. M. González S. y L. Chapa V. 2008. Programa Estratégico Forestal del Estado de San Luis Potosí 2006-2025. Vol. I. Insituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, San Luis Potosí, México, p. 204.

Fu, B. J., C. X. Hu, L. D. Chen, O. Honnay and H. Gulink. 2006. Evaluating change in agricultural landscape pattern between 1980 and 2000 in the Loess hilly region of Ansai County, China. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114: 387-396.

Gil H., M. I., L. C. Alatorre C., M. E. Torres O. y L. Bravo P. 2015. Determinación de procesos de deforestación en el bosque templado de la región noroeste del municipio de Madera, Chihuahua, México: usando técnicas de teledetección y SIG. In: *Geomática aplicada a procesos ambientales en el contexto local y regional: Teledetección y Sistemas de Información Geográfica*. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Ciudad Juárez, Chihuahua. 478 p.

Grabherr, G., G. Koch, H. Kirchmeir and K. Reiter. 1998. *Hemerobie österreichischer Waldökosysteme*, Universitätsverlag Wagner, Innsbruck, 449 p.

Grupo Sierra San Miguelito, A. C. 2009. Estudio Técnico Justificativo para la solicitud al Ejecutivo del Estado de Inscribir a la Sierra San Miguelito como Área Natural Protegida en el Sistema Estatal de Áreas Naturales Protegidas de San Luis Potosí. 173 p.

- Gutiérrez B., N., Y. S. Gartner J., H. López, C. E. Pacheco and A. Reif. 2013. The recovery of the lower montane cloud forest in the Mucujún watershed, Mérida, Venezuela. *Regional Environmental Change* 13: 1069-1085.
- Huber-Sannwald, E., F. T. Maestre, J. E. Herrick and J. F. Reynolds. 2006. Ecohydrological feedbacks and linkages associated with land degradation: a case study from Mexico. *Hydrological Processes* 20: 3395-3411.
- Huber-Sannwald, E., M. Ribeiro P., J. T. Arredondo M., M. Braasch, R. M. Martínez P., V. J. García de A. y K. Monzalvo S. 2012. Navigating challenges and opportunities of land degradation and sustainable livelihood development in dryland social-ecological systems: a case study from Mexico. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 367: 3158-3177.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2009a. Guía para la interpretación de Cartografía Geológica. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2009b. Guía para la interpretación de Cartografía Uso de Suelo y Vegetación. Escala 1:50000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2013. Conjunto de Datos Vectoriales Uso de Suelo y Vegetación: Serie V. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.
- Jaeger, J. A. G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15: 115-130.
- Jalas, J. 1955. Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. *Acta Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 72: 1-15.
- Kepner, W. G., C. J. Watts, C. M. Edmonds, J. K. Maingi, S. E. Marsh y G. Luna. 2000. A landscape approach for detecting and evaluating change in a semi-arid environment. *Environmental Monitoring and Assessment* 64: 179-195.
- Kiedrzyński, M., E. Kiedrzyńska, P. Witoslawski, M. Urbaniak and J. Kuroski. 2014. Historical land use, actual vegetation, and the hemeroby levels in ecological

evaluation of an Urban River Valley in perspective of its rehabilitation plan. *Pol. J. Environ. Stud.* 23: 109-117. Disponible en https://www.researchgate.net/profile/Ingo_Kowarik/publication/259364097_Das_Besondere_der_stadtischen_Vegetation/links/0deec52b347dc630c6000000/Das-Besondere-der-staedtischen-Vegetation.pdf.

Kowarik, I. 1988. Zum menschlichen Einfluss auf Flora und Vegetation. Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel Berlin (West). *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der. Berlin Vol. 56: 241 p.*

Landis, J. R. and G. G. Koch. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* 33: 159-174.

Leyva G., L. M. 2014. Vulnerabilidad de los recursos forestales de la Sierra de San Miguelito, San Luis Potosí. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. San Luis Potosí, México. p. 137.

Leyva G., L. M., G. Galindo M., C. Contreras S. y V. H. López V. 2016. Vulnerabilidad de los recursos forestales de la Sierra de San Miguelito, San Luis Potosí. Capítulo 5. In: *Tópicos ambientales y conservación de ecosistemas naturales*. pp. 60-69.

Lillesand, T., R. W. Kiefer and J. W. Chipman. 2008. *Remote sensing and image interpretation*. New York, USA. Jhon Wiley, Sixth edition. 756 p.

Loya C., J. O., M. E. Torres O., L. C. Bravo P. y L. C. Alatorre C. 2015. Análisis del cambio de cobertura y uso del suelo durante el periodo 1995-2011, EMC y autómatas celulares para la predicción del crecimiento urbano, el caso de Ciudad Cuauémoc, Chihuahua. In: *Geomática aplicada a procesos ambientales en el contexto local y regional: Teledetección y Sistemas de Información Geográfica*. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Ciudad Juárez, Chihuahua. 478 p.

- Lu, D. and Q. Weng. 2007. A survey of image classifications methods and techniques for improving classification performance. *International Journal of Remote Sensing* 28: 823-870.
- Machado, A. 2004. An index of naturalness. *Journal for Nature Conservation* 12: 95-110.
- Manjarrez-Domínguez, C., A. Pinedo-Álvarez, C. Pinedo-Álvarez, F. Villarreal-Guerrero and L. Cortés-Palacios. 2015. Vegetation landscape analysis due to land use changes on arids lands. *Polish Journal of Ecology* 63: 167-174.
- Marino M., B. A., M. A. Alvarado V., I. Cabral C. y M. A. Guzmán L. 2017. Índice de Hemerobia para la evaluación de la conservación del bosque de pino-encino en una microcuenca. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 44: 1-34.
- Mas, J. F. y J. Correa S. 2000. Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida “Los Petenes”, Campeche, México. *Investigaciones Geográficas* 43: 42-59.
- McGarigal, K. and B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service General Technical Reports PNW-351.
- McGarigal, K. and S. A. Cushman. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications* 12: 335-345.
- McGarigal, K., S. A. Cushman and E. Ene. 2012. FRAGSTATS v4.2.1: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponible en <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. Consultado en noviembre-diciembre de 2017.
- Medina-Roldán, E., L. F. Pineda-Martínez, A. Jiménez-Aguilar, L. Hernández-Azcúnaga, E. Huber-Sannwald and J. T. Arredondo. 2008. Carbon stocks under different land use change and land cover scenarios: A case study in the

subwatershed "El Peaje" San Luis Potosí, México. Disponible en <http://www.cger.nies.go.jp/gcp/pdf/a20060904/t1/jimenezaguilar.pdf>.

Consultado el 15 de mayo de 2018.

Mendoza E., J. F. and R. Dirzo. 2005. A quantitative analysis of forest fragmentation in Los Tuxtlas, southeast Mexico: patterns and implications for conservation. *Revista Chilena de Historia Natural* 78: 451-467.

Mittermeir, R. A., C. Goettsh-Mittermeier y P. Robles-Gil. 1998. Megadiversidad: Los países biológicamente más ricos del mundo. Agrupación Sierra Madre, S. C., México.

Mora, F. 2008. Caracterización de la cobertura forestal en el Corredor Biológico Mesoamericano-México: patrones espaciales en la pérdida y fragmentación de bosques. En: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2008. Importancia del capital ecológico de la región del Corredor Biológico Mesoamericano-México: evaluación de la biodiversidad, ciclo hidrológico y dinámica de la cobertura forestal. Centro de Investigación en Geografía y Geomática CentroGEO. pp. 55-83.

Perry, J. 1991. The pines of Mexico and Central America. Portland, OR: Timber Press.

Ramírez D., J. P. 2012. Deforestación y fragmentación de selvas en el sur de la Península de Yucatán, México (1990-2006). Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur. p. 53.

Ribeiro P., M. 2007. Evaluación de la fertilidad del suelo como servicio ambiental de soporte en un sistema Humano-Ambiental, utilizando como herramienta el paradigma para el desarrollo de las zonas áridas (DDP). Caso de estudio: La Amapola, México. Tesis de Maestría. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A. C. San Luis Potosí, México. p. 88.

Romero, A. y E. García. 1999. Estabilidad y elasticidad de poblaciones y comunidades biológicas. *Agrociencia* 33: 227-234.

- Romero, A., M. Luna y E. García. 2014. Factores físicos que influyen en las relaciones florísticas de los piñonares (Pinaceae) de San Luis Potosí, México. *Revista de Biología Tropical* 2: 795-808.
- Romero-Manzanares, A. y E. García-Moya. 2002. Estabilidad y elasticidad de la composición florística de los piñonares de San Luis Potosí, México. *Agrociencia* 36: 243-254.
- Sánchez-Colón, S., M. Arturo, I. Cruz-Leyva y A. Velázquez. 2008. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas. En: Dirzo, R., González, R. e March, I. (eds.). *Capital Natural de México, Vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. *Atlas Geográfico*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. p. 108.
- Steinhardt, U., F. Herzog, A. Lausch, E. Müller and S. Lehmann. 1999. Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation. - In: Pykh, Y. A., D. E Hyatt and R. J. Lenz, (eds.): *Environmental Indices – System Analysis Approach*. Oxford, EOLSS Publ. pp. 237-254.
- Stoll, A. 2007. Hemerobia: una medida para evaluar el estado de conservación de comunidades vegetales nativas. *Chloris Chilensis*, Año 10 N° 2. Disponible en <http://www.chlorischile.cl>. Consultado el 20 de abril de 2015.
- Stoll, A. 2008. Hemerobia, un ejemplo de cálculo: el estado de conservación del bosque de pitao y coigue (Pitavio-Nothofagetum) en Quebrada Honda, Región del Maule (VII), Chile. *Chloris Chilensis*, Año 11 N°1. Disponible en <http://www.chlorischile.cl>. Consultado el 20 de abril de 2015.
- Sukopp, H. 1976. Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland. *Schriftenreihe Vegetationskunde* 10: 9-26. Disponible en <https://www.google.com/search?q=Sukopp%2C+H.+1976.+Dynamik+und+Konstanz+in+der+Flora+der+Bundesrepublik+Deutschland.+Schriftenreihe+Veg>

etationskunde+10%3A+926.&rlz=1C1VFKB_enMX624MX624&oq=Sukopp%
2C+H.+1976.+Dynamik+und+Konstanz+in+der+Flora+der+Bundesrepublik+
Deutschland.+Schriftenreihe+Vegetationskunde+10%3A+926.&aqs=chrome..
69i57.1133j0j8&sourceid=chrome&ie=UTF-8

Torres-Gómez, M., L. E. Delgado, V. H. Marín y R. O. Bustamante. 2009. Estructura del paisaje a lo largo de gradientes urbano-rurales en cuenca del río Aisén (Región de Aisén, Chile). *Revista Chilena de Historia Natural* 82: 73-82.

