



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO

FACULTAD DE BIOLOGÍA

**DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
PROGRAMA INSTITUCIONAL DE MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

ECOLOGÍA Y CONSERVACIÓN

**“COMPOSICIÓN, ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD DE LAS
COMUNIDADES VEGETALES CON DIFERENTES ESTADIOS
SUCESIONALES DEL CUPATITZIO”**

TESIS

**COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**QUE PRESENTA:
EDITH VALDEZ CAMPOS**

**DIRECTORA DE TESIS:
DRA. YVONNE HERRERÍAS DIEGO**

MORELIA, MICHOACÁN, MARZO 2012

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto FOMIX CONACYT-gobierno del estado de Michoacán “Saneamiento, Restauración y Conservación de la subcuenca del río Cupatitzio”.

A la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, a la facultad de Biología y a cada una de la personas que influyeron en mi formación.

A mi asesora la Dra. Yvonne Herrerías Diego, por la oportunidad de formar parte de sus tesis, por su paciencia y críticas que me ayudaran en mi futura formación académica.

A los integrantes de comisión revisora: Dr. Mauricio Quesada Avendaño, Dr. Juan Manuel Ortega Rodríguez, Dr. Sergio Zamudio Ruíz y a la Dra. María Luisa España Boquera, por sus correcciones y el tiempo dedicado al presente proyecto.

A las personas de los diferentes municipios a la Sra. Consuelo Montiel Bucio, al Sr. Indalecio Montiel, al Sr. Eduardo Ramírez, al Sr. Eucebio Blanco y a la Sra. Isabel Robledo, que nos brindaron su apoyo y confianza para realizar el trabajo de campo.

A quienes incondicionalmente me ayudaron en campo: Ma. de la Luz Benítez, , Jacob Cristóbal, María de Jesús Águilar, José Arturo Ramírez, María de la Luz Morales y Adelina Pérez, no me queda más que decirles. Muchas gracias.

A mis amigos y compañeros del Laboratorio de Fauna Silvestre: Oliverio, Juan Pablo, Jessi, Tano, Frecia, Xochilt, Paty, Alejandro, Jesajim, Abel, Olivia, Martha, Obed, Leticia y Cloe.

A mis padres; Rafael y Guillermina por su apoyo incondicional que me brindarán durante toda mi maestría y demás estudios, por sus valiosos consejos, cariño y amor. A mis hermanos Julio, Araceli, Mario y Abdiel gracias por su apoyo y amor. Muchas gracias. Los Quiero.

A Silvano, por todo su apoyo comprensión y paciencia, pero sobre todo por su gran amor.

Gracias Familia

Gracias Sil

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
SUMMARY.....	2
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	3
DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	8
OBJETIVOS.....	11
Objetivo general.....	11
Objetivos particulares.....	11
CAPITULO I. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE USO Y COBERTURA DEL SUELO, CON LOS NIVELES DE PERTURBACIÓN EN LA SUBCUENCA DEL RÍO CUPATITZIO.....	12
RESUMEN.....	12
ABSTRACT.....	13
INTRODUCCIÓN.....	14
MATERIALES Y MÉTODOS.....	15
Área de estudio.....	15
Elaboración del mapa de uso y cobertura del suelo.....	16
RESULTADOS.....	16
DISCUSIÓN.....	20
LITERATURA CITADA.....	22
CAPITULO II. COMPOSICIÓN, ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD DE LAS COMUNIDADES VEGETALES CON DIFERENTES ESTADIOS SUCESSIONALES DEL CUPATITZIO.....	25
RESUMEN.....	25
ABSTRACT.....	26
INTRODUCCIÓN.....	27
MATERIALES Y MÉTODOS.....	29
Área de estudio.....	29
Selección de sitios de muestreo.....	30
Muestreo de vegetación.....	31
Análisis de datos.....	32
--Riqueza y diversidad.....	32

-Índice de valor de importancia ecológica.....	33
RESULTADOS	34
Composición florística.....	34
Estadios de sucesión vegetal.....	35
Riqueza.....	38
Curvas de acumulación de especies.....	39
Rarefacción.....	41
Diversidad alfa.....	42
- Índice de Shannon-Wiener.....	42
-Índice de Simpson.....	43
Diversidad beta.....	44
-Índice de Sørensen.....	44
Índice de valor de importancia.....	45
DISCUSIÓN	49
LITERATURA CITADA	57
DISCUSIÓN GENERAL	66
CONCLUSIONES GENERALES	68
LITERATURA COMPLEMENTARIA	69
ANEXO I. LISTADO FLORÍSTICO	76

ÍNDICE DE FIGURAS DEL CAPITULO I

Figura 1. Localización del área de estudio. Subcuenca del río Cupatitzio.....	9
Figura 2 Uso y cobertura del suelo de la subcuenca del río Cupatitzio.....	18
Figura 3. Áreas perturbadas y conservadas de la subcuenca del río Cupatitzio.....	19

ÍNDICE DE CUADROS DEL CAPITULO I

Cuadro 1. Superficie ocupada por los diferentes usos y coberas del suelo.....	17
---	----

ÍNDICE DE FIGURAS DEL CAPITULO II

Figura 1. Sitios de muestreo. Subcuenca del río Cupatitzio, Michoacán, México.....	31
Figura 2. Número de especies por familia, por zonas ecológicas.....	35
Figura 3 Riqueza de especies (S).....	38
Figura 4. Curvas de acumulación de especies y el estimador no parametrico CHAO2 zona subtropica	39
Figura 5. Curvas de acumulación de especies y el estimador no parametrico CHAO2 zona templada.....	40
Figura 6 Curvas de rarefacción en función del número de individuos de los diferentes estadios de sucesión para la comunidad.....	41
Figura 7. Diversidad alfa, mediante el índice de Simpson.....	43

ÍNDICE DE CUADROS DEL CAPITULO II

Cuadro 1. Estados serales y características estructurales.....	36
Cuadro 2. Matriz de similitud usando el índice de Shannon-Wiener con la prueba de t modificada por Hutcheson entre cada