Turner, M. G. 2005. Landscape ecology: what is the state of the science? *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 36: 319-44.

USGS (United States Geological Survey). Servicio Geológico de los Estados Unidos. Disponible en <https://earthexplorer.usgs.gov>.

Vázquez, S. y G. Sigfrido. 2012. La vulnerabilidad hídrica en la ciudad de San Luis Potosí. Un análisis espacial. *Revista de El Colegio de San Luis* 4: 130-159.

Vázquez-Quintero, G., A. Pinedo-Álvarez, C. Manjarrez-Domínguez, G. D. de León-Mata y O. A. Hernández-Rodríguez. 2013. Análisis de la fragmentación de los bosques templados usando sensores remotos de media resolución espacial en Pueblo Nuevo, Durango. *TECNOCENCIA Chihuahua* 7: 88-98.

Walz, U. and C. Stein. 2014. Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation* 22: 279-289.

CAPÍTULO III. FRAGMENTACIÓN ESPACIO-TEMPORAL Y HEMEROBIA DE LOS PIÑONARES DE LA SIERRA DE CATORCE, SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO

3.1. RESUMEN

En cifras aproximadas, el 50% del territorio mexicano está cubierto por zonas secas y muy secas, las cuales tienen una gran riqueza de especies y comunidades vegetales. La evaluación del estado de conservación de la cubierta vegetal con indicadores espaciales es limitada, mientras que el impacto de las actividades humanas va en aumento. El objetivo de esta investigación fue evaluar mediante indicadores espaciales: fragmentación y hemerobia, los cambios espacio-temporales del paisaje y el estado de conservación de la vegetación de la Sierra de Catorce, San Luis Potosí, México, una región de importancia minera en el pasado y actualmente de valor económico, basado en la actividad turística y en la venta de piñones. El área de estudio se limitó a 165 mil 660 ha y la temporalidad incluyó los años 1980 al 2017. A partir del análisis de imágenes satelitales Landsat MSS, TM y ETM+ de 1980, 1990, 2001, 2010 y 2017, utilizando Sistemas de Información Geográfica y técnicas de geoprocésamiento, se generaron los mapas de cobertura vegetal y Hemerobia, para un período de 37 años. Se obtuvo una clasificación de siete categorías de Hemerobia, con la cual fueron generados los mapas de acuerdo con los tipos de uso de la tierra. Para comprobar la precisión, los resultados fueron comparados con el Coeficiente Kappa, método de valoración de la exactitud de la evaluación. En todos los escenarios la precisión fue superior a 86%. En el caso de la cobertura vegetal, hubo un aumento de 6 mil 806.7 ha de 1980 a 2017, es decir, una ganancia de 4.1% en 37 años. La β -euhemerobia es la categoría con mayor superficie en la Sierra de Catorce, y la Metahemerobia es la menos representada.

Palabras clave: cobertura vegetal, estado de conservación, Sistemas de Información Geográfica, Landsat, Fragstat.

3.2. INTRODUCCIÓN

La escasa precipitación en las zonas secas de México, donde está localizado el Altiplano Potosino, propicia baja cobertura vegetal, organizada en forma de mosaicos en el paisaje; se observan áreas de moderada cobertura, suelos desnudos, pendientes suaves y prolongadas con sustrato arenoso y áreas de aluvión, por lo que es factible que a través de los gradientes ambientales (Marroquín *et al.*, 1981) edáficos y climáticos, se generen los diversos patrones espaciales de distribución de la vegetación.

Aunque pareciera que hay poca vegetación en las zonas secas, ellas contienen gran riqueza florística (Montaño y Monroy, 2014; De-Nova, 2018), pero también ocupan un lugar importante en cuanto a tasa de deforestación (Miranda-Aragón *et al.*, 2012; Rosete-Vergés *et al.*, 2014), lo que destaca la amenaza por diversos factores y actividades humanas, que incluso, han llevado a que esa región y todo México, se reconozca como “hotspot”, punto crítico para la conservación de la biodiversidad (Myers *et al.*, 2000; Mittermeier *et al.*, 2011). Estas razones justifican la importancia de vigilar el estado de degradación y conservación de las áreas naturales e intervenidas, y conocer las causas que les motivan; con más razón, si hay restricciones ambientales como las del Altiplano Potosino.

Los piñonares (bosques de *Pinus*, productores de piñón) son de gran importancia ecológica en las zonas secas del país, por ser proveedores de bienes materiales y servicios ecosistémicos (Rosas *et al.*, 2015). Estos pinos son reconocidos por su amplia adaptación y resistencia a condiciones adversas, lo que les confiere un estatus de especies con potencial para la restauración ecológica (de los Ríos *et al.*, 2008).

Entre los indicadores para estimar el efecto de la intervención humana en los paisajes ecosistémicos, destacan la fragmentación y la hemerobia.

3.2.1. Fragmentación

La fragmentación divide el hábitat original en diversos tamaños y grados de aislamiento (Ramírez, 2012) y es el término que se utiliza para el análisis espacial del estado y los cambios de la cubierta vegetal. Provoca el aislamiento entre hábitats, lo que ocasiona cambios en la función ecosistémica, tanto del estado físico del ambiente como del biológico, por lo que modifican el régimen hidrológico, el macro y microclima, reduce la captura de carbono, cambian las propiedades de los suelos, disminuyen los hábitats, modifica la dinámica de poblaciones, pérdida de ecosistemas e incremento en el número de especies animales y vegetales en riesgo (Aguilar *et al.*, 2000; Mas y Correa, 2000; McGarigal y Cushman, 2002).

El análisis de un hábitat fragmentado requiere tener en cuenta el número de fragmentos, tamaño, forma y grado de aislamiento (McGarigal y Cushman, 2002; Ramírez, 2012).

3.2.2. Hemerobia

La hemerobia es un concepto originalmente definido para expresar categorías de naturalidad (Jalas, 1955). En la actualidad y a consecuencia de que el paisaje está más intervenido por las acciones humanas, la hemerobia se basa en la llamada vegetación natural potencial. La valoración del estado de hemerobia considera diferentes grados de intervención, desde el estado menos modificado (natural potencial) a los muy transformados (humanizados) que inhiben el desarrollo de las cubiertas vegetales al estado de equilibrio dinámico (Steinhardt *et al.*, 1999; Machado, 2004).

El concepto de hemerobia se ha utilizado para evaluar el impacto humano sobre los ecosistemas, las comunidades vegetales, incluidos los tipos de uso de la tierra, hábitats urbanos y agroclturales (Sukkop, 1976; Kowarik, 1988; Grabherr *et al.*, 1998; Steinhardt *et al.*, 1999; Stoll, 2007; Stoll, 2008; Torres-Gómez *et al.*, 2009; Gutiérrez *et al.*, 2013; Kiedrzyński *et al.*, 2014; Walz y Stein, 2014).

Los objetivos de este trabajo fueron: 1) Cuantificar la fragmentación de la Sierra de Catorce, San Luis Potosí, ocurrida en un período de 37 años. 2) Analizar la estructura espacial de la cobertura vegetal actual con el fin de categorizar la hemerobia en los piñonares de la Sierra. 3) Estimar el estado de conservación de los piñonares.

Las hipótesis proponen: 1) Que, si existe una relación directa entre Índice de Fragmentación y Categoría de Hemerobia, entonces se espera que a mayor fragmentación mayor Índice de Hemerobia. 2) Que en la actualidad exista un mayor nivel de fragmentación en los piñonares con respecto al tiempo inicial del estudio. 3) Que, si la intervención humana en los piñonares ha sido severa, se reflejaría en un alto nivel de hemerobia en los piñonares de la Sierra de Catorce.

3.3. MÉTODO

3.3.1. Área de estudio

Ubicada al norte del estado de San Luis Potosí, se encuentra la Sierra de Catorce, la cual se conoce principalmente por su historial minero (Zárate del Valle, 1982):

- En 1778 se descubrieron las minas argentíferas del distrito Real de Catorce.
- En 1780 se descubrieron los minerales del distrito argentífero de Real de Maroma y de la mina La Zaragoza.
- A fines del Siglo XVIII se empezaron a trabajar los minerales de los distritos Tierras Negras y Santa María de la Paz.

El área total considerada en este estudio incluye tanto la Sierra de Catorce como sus piedemontes y planicies adyacentes, la cual se aproxima a 165,660 ha. Esta unidad orográfica se localiza en la porción suroriental del Desierto Chihuahuense, en la zona noreste del Altiplano Potosino-Zacatecano, al norte del estado de San Luis Potosí (González *et al.*, 2007). Está limitada por los paralelos 23°16'46" y 23°49'12" Norte y los meridianos 100°37'08" y 101° 0'0" Oeste (Figura 3.1).

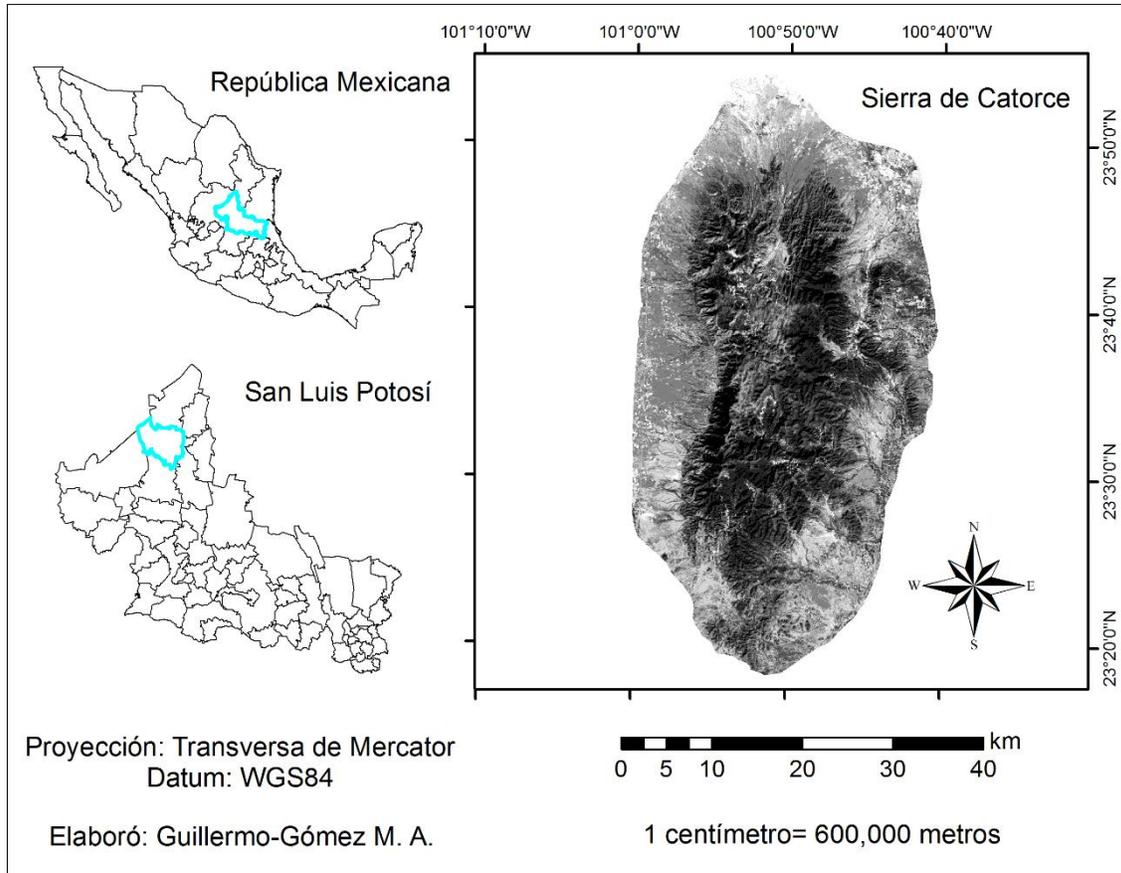


Figura 3.1. Ubicación del área de estudio.
Fuente: Elaboración propia a partir de INEGI (2013) y USGS (2018).

El intervalo altitudinal en la Sierra de Catorce varía de 1,800 msnm en el Valle de Wadley a 3,060 msnm en Cerro del Barco (Zárate del Valle, 1982). El clima se clasifica, según el sistema de Köppen modificado por García *et al.* (1985), dentro del grupo de los secos o áridos BS o BW, con lluvias escasas e irregulares de preferencia de verano, precipitación media anual de 306.4 mm, dentro del subtipo BS₁kw(x'); es decir, semiseco templado, con verano cálido y con porcentaje de precipitación invernal mayor a 10.2, temperatura media anual entre 12 y 18°C, temperatura del mes más cálido mayor que 18 °C y temperatura del mes más frío entre -3 y 18°C.

Los suelos del área son someros, debido a los procesos de intemperización, transporte y sedimentación. Los suelos más desarrollados son los del grupo de los Xerosoles, relacionados con climas muy secos áridos, caracterizados por la

presencia de sales; destacan los Litosoles, que se caracterizan por su poca profundidad (Ortiz, 2010).

Según la clasificación de vegetación propuesta por Rzedowski (1965) para el estado de San Luis Potosí, los tipos de vegetación típicos son: encinar, pinar, cedral, encinar arbustivo, matorral submontano, matorral desértico rosetófilo, matorral desértico micrófilo, matorral crasicuale y zacatal. De acuerdo con Granados-Sánchez y Sánchez-González (2003), los tipos de comunidades vegetales de la Sierra de Catorce y áreas circunvecinas, con base en la fisonomía de las especies son: matorral desértico micrófilo-matorral espinoso, matorral desértico micrófilo, matorral desértico micrófilo-matorral desértico rosetófilo, matorral desértico rosetófilo, matorral desértico rosetófilo-chaparral, matorral desértico rosetófilo-piñonar, matorral crasicuale-matorral desértico rosetófilo-chaparral, encinar arbustivo-piñonar, piñonar-encinar arbustivo y piñonar-encinar arbustivo-chaparral.

3.3.2. Fragmentación

La dinámica de cambio en la superficie vegetal de la Sierra de Catorce se evaluó en un período de 37 años, entre 1980 y 2017, con el uso de Sistemas de Información Geográfica y técnicas de geoprocésamiento, para conocer los efectos de los cambios en la estructura y funcionamiento del paisaje.

3.3.2.1. Uso y análisis de imágenes satelitales

El análisis de la fragmentación espacio-temporal de la Sierra de Catorce se hizo utilizando dos componentes. En primer lugar, se llevó a cabo la evaluación de las áreas con cobertura vegetal, y después un análisis de los índices de fragmentación (número de parches, área, perímetro, Índice de diversidad de Shannon e Índice de diversidad de Simpson), de acuerdo con las características espaciales de las áreas con cobertura vegetal.

El análisis espacial de la fragmentación, se basó en cinco subescenas Landsat con columna/fila de 28/44: Landsat 2 MSS (09 octubre 1980), Landsat 5 TM (16 marzo 1990), Landsat 7 ETM+ (01 noviembre 2001), Landsat 5 TM (17 octubre 2010) y

Landsat 8 (20 octubre 2017). Las imágenes Landsat fueron descargadas de la plataforma del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS, por sus siglas en inglés: <https://earthexplorer.usgs.gov>).

El tratamiento de las imágenes fue mediante el software ArcMap 10.3 y ERDAS IMAGINE 2014, con las siguientes etapas: georreferenciación de imágenes; recorte del área de estudio; composición de bandas RGB (4,3,2); definición de cuatro clases de cobertura vegetal; clasificación supervisada, con 70 campos de entrenamiento por clase; verificación espectral; NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada) y edición de mapas para su presentación final a escala 1:800,000.

La definición de las clases temáticas y selección de sitios representativos de cada clase, se basó en el conocimiento previo del área de estudio (puntos de reconocimiento en campo). Para cada clase temática se obtuvieron los valores espectrales y se definieron cuatro clases de cobertura vegetal de acuerdo a un intervalo de valoración asignado, el cual varía de 0 a 100% (Figura 3.2): sin cobertura vegetal (0%), poca (<50%), regular (60 - 80%) y mucha (80 - 100%).

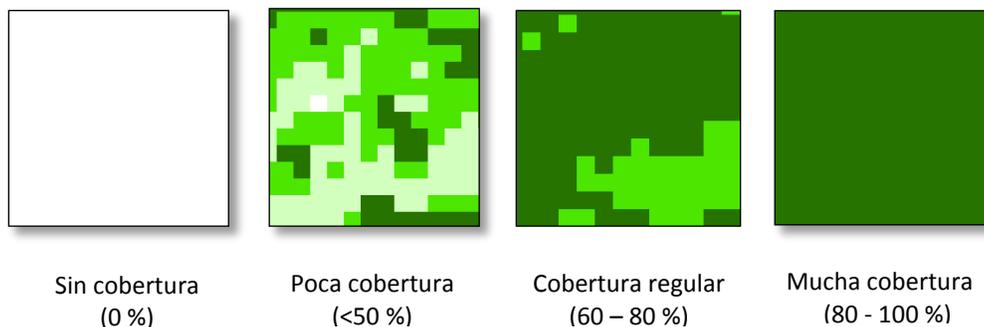


Figura 3.2. Clases de cobertura vegetal en el área de estudio.
Fuente: Elaboración propia.

La clasificación supervisada se hizo con el algoritmo de máxima verosimilitud (Lillesand *et al.*, 2008). Este método se basa en seleccionar varios campos de entrenamiento donde se conoce con certeza el tipo de vegetación. Su uso se debe a su robustez, sencillez y rapidez (Lu y Weng, 2007; Altamirano *et al.*, 2012).

La exactitud de la clasificación supervisada, derivada de una matriz de confusión, se obtuvo para las imágenes de las cinco fechas; se seleccionaron en forma aleatoria 140 puntos. La definición de las clases temáticas se basó en el conocimiento previo del área de estudio (puntos de reconocimiento en campo), con verificaciones de los puntos en Google Earth y con la imagen Landsat más reciente (2017). Estos puntos se seleccionaron en forma aleatoria, se les asignó la clase temática a la que correspondían y se consideraron como verdad terreno para la generación de la matriz.

El estadístico considerado como indicador de la precisión espectral fue el índice discreto multivariado Kappa, válido para un muestreo aleatorio simple (Congalton y Green, 2009), refleja la concordancia inter-observador e intenta delimitar el grado de ajuste debido sólo a la exactitud de la clasificación, prescinde del causado por factores aleatorios (Chuvienco, 2006; Lillesand *et al.*, 2008). El coeficiente Kappa varía de 0 a 1, mientras más cercano a 1, mayor es el grado de concordancia inter-observador (Landis y Koch, 1977).

El análisis de la información geoespacial se hizo en ArcMap 10.3 y la clasificación supervisada en ERDAS Imagine 2014. El análisis de los patrones de fragmentación se llevó a cabo mediante el cálculo de índices de fragmentación (número de parches, perímetro, Índice de diversidad de Shannon e Índice de diversidad de Simpson), con el con el programa FRAGSTATS v4.2.1. (McGarigal y Marks, 1995; McGarigal *et al.*, 2012).

3.3.2.2. Métrica de la fragmentación

Se usaron los índices de paisaje más utilizados en el análisis de configuración espacial y fragmentación del paisaje (McGarigal y Marks, 1995; Jaeger, 2000; McGarigal y Cushman, 2002; McGarigal *et al.*, 2012, Diversity Metrics, en línea): Número de Parches (NP), perímetro (PERIM), Índice de diversidad de Shannon

(Shannon's Diversity Index SHDI) y el Índice de diversidad de Simpson (Simpson's Diversity Index SIDI).

El Índice de diversidad de Shannon (SHDI) varía de 0 a 1. Los valores cercanos a 0 indican que el ecosistema está menos fragmentado, y conforme se acerca a 1 dicha fragmentación aumenta. El Índice de diversidad de Simpson (SIDI) es la probabilidad de que dos puntos seleccionados al azar estén ubicados en parches de diferente clase. Varía entre 0 y 1, cuando es igual a 0 significa que el paisaje contiene un solo parche, es decir, que no hay fragmentación, y cuando se acerca a 1 el número de parches (fragmentos) aumenta (Vázquez-Quintero *et al.*, 2013).

El efecto llamado “sal y pimienta” consiste de píxeles individuales pertenecientes a otras categorías en forma de salpicaduras sobre coberturas homogéneas (Lillesand *et al.*, 2008); para disminuir este efecto, se aplicó un suavizado usando un filtro de 3x3, con el cual se eliminan los píxeles aislados.

3.3.3. Hemerobia

3.3.3.1. Método de evaluación

La evaluación del estado de conservación de la cubierta vegetal de la Sierra de Catorce, se sustentó en las descripciones de los procedimientos utilizados por Stoll (2007), e incluye las fórmulas empleadas para el cálculo del valor de los criterios de evaluación y la forma de cálculo del Índice de Hemerobia. Los ocho criterios (Cx) para la evaluación están basados en la composición y estructura de la cubierta vegetal: C1) Composición del estrato arbóreo; C2) Composición del estrato arbustivo y herbáceo; C3) Tipo de repoblación de especies arbóreas; C4) Uso de la vegetación; C5) Uso del entorno; C6) Estratificación; C7) Diversidad de especies del estrato arbóreo; y C8) Diversidad de especies de los estratos arbustivo y herbáceo (Stoll, 2007).

3.3.3.2. Muestreo de vegetación y entrevistas

Se muestrearon tres localidades de la Sierra de Catorce, elegidas al azar por contar con bosque de piñonero: Vigas de Coronado, San Antonio de Coronado y Maguey Mocho. En cada unidad de muestreo se registró: coordenadas geográficas, altitud, pendiente y exposición. La caracterización de la vegetación se hizo mediante un conglomerado, consistente de cuatro cuadros, equidistantes a 45 m. Los cuadros se distribuyeron en forma de “Y” invertida para todas las unidades de muestreo (CONAFOR, 2011), como se muestra en la Figura 3.3.

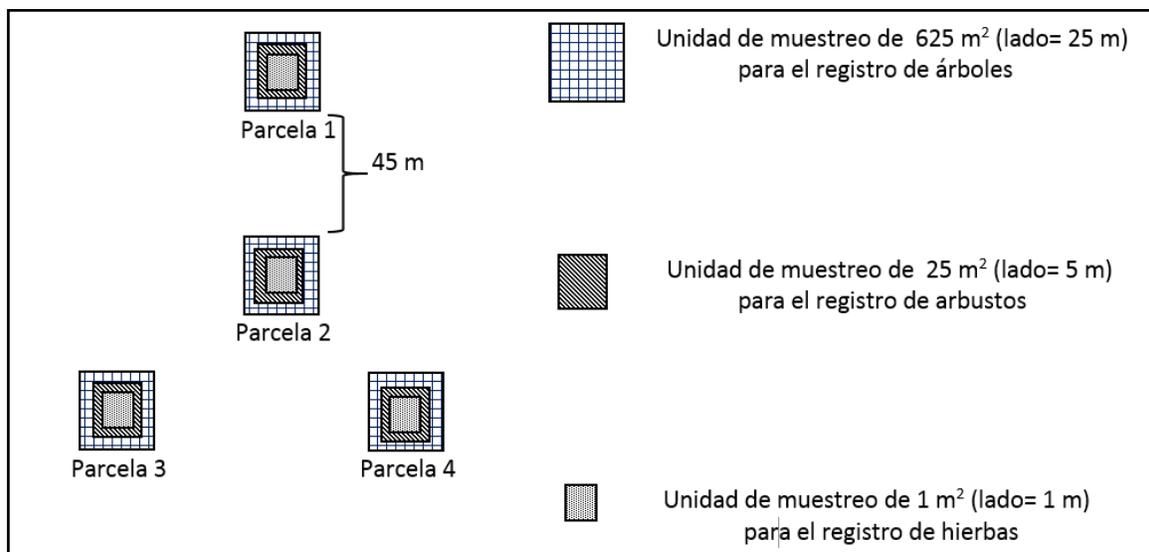


Figura 3.3. Forma de la unidad de muestreo utilizadas en comunidades semiáridas (CONAFOR, 2011).

Elaboración del diagrama: Guillermo-Gómez, M. A.

Cada cuadro estuvo constituido por tres unidades de muestreo (UM) jerárquicas de 625 m², 25 m² y 1 m² de superficie. La primera UM fue una de 25 m por lado (625 m²), en la que se midió y registró el arbolado (familia, género, especie), frecuencia y cobertura; brotes, plántulas, árboles juveniles, maduros y muy maduros. En la UM de 5 m por lado (25 m²), se registraron y midieron las arbustivas (familia, género, especie), frecuencia y cobertura. En la UM de 1 m², se cuantificaron las herbáceas (familia, género, especie), frecuencia y cobertura. El muestreo fitosociológico se realizó con base en el método semi-cuantitativo de Braun-Blanquet (B-B). Se registró: 1) listado de especies por estrato vertical del rodal, 2) cobertura (B-B) de

cada especie, 3) repoblación natural (brotes y plántulas de pino), y 4) presencia de disturbios (agricultura, pastoreo, deforestación, vientos, incendios, minería, contaminación).

Se aplicaron 50 entrevistas semiestructuradas en las localidades de influencia del área de estudio, para recabar información sobre las actividades humanas, formas de intervención en el área y para obtener la información referente a la evaluación de los Criterios 4 y 5: Uso de la vegetación y Uso del entorno. Los entrevistados de preferencia tenían que practicar la recolecta de piñón. Se incluyeron preguntas sobre: a) datos generales del informante; b) superficie en hectáreas, de riego o temporal, tenencia; c) producción agrícola, cultivos establecidos, rendimientos, destino de la producción; d) producción pecuaria, número de cabezas de ganado, destino de la producción; e) explotación forestal, aprovechamiento de madera, leña o resina, tala de árboles, tipo de manejo forestal; f) aprovechamiento del piñón, recolecta, cosecha, venta, autoconsumo; g) actividades no agropecuarias ni forestales, como minería, acuicultura, elaboración de artesanías, industria, turismo o alguna otra actividad; y finalmente, h) cambios en el paisaje al paso de los años. Para mayor detalle de la encuesta aplicada, consultar el Anexo 1.

3.3.3.3. Mapeo multitemporal de la hemerobia

El cálculo del Índice de hemerobia en las comunidades muestreadas, implicó la ubicación geográfica de las parcelas en el mapa; a cada cada pixel se le asignó el índice de hemerobia correspondiente. Incluyó las mismas cinco subescenas y el mismo tratamiento digital descrito en el apartado de fragmentación. La clasificación de Hemerobia se basó en siete categorías identificadas por un valor creciente (Stoll, 2007), las cuales fueron identificadas por el tipo de uso de la tierra observada en la imagen analizada.

La clasificación de Hemerobia según Stoll (2007) sólo fue aplicada al piñonar. Blume y Sukopp (1976), Sukopp (1976) y Torres-Gómez *et al.* (2009) deducen que ciertos tipos de usos de la tierra pertenecen a determinado índice de Hemerobia. De igual

manera, Fu *et al.* (2006) mencionan que para medir el estado de conservación o el grado de influencia humana en los ecosistemas, la hemerobia puede ser usada como sustituto de intensidad en los usos de la tierra. En estos casos se parte de un supuesto del grado de la intervención humana, y de acuerdo a la escala de esta metodología, al bosque de pino se le ubicó en la Ahemerobia (sin hemerobia, sin intervención humana), y a las viviendas y la zona urbana les corresponde el grado de Metahemerobia (mayor intervención humana).

La clasificación supervisada se hizo de acuerdo con las estadísticas espectrales de cada clase temática. Para generar el mapa hemeróbico de la Sierra de Catorce, se utilizó información en formato ráster. Los resultados permitieron llevar a cabo un análisis univariado, considerando: media, varianza, desviación estándar y coeficiente de variación por categoría hemeróbica.

3.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.4.1. Fragmentación

3.4.1.1. Cobertura vegetal

El análisis e interpretación digital de cada escena (1980, 1990, 2001, 2010 y 2017), dio como resultado la tendencia en la cobertura vegetal de la Sierra de Catorce para un lapso de 37 años (Figura 3.4). La superficie en hectáreas en cada mapa, corresponde sólo a la cobertura vegetal >0.8 por año, que es la superficie correspondiente al área de piñonar, la cual varía entre 37 mil y 40 mil hectáreas, y su equivalencia en porcentaje.

Las estimaciones de la cobertura vegetal de la Sierra de Catorce, indican que de 1980 a 1990 hubo un aumento de 1% en la cobertura vegetal. Diez años después la superficie boscosa aumentó un 2.1%. Para 2010 hubo un decremento del 2.7%, y siete años después, en el 2017, la extensión de ésta aumentó un 3.7%.

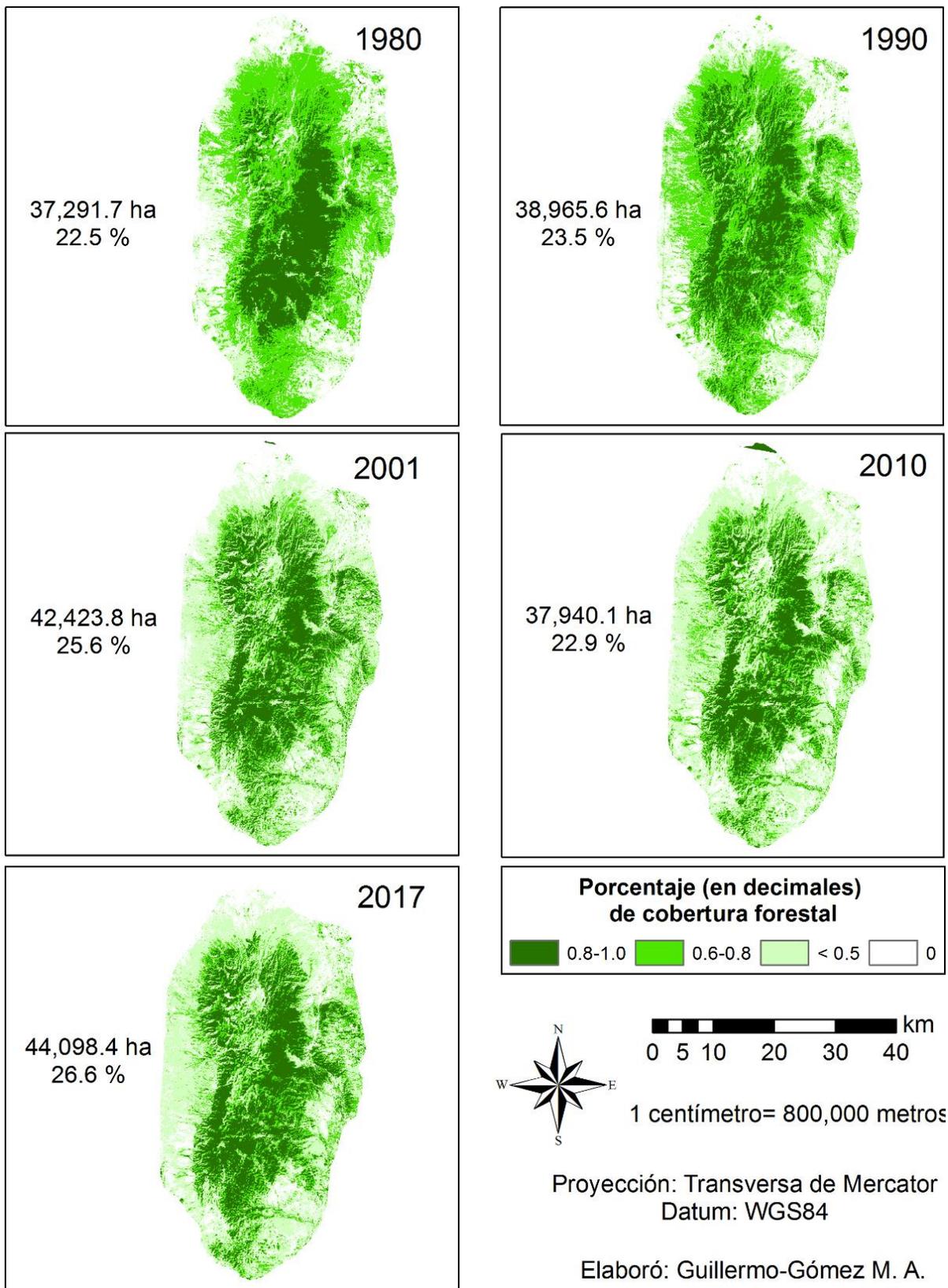


Figura 3.4. Cobertura vegetal en ha y su equivalencia en porcentaje en la Sierra de Catorce de los años 1980, 1990, 2001, 2010 y 2017.

El incremento de cobertura vegetal de 1980 a 2017 en la Sierra de Catorce fue del 4.1%, es decir, un aumento de 6,806.7 ha en 37 años. Esta recuperación de la cobertura podría estar relacionada con el declive de la minería en los alrededores de la Sierra, cuando la compañía Restauradora de las Minas de Catorce, S.A. de C.V., dejó de trabajar a partir de 1998 (Barrera, 2012). Aunado a esto, en el 2010, el rechazo a la explotación de los yacimientos de plata del distrito minero de la Sierra de Catorce, detonó la formación de movimientos sociales antimineros, lo que provocó que todas las concesiones mineras fueran suspendidas (Álvarez, 2007).

Desde mediados del siglo XX, surgió el turismo como actividad alternativa a la minería, con recorridos a caballo y en vehículos todo terreno llamados “Willys”, para mostrar los atributos del paisaje y los vestigios que hacen remembranza a tiempos pasados, narrando la historia del lugar con relatos de la cosmovisión de la cultura antigua y reciente (Barrera, 2012). Real de Catorce atraviesa un periodo de auge turístico, en parte, debido a su certificación como Pueblo Mágico, otorgado por la Secretaría de Turismo (SECTUR) en 2001. El turismo de naturaleza afecta menos al área forestal porque es una actividad no destructiva en comparación con la minería.

3.4.1.2. Índices de Fragmentación

El análisis se hizo para un período de 37 años, con coberturas de 1980, 1990, 2001, 2010 y 2017. Los resultados se muestran en el Cuadro 3.1:

Cuadro 3.1. Índices de Fragmentación de la Sierra de Catorce en el periodo 1980 a 2017.

Tiempo Año	Indicadores de Fragmentación		Índices de Fragmentación		Exactitud
	NP	Perim (m)	SHDI	SIDI	Índice Kappa
1980	19,966	36,312,678	0.9455	0.8299	0.83
1990	39,407	49,691,344	0.9576	0.8365	0.88
2001	69,714	69,923,379	0.9592	0.8376	0.90
2010	71,895	72,035,400	0.9512	0.8333	0.85
2017	87,900	87,067,650	0.9516	0.8343	0.93

NP: Número de Parches; **PERIM:** Perímetro en metros; **SHDI:** Índice de diversidad de Shannon, **SIDI:** Índice de diversidad de Simpson.

Se observa que hubo una fragmentación evidente, con un aumento de 67 mil 934 parches de 1980 a 2017. Con base en estos resultados, se acepta la hipótesis de que en la actualidad se tiene mayor nivel de fragmentación con respecto al tiempo inicial, pues se observa mayor número de fragmentos (parches) para el año 2017 que en 1980.

Existen diversos factores que han fragmentado de la vegetación en la Sierra de Catorce, por ejemplo los conflictos por la propiedad que entre el poblado de Real de Catorce y los ejidos circundantes, pues parte del territorio es propiedad ejidal y los ejidatarios han empezado a vender terrenos sin restricciones de uso de suelo (Salazar-González, 2013).

El problema se agrava por la entrega de al menos 22 concesiones por la Secretaría de Economía a la empresa canadiense First Majestic Silver, para explotar las minas argentíferas y construir una carretera para sacar su producción. En 2007, en Catorce había 53 concesiones vigentes con un área de 30 mil 778 ha, donde el 16% están en el polígono de la reserva de Wirikuta (zona sagrada del pueblo indígena Wirrárika, conocido comúnmente como huicholes). En el 2013, el número de concesiones abarcó casi el 70% de la región minera y en gran parte del polígono, que atenta en contra del Programa de Manejo del Área Natural Protegida de Wirikuta y el cual no menciona cómo gestionar la actividad minera (Medellín, 2003).

La destrucción o alteración de los piñonares por la deforestación, fuego y sobrepastoreo, trae consigo la destrucción o desaparición de las especies características, como lo mencionan Giménez y González (2011), donde los aclareos efectuados en la comunidad para obtención de leña y madera provocan la aparición de elementos rosulados y micrófilos, procedentes de las comunidades del matorral xerófilo vecino con el que colinda en las cotas bajas.

De acuerdo con los entrevistados, la explotación de la yuca (*Yucca* sp.) continúa de forma incipiente y es utilizada como combustible y alimento, así como la candelilla

(*Euphorbia antisyphilitica* Zucc.) y la lechuguilla (*Agave lecheguilla* Torr.). En Estación Catorce también se aprovecha la madera de mezquite (*Prosopis* sp.) para la fabricación de muebles, mientras sus vainas son utilizadas como alimento para ganado. La leña sigue utilizándose en varias localidades, en particular la de pino piñonero, encino y mezquite.

Un hecho indicativo de la desaparición de la vegetación primaria en la Sierra de Catorce, como lo menciona la SEDUVOP (2006), es la presencia de la gobernadora (*Larrea tridentata* (DC.) Coville), especie que se establece al eliminar la vegetación primaria. La vegetación secundaria, característica por el matorral desértico micrófilo dominado por gobernadora, tiende a dominar en Estación Catorce y Estación Wadley.

Aunque parece que la deforestación masiva de los bosques de Real de Catorce ocurrió en el pasado, y que en la actualidad se trata de subsanar con programas de reforestación, la presión a las comunidades vegetales de esta zona aún se ejerce por la obtención de fibra de lechuguilla y el pastoreo de caprinos. Una presión de tipo selectivo es la recolección de cactáceas como peyote o biznagas para consumo y venta a turistas (SEDUVOP, 2006).

Los cambios en la flora atribuidos al sobrepastoreo, han conducido al reemplazo de los pastizales naturales por matorrales leñosos, que como lo han demostrado Yeaton y Flores-Flores (2006), la pérdida de pastizales en el norte del Altiplano Potosino de cerca del 1% en los últimos 35 años, ha dado lugar al establecimiento invasor de *Larrea tridentata*, y especies de los géneros *Acacia*, *Mimosa*, *Prosopis* y *Opuntia*.

3.4.2. Hemerobia

La evaluación del estado de conservación de la Sierra de Catorce a través de la Hemerobia, se consigna en el Cuadro 3.2. Se presenta el Índice de Hemerobia (IH) por parcela y como promedio de todas las unidades de muestreo evaluadas.

Cuadro 3.2. Índice de Hemerobia de las localidades muestreadas por unidad de muestreo y promedio de cada una de ellas.

Localidad	Vigas de Coronado				San Antonio de Coronado				Maguey Mocho			
UM	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
CRITERIO												
C1	3.8	4.3	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.8
C2	4.0	3.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	5.0
C3	0.4	1.5	1.2	0.8	2.9	3.4	0.3	1.5	4.2	4.4	3.6	4.7
C4	4.0	3.0	4.0	3.0	4.0	4.0	4.0	4.0	5.0	4.0	5.0	4.0
C5	4.0	5.0	4.0	5.0	4.0	4.0	4.0	4.0	5.0	5.0	5.0	5.0
C6	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0
C7	4.0	5.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	5.0
C8	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0
IH	3.8	4.0	3.8	3.7	4.0	4.1	3.7	3.8	4.4	4.3	4.3	4.7

UM: Unidad de Muestreo; **C1:** Composición del estrato arbóreo; **C2:** Composición del estrato arbustivo y herbáceo; **C3:** Tipo de repoblación; **C4:** Usos del bosque; **C5:** Usos del entorno; **C6:** Estratificación; **C7:** Diversidad de especies del estrato arbóreo; **C8:** Diversidad de especies del estrato arbustivo y herbáceo; **IH:** índice de Hemerobia.

El 58% de las parcelas muestreadas tienen un índice de Hemerobia mayor o igual a 4.0, es decir, clasifican como oligohemeróbicas. El promedio general fue de 4.0, lo que significa que el piñonar de la Sierra de Catorce se conserva casi natural. Cabe señalar que esta condición se observa sólo en las partes más altas de la Sierra, que es donde se hicieron los muestreos, ya que en las partes más bajas la falta de cubierta vegetal solo muestra tierras degradadas con altas tasas de erosión.

Estos resultados concuerdan con los estudios hechos por Stoll (2008) quien evalúa el estado de conservación de los bosques húmedos de la Cordillera de Chile Central; encontró que el 65 % de las parcelas se ubican en un nivel “casi natural”. Concluye que el estado de conservación de la vegetación es semiconservado.

Marino *et al.* (2017) refieren que obtuvieron un índice de hemerobia de 4 en una microcuenca hidrográfica de uso pecuario, cubierta con bosque de pino-encino en la Gran Sierra Plegada del estado de Nuevo León. Las zonas con pérdida de cobertura vegetal presentaron características típicas de impacto por pisoteo de ganado.

Los resultados del Cuadro 3.2, junto con los puntos de reconocimiento en campo y el conocimiento previo del área de estudio, sirvieron de base para generar una clasificación supervisada del área de estudio (Figura 3.5). Con base en lo anterior fueron identificadas siete categorías de hemerobia.

La categoría predominante de hemerobia, es decir, la que posee la mayor superficie por hectárea en la Sierra de Catorce en los años 1980 a 2017, es la β -euhemerobia, lo cual indica que hay un moderado a fuerte impacto humano (Cuadro 3.3).

Cuadro 3.3. Superficie de hemerobia expresada en hectáreas en la Sierra de Catorce.

Código	Categoría	1980	1990	Superficie (ha)		
				2001	2010	2017
1	Ahemerobia	18,243	14,494	16,001	11,656	16,191
2	Oligohemerobia	19,049	24,471	26,423	26,285	27,908
3	Mesohemerobia	27,658	30,307	32,223	32,542	32,552
4	β -euhemerobia	37,831	34,745	32,845	34,808	34,066
5	α -euhemerobia	36,364	31,431	29,956	30,807	29,762
6	Polihemerobia	20,452	22,497	20,823	21,570	19,010
7	Metahemerobia	6,058	7,729	7,404	7,993	6,173

En el Cuadro 3.4, se muestran los análisis estadísticos del Cuadro 3.3: media, varianza, desviación estándar y coeficiente de variación por categoría hemeróbica:

Cuadro 3.4. Análisis estadísticos de las categorías de Hemerobia.

Categoría	Media	Varianza	Desviación estándar	Coeficiente de Variación (%)
Ahemerobia	15,317	5,969,071	2443	16.0
Oligohemerobia	24,827	11,919,292	3452	13.9
Mesohemerobia	31,057	4,478,990	2116	6.8
β -euhemerobia	34,859	3,383,653	1839	5.3
α -euhemerobia	31,664	7,353,971	2,712	8.6
Polihemerobia	20,870	1,693,519	1,301	6.2
Metahemerobia	7,071	806,525	898	12.7

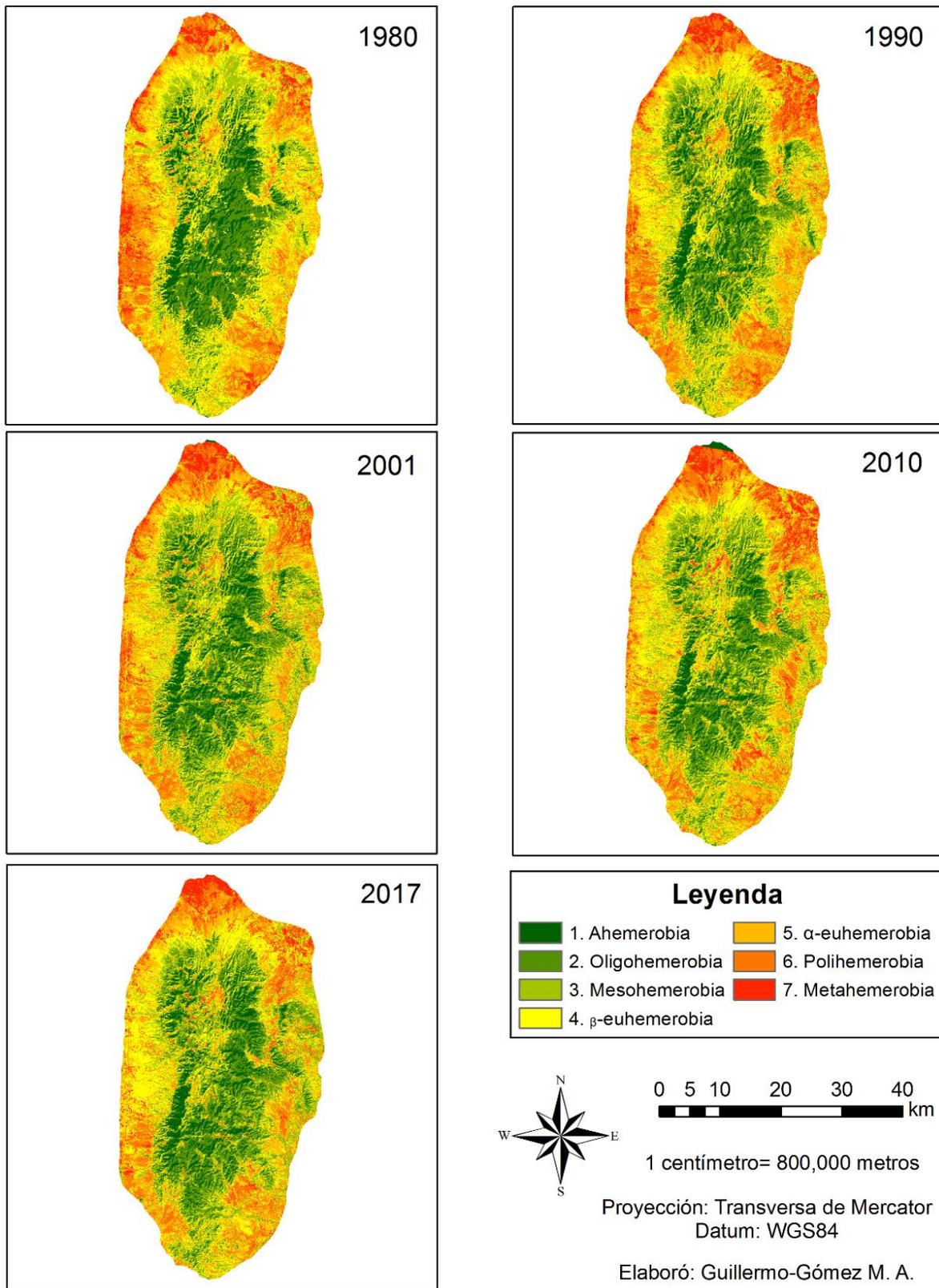


Figura 3.5. Hemerobia de la Sierra de Catorce de los años 1980, 1990, 2001, 2010 y 2017.

La categoría β -euhemerobia es la que posee menor variabilidad y es la que está presente en mayor superficie en la Sierra de Catorce en el periodo de 1980 al 2017, lo que indica que hay un moderado impacto humano (Cuadro 3.3). Por lo tanto, se acepta la hipótesis de que la clasificación de hemerobia es homogénea en toda la Sierra, y se rechaza la hipótesis de que la hemerobia actual refleja alta intervención humana en los piñonares. La Ahemerobia es la categoría con mayor variabilidad en sus datos, es decir, que es la categoría que más ha fluctuado con el paso del tiempo.

A nivel internacional, diversos estudios se han hecho con el uso del índice de hemerobia, y se han obtenido diversos resultados, por ejemplo, Steinhardt *et al.* (1999) realizaron una evaluación del paisaje, el cual fue clasificado como α -euhemerobia, una categoría menor con respecto a lo encontrado en el área de estudio.

Csorba y Szilárd (2009) calcularon el grado de transformación del paisaje por actividad humana, para 12 microrregiones del noreste de Hungría; encontraron que ocho son β -euhemeróbicas, tres son oligohemeróbicas y sólo una es α -euhemeróbica, es decir, que en promedio estas microrregiones se encuentran en el mismo grado de intervención humana que en nuestra zona de estudio.

Torres-Gómez *et al.* (2009), analizaron la estructura del paisaje en gradientes urbano-rurales en la cuenca del río Aysén, en Chile, y encontraron que la categoría que ocupa más del 70% es la Ahemerobia, quizá porque la cuenca se ubica dentro del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado; otra categoría representada con amplitud al igual que en nuestra área de estudio, fue la β -euhemerobia.

dos Anjos de Souza *et al.* (2011), hicieron un mapeo en Brasil sobre el impacto de las actividades humanas en una cuenca hidrográfica del río Boa Vista, en la que predomina la Mesohemerobia, debido a los pastizales y áreas agrícolas de la región. Gutiérrez *et al.* (2013), analizaron la recuperación de la parte baja de un bosque

húmedo en la cuenca Mucujún, en Venezuela, y encontraron que los bosques presentan condición mesohemeróbica. En ambas áreas de estudio, la condición que predominó fue la semi-natural, es decir, una condición mucho más conservada que nuestra área de estudio.

La hipótesis de que exista una relación directa entre Índice de Fragmentación e Índice de Hemerobia, no se acepta, aunque al paso de los años la fragmentación sí aumentó, la categoría β -euhemerobia es la que predominó en la Sierra de Catorce de 1980 a 2017.

Este tipo de investigación nos da una idea clara sobre el estado actual de los piñonares en la Sierra de Catorce, también permite conocer el estado en el que se encontraban en el pasado, y vemos que, en la práctica, no ha cambiado mucho, que aunque ha habido fragmentación, la vegetación natural se ha conservado.

En términos prácticos, esta información es posible implementarla en el país, mediante los mapas de Hemerobia. Estos mapas podrían consultarse cuando se quiera conocer la magnitud de la intervención del hombre en la vegetación actual de la Sierra de Catorce, pero también si ésta intervención causaría daños a futuro o no, o incluso conocer el impacto de las actividades humanas en el pasado en dicha región.

3.5. CONCLUSIONES

A partir de 1990, los bosques y matorrales situados en la Sierra presentan cierta recuperación, gracias a que son comunidades vegetales con una gran tolerancia a condiciones adversas como la sequía, las heladas y los suelos pobres.

Para el periodo estudiado, el piñonar de la Sierra de Catorce se conserva casi natural, es decir, presenta la condición oligohemeróbica.

Las comunidades humanas aledañas y la zona urbana son β -euhemerólicas, lo que significa moderado a fuerte impacto humano.

El problema fundamental que afecta a la Sierra de Catorce es el cambio de uso de la tierra para la agricultura y la ganadería extensiva; también la tala, la extracción de leña, la quema de árboles, el agotamiento de los suelos, el uso ineficiente del agua, entre otros.

La ganadería caprina extensiva y sin plan de manejo, es una de las principales actividades en la Sierra de Catorce, lo que causa el deterioro en las comunidades naturales; modifica la estructura de la comunidad vegetal transformando el paisaje natural. La ganadería ovina y bovina tiene menor impacto por estar presentes en pequeña escala.

Las actividades antropógena antes mencionadas afectan de forma negativa a los piñonares; generan ganancias y beneficios socioeconómicos temporales, pero a corto y mediano plazo disminuyen la productividad de los suelos, afectan la biodiversidad de las especies forestales y la estructura natural del paisaje, lo que impide la repoblación de la comunidad forestal.

La Sierra de Catorce posee recursos naturales importantes, entre otros, una lista extensa de especies vegetales que son utilizadas a escala local y regional. El conocimiento del estado actual de los piñonares y su relación con los factores del medio, es uno de los pilares para fundamentar cualquier programa de conservación y aprovechamiento de estos recursos naturales.

La tala inmoderada de los bosques de pino y encino, la introducción de especies exóticas, la ineffectividad de los programas de reforestación y otras observaciones fueron expresadas por los lugareños en las entrevistas; también se mencionó la carencia de estudios de factibilidad de aprovechamiento de especies maderables y no maderables en la región. Para esto, es necesaria la recuperación de actividades

tradicionales de uso forestal, así como llevar a cabo adecuados programas de aprovechamiento, ya que algunas actividades forestales se han convertido en un riesgo para la flora y fauna de la Sierra.

Es posible que en un futuro cercano las actividades minero-metalúrgicas que aún se desarrollan en la Sierra de Catorce y en las áreas de influencia, incrementen la contaminación de los ecosistemas. Los procesos de perturbación relacionados con las mismas, pueden convertirse en una fuente importante de problemas si no son atemperados con oportunidad.

3.6. LITERATURA CITADA

- Aguilar, C., E. Martínez y L. Arriaga. 2000. Deforestación y fragmentación de ecosistemas: qué tan grave es el problema en México. CONABIO. Biodiversitas 30: 7-11.
- Altamirano, A., A. Miranda y C. Jiménez. 2012. Incertidumbre de los índices de paisaje en el análisis de la estructura espacial. Bosque 33: 171-181.
- Álvarez R., I. M. 2007. Trabajo y género. Etnografía de un conflicto minero en San Luis Potosí, México. Sociedad y Ambiente 16: 117-135.
- Barrera de la T., G. 2012. El paisaje de Real de Catorce: un despojo histórico. Investigaciones Geográficas 81: 110-125.
- Blume, H. P. and H. Sukopp. 1976. Ökologische bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. Schriftenreihe für Vegetationskunde 10: 75-89.
- Chuvieco, E. 2006. Fundamentos de teledetección espacial. Editorial ARIEL. p. 584.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2011. Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Manual y procedimientos para el muestreo de campo. p. 140.
- Congalton, R. G. and K. Green. 2009. Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices. Boca Raton, USA. Lewis Publishers. p. 177.
- Csorba, P. and C. Szilárd. 2009. Degree of human transformation of landscapes: a case study from Hungary. Hungarian Geographical Bulletin 58: 91-99.

- de los Ríos C., E., R. de Hoogh y J. J. Nívar C. 2008. Ensayo de especies con pinos piñoneros en el nordeste de México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 14: 97-104.
- De-Nova, J. A. 2018. La diversidad florística potosina, un patrimonio que debemos conservar. *Universitarios Potosinos* 223: 4-10.
- Diversity Metrics, online. Disponible en <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/Metrics/Diversity%20Metrics/DIVERSITY%20METRICS.htm>. Consultado en marzo de 2018.
- dos Anjos de Souza, R., B. L. Scaunichi and F. E. Pereira da Silva. 2011. Mapeamento da antropização na bacia hidrográfica do rio Boa Vista, Rondônia, utilizando o conceito de hemerobia. *Anais XV Simpósio Brasileiro de sensoramento remoto- SBSR*. Curitiba, PR. Brasil. 30 abril a 05 de maio de 2011. INPE p. 1435.
- Fu, B. J., C. X. Hu, L. D. Chen, O. Honnay and H. Gulink. 2006. Evaluating change in agricultural landscape pattern between 1980 and 2000 in the Loess hilly region of Ansai County, China. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114: 387-396.
- García, E., R. Vidal y M. E. Hernández C. 1985. Aspectos climáticos de las zonas áridas del norte de la altiplanicie mexicana. *Boletín del Instituto de Geografía* 15: 41-74.
- Giménez de A., J. y O. González C. 2011. Pisos de vegetación de la Sierra de Catorce y territorios circundantes (San Luis Potosí, México). *Acta Botánica Mexicana* 94: 91-123.
- González C., O., J. Giménez de A., J. García P. y J. R. Aguirre R. 2007. Flórula vascular de la Sierra de Catorce y territorios adyacentes, San Luis Potosí, México. *Acta Botánica Mexicana* 78: 1-38.
- Grabherr, G., G. Koch, H. Kirchmeir and K. Reiter. 1998. Hemerobie österreichischer Waldökosysteme, Universitätsverlag Wagner, Innsbruck, 449 p.

- Granados-Sánchez, D. y A. Sánchez-González. 2003. Clasificación fisionómica de la vegetación de la Sierra de Catorce, San Luis Potosí, a lo largo de un gradiente altitudinal. *Terra Latinoamericana* 21: 321-332.
- Gutiérrez B., N., S. Gartner, J. Y. López H., C. E. Pacheco and A. Reif. 2013. The recovery of the lower montane cloud forest in the Mucujún watershed, Mérida, Venezuela. *Regional Environmental Change* 13: 1069-1085.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2013. Conjunto de Datos Vectoriales Uso de Suelo y Vegetación: Serie V. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.
- Jaeger, J. A. G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15: 115-130.
- Jalas, J. 1955. Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. *Acta Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 72: 1-15.
- Kiedrzyński, M., E. Kiedrzyńska, P. Witoslawski, M. Urbaniak and J. Kuroski. 2014. Historical land use, actual vegetation, and the hemeroby levels in ecological evaluation of an Urban River Valley in perspective of its rehabilitation plan. *Polish Journal of Environmental Studies* 23: 109-117.
- Kowarik, I. 1988. Zum menschlichen Einfluss auf Flora und Vegetation. Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel Berlin (West). *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der. Berlin* Vol. 56: 241 p.
- Landis J. R. and G. G. Koch. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* 33: 159-174.
- Lillesand T., R. W. Kiefer and J. W. Chipman. 2008. Remote sensing and image interpretation. New York, USA. Jhon Wiley, Sixth edition. 756 p.
- Lu, D. and Q. Weng. 2007. A survey of image classifications methods and techniques for improving classification performance. *International Journal of Remote Sensing* 28: 823-870.

- Machado, A. 2004. An index of naturalness. *Journal for Nature Conservation* 12: 95-110.
- Marino M., B. A., M. A. Alvarado V., I. Cabral C. y M. A. Guzmán L. 2017. Índice de Hemerobia para la evaluación de la conservación del bosque de pino-encino en una microcuenca. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 44: 1-34.
- Marroquín, J. S., G. Borja, R. Velázquez y J. A. de la Cruz. 1981. Estudio ecológico dasonómico de las zonas áridas del norte de México. Publicación especial 2. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales. México, D. F.
- Mas, J. F. y J. Correa S. 2000. Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida “Los Petenes”, Campeche, México. *Investigaciones Geográficas* 43: 42-59.
- McGarigal, K. and B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service General Technical Reports PNW-351.
- McGarigal, K., and S. A. Cushman. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications* 12: 335-345.
- McGarigal, K., S. A. Cushman and E. Ene. 2012. FRAGSTATS v4.2.1: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponible en <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. Consultado en noviembre-diciembre de 2017.
- Medellín, P. 2003. Plan de Manejo Área Natural Protegida. Sitio Sagrado Natural. “Huirikuta y la ruta histórico-cultural del pueblo huichol”. Gobierno del Estado de San Luis Potosí. Secretaría de Ecología y Gestión Ambiental. p. 261. Disponible en http://201.144.107.246/InfPubEstatat2/_SECRETAR%C3%8DA%20DE%20ECOLOG%C3%8DA%20Y%20GESTI%C3%93N%20AMBIENTAL/Art%C3%A

Dculo%2084/Art.%2084%20Fracc.%20II.%20Marco%20normativo/%C3%81reas%20Naturales%20Protegidas%20Estatales/Wirikuta/Plan%20de%20Manejo%20Huiricuta.pdf. Consultado el 27 de junio de 2017.

- Miranda-Aragón, L., E. J. Treviño-Garza, J. Jiménez-Pérez, O. A. Aguirre-Calderón, M. A. González-Tagle, M. Pompa-García y C. A. Aguirre-Salado. 2012. Tasa de deforestación en San Luis Potosí, México (1993-2007). *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* (s/v): 202-215. doi: 10.5154/r.rchscfa.2011.06.044
- Mittermeier, T. A., W. R. Turner, F. W. Larsen, T. M. Brooks and C. Gascón. 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: Zachos, F. E. y J. C. Habel (eds.). *Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas*. Springer-Verlag. Berlin, Germany. pp. 3-14.
- Montaño, N. M. y A. Monroy A. 2014. Conservación ecológica de los suelos en zonas áridas y semiáridas en México. *Ciencia y Desarrollo* 154: 27-37.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Ortiz S., C. A. 2010. *Edafología*. Universidad Autónoma Chapingo. Departamento de Suelos. 8ª. Edición. p. 327.
- Ramírez D., J. P. 2012. Deforestación y fragmentación de selvas en el sur de la Península de Yucatán, México (1990-2006). Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur. p. 53.
- Rosas C., M., D. Granados S., R. L. Granados V. y S. Esparza G. 2015. Clasificación y ordenación de bosques de pino piñonero del estado de Querétaro. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 7: 52-73.
- Rosete-Vergés, F. A., J. L. Pérez-Damián, M. Villalobos-Delgado, E. N. Navarro-Salas, E. Salinas-Chávez y R. Remond-Noa. 2014. El avance de la deforestación en México 1976-2007. *Madera y Bosques* 1:21-35.

- Rzedowski, J. 1965. Vegetación del Estado de San Luis Potosí. *Acta Científica Potosina* 1,2: 5-291.
- Salazar-González, G. 2013. El territorio cultural en Real de Catorce-Wirikuta. *Jangwa Pana* 12: 129-149.
- SEDUVOP (Secretaría de Desarrollo Urbano, Vivienda y Obras Públicas). 2006. Plan de Desarrollo Urbano del Centro de Población Real de Catorce, S. L. P. Honorable Ayuntamiento de Catorce. Gobierno del Estado de San Luis Potosí. pp. 27-49.
- SEMARNAP (Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca). 1998. Diagnóstico de la deforestación en México. Subsecretaría de Recursos Naturales. Dirección General Forestal. México, D. F.
- Steinhardt, U., F. Herzog, A. Lausch, E. Müller and S. Lehmann. 1999. Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation. - In: Pykh, Y.A., D. E. Hyatt and R. J. Lenz (eds.): *Environmental Indices – System Analysis Approach*. Oxford, EOLSS Publ. pp. 237-254.
- Stoll, A. 2007. Hemerobia: una medida para evaluar el estado de conservación de comunidades vegetales nativas. *Chloris Chilensis*, Año 10 N° 2. Disponible en <http://www.chlorischile.cl>. Consultado el 20 de Abril de 2015.
- Stoll, A. 2008. Hemerobia, un ejemplo de cálculo: el estado de conservación del bosque de pitao y coigue (Pitavio-Nothofagetum) en Quebrada Honda, Región del Maule (VII), Chile. *Chloris Chilensis*, Año 11 N°1. Disponible en <http://www.chlorischile.cl>. Consultado el 20 de Abril de 2015.
- Sukkop, H. 1976. Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland, *Schr.-R. f. Vegetationskunde* 10: 9-26.
- Torres-Gómez, M., L. E. Delgado, V. H. Marín y R. O. Bustamante. 2009. Estructura del paisaje a lo largo de gradientes urbano-rurales en cuenca del río Aisén (Región de Aisén, Chile). *Revista Chilena de Historia Natural* 82: 73-82.

- USGS (United States Geological Survey). Servicio Geológico de los Estados Unidos. Disponible en <https://earthexplorer.usgs.gov>.
- Vázquez-Quintero, G., A. Pinedo-Álvarez, C. Manjarrez-Domínguez, G. D. de León-Mata y O. A. Hernández-Rodríguez. 2013. Análisis de la fragmentación de los bosques templados usando sensores remotos de media resolución espacial en Pueblo Nuevo, Durango. *TECNOCENCIA Chihuahua* 7: 88-98.
- Walz, U. and C. Stein. 2014. Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation* 22: 279-289.
- Yeaton, R. I. and J. L. Flores-Flores. 2006. Patterns of occurrence and abundance in colony complexes of the Mexican prairie dog (*Cynomys mexicanus*) in productive and unproductive grasslands. *Acta Zoologica Mexicana* 22: 107-130.
- Zárate del Valle, P. F. 1982. Geología y análisis metalogénico de la Sierra de Catorce, S.L.P. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 43: 1-21.

DISCUSIÓN GENERAL

La Sierra San Miguelito y la Sierra de Catorce tienen la misma categoría de Hemerobia, es decir, son β -euhemeróbicas, con un moderado a fuerte impacto humano. La Sierra de Catorce presenta un paisaje más fragmentado, con 67 mil 934 fragmentos del año 1980 al 2017, mientras que la Sierra San Miguelito presentó 45 mil 758 fragmentos de 1981 a 2017. Un probable causal de esta diferencia, podría ser que el área de análisis que abarcó la Sierra de Catorce es mucho mayor.

A futuro, en la zona que tendríamos que estar más alerta es la Sierra de Catorce, ya que su paisaje es el más fragmentado en el mismo periodo de tiempo que en la Sierra San Miguelito; esto podría ser debido a su historial minero. Es difícil revertir la β -euhemerobia a una condición Ahemeróbica, porque el daño ya está hecho, pero podemos minimizar estos impactos negativos con prácticas forestales, como la reforestación con nopal y maguey, para proteger el suelo de la erosión; o con pláticas de educación ambiental y sobre cómo colectar el piñón, pues es una de las principales actividades que se realizan sin el conocimiento adecuado de cómo hacerlo y que a la larga también afecta a los piñonares.

Este tipo de información podría dirigirse a la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), ya que es una institución que genera inteligencia sobre nuestro capital natural, sirve de puente entre la academia, el gobierno y la sociedad, promueve que la conservación y manejo de la biodiversidad se sustente en acciones llevadas a cabo por la población local, la cual debe ser un actor central en ese proceso. Posee información geográfica donde se puede consultar, visualizar y descargar cartografía temática generada a diferentes escalas; además, fue concebida como una organización de investigación aplicada, promotora de investigación básica, que compila y genera información sobre biodiversidad, desarrolla capacidades humanas en el área de informática de la biodiversidad y es fuente pública de información y conocimiento accesible para toda la sociedad (<https://www.gob.mx/conabio>).

CONCLUSIÓN GENERAL

La estimación y el uso del Índice de Hemerobia, han servido para incorporar el efecto de la intervención humana y su influencia sobre los piñonares de las Serranías del Altiplano Potosino, algo que hasta ahora no había sido evaluado a través de cambios del paisaje ni categorización de las intervenciones humanas en la zona.

A diferencia de otros indicadores de transformación del paisaje, el Índice de Hemerobia fue buen indicador porque incluye los datos registrados en las unidades de muestreo, es decir, el conocimiento del estado actual de los piñonares, así como su relación con los factores del medio; además, estos datos recabados en campo fueron vertidos en un mapa, lo cual sirve de evidencia y base para proponer ordenamientos ecológicos, establecer áreas naturales para conservación y aprovechamiento de estos recursos naturales.

La inclusión de los estudios socioeconómicos permitió conocer la influencia directa de la población local sobre los piñonares y sobre su entorno, así como la realidad existente en las comunidades de los alrededores de las sierras, o al menos una parte de ellas.

La extrapolación de la información en espacio y tiempo es una ventaja porque permite conocer la magnitud de la intervención del hombre en ambas sierras, tanto en la actualidad como en el pasado.

Una de las principales limitaciones al usar el Índice de Hemerobia, es el amplio conocimiento previo requerido para realizar la evaluación con este método, ya que se necesita información detallada sobre: las perturbaciones históricas y actuales, la clasificación fitosociológica y las exigencias ecológicas del lugar de muestreo y de cada comunidad evaluada.

ANEXOS

ANEXO 1. Formato de las entrevistas semi-estructuradas realizadas en la Sierra San Miguelito y en la Sierra de Catorce

DATOS GENERALES

La siguiente encuesta tiene la finalidad de recabar datos para identificar las principales actividades y uso de los recursos naturales en la región, para una investigación del Colegio de Postgraduados. Le agradeceríamos mucho que dedicara unos minutos a responder las siguientes preguntas. Los resultados serán confidenciales y de uso exclusivo para la investigación.

Nombre del informante:

Municipio: _____ Localidad: _____

Edad (años): _____ Género: Masculino ____ Femenino ____

Sabe leer y escribir: Sí ____ No ____ Nivel de estudios: _____

1. ¿Cuánto tiempo lleva viviendo aquí?
2. ¿Cuántas personas viven en esta vivienda?

SUPERFICIE

3. ¿Cuántas hectáreas tiene en total?
4. ¿Cuántas hectáreas son suyas? ¿Tomadas en renta? ¿Prestadas o alguna otra forma?
5. ¿Cuántas hectáreas son ejidales? ¿Comunales? ¿Propiedad privada? ¿Públicas (Federales, estatales o municipales)?
6. ¿Cuántas hectáreas son de riego?
7. ¿Cuántas hectáreas son de temporal?
8. ¿Cuántas hectáreas tienen sólo pastos naturales?
9. ¿Cuántas hectáreas tienen bosque?

PRODUCCIÓN AGRÍCOLA

10. Durante este año, ¿qué cultivos se sembraron?

- | | | |
|---------------|-----------|------------|
| - Maíz grano | - Cebada | - Ajonjolí |
| - Frijol | grano | - Cártamo |
| - Sorgo grano | - Avena | - Garbanzo |
| - Soya | forrajera | - Otros |
| - Arroz | - Algodón | ¿Cuáles? |
| | - Trigo | |

11. ¿Cuántas hectáreas?

12. ¿Se sembraron mezclados o intercalados?

13. ¿Cuál fue la cantidad cosechada (ton, kg)?

14. ¿Se vende toda o parte de la producción agrícola?

PRODUCCIÓN PECUARIA

15. ¿Cuántas cabezas de ganado tiene?

16. ¿Cuántas se encuentran sólo en pastoreo?

17. ¿Cuántas están solo en corral o establo?

18. ¿Maneja o cuida reses ajenas? ¿En qué proporción con relación a las que son de su propiedad?

19. ¿Cuáles de los siguientes animales tiene? ¿Cuántos?

- | | |
|------------------|----------|
| - Chivos, chivas | - Mulas |
| - Borregos | - Burros |
| - Caballos | |

20. ¿Al ganado menor lo lleva a pastorear al monte, o lo tiene en corral?

21. ¿Vende todo o parte de sus animales?

22. ¿Qué tipo de manejo aplica en sus potreros? Es decir, ¿hace rotaciones del ganado por fecha y cantidad de animales?

23. ¿Está cercado su potrero?

24. ¿Tiene aguajes?

EXPLOTACIÓN FORESTAL

25. Durante este año, en sus terrenos ¿se cortaron árboles para madera, postes, leña o carbón? ¿Cuántas por hectárea?
26. ¿Qué árboles se cortaron?
- Pino ¿de cuál? - Enebro
 - Encino ¿de cuál? - Otro
27. ¿Cuánto se cortó? ¿Cuántos por hectárea?
28. En los terrenos arbolados, ¿se acostumbra?
- Reforestar - Seleccionar los árboles para corte
 - Controlar plagas - Quemar
 - Aclarear
29. En estos terrenos, ¿se recolecta?
- Resina - Candelilla
 - Leña - Piñón
 - Lechuguilla
30. Lo que se produce, ¿se vende o es para autoconsumo?

APROVECHAMIENTO DE PIÑÓN

31. ¿Hace recolecta de piñón?
32. ¿De cuál? ¿De almendra rosa o blanca?
33. ¿Cómo le llaman a los árboles según el piñón que dan?
34. ¿En qué época del año cosecha?
35. ¿Cuál es la cantidad recolectada por árbol, superficie y año?
36. ¿Es para autoconsumo o para su venta?
37. Si lo vende, ¿a quién se lo vende?
- A sus vecinos - Mercado estatal
 - Intermediarios - Mercado nacional
 - Mercado local - Exportación
38. ¿Lo vende pelado o con cáscara?
39. ¿A cómo lo da? Es decir, ¿a qué precio el kg, costal (de cuántos kg) o cuál es su unidad de medida?

40. ¿Desde hace cuánto tiempo recolecta piñón?
41. ¿Cuántas personas se dedican a la recolección?
42. ¿Están organizados para la cosecha o cada uno cosecha cuando quiere?
43. ¿Había más árboles y piñones antes o hay más ahora?
44. ¿Cómo ha cambiado la cosecha con los años? Es decir, ¿es constante la producción o ha cambiado entre años?
45. ¿Era más fácil la recolecta antes o ahora? ¿mayor distancia para la recolecta? ¿menor cantidad?
46. ¿Son del mismo tamaño los piñones? Es decir, ¿ha disminuido su tamaño con el paso del tiempo?
47. ¿Ha disminuido su calidad, su sabor, con el paso del tiempo?
48. ¿Cómo lo consume?
- Cocido
 - Frito
 - En conserva
 - Como botana
- En bebidas como curados de pulque
 - Otras formas ¿Cuáles?

ACTIVIDAD NO AGROPECUARIA NI FORESTAL

49. En sus terrenos, ¿realiza otras actividades como?
- Extracción de materiales
 - Minería
 - Acuicultura
 - Artesanía
 - Industria
 - Turismo
 - Otra actividad

OTROS CAMBIOS EN EL PAISAJE

50. De 20 o 50 años a la fecha, ¿han hecho?:
- Caminos
 - Carreteras
 - Vías
 - Empresas
 - Estaciones de radio
 - Torres de microondas
 - Asentamientos humanos
 - Otras obras ¿Cuáles?

Muchas gracias por su participación en este estudio!!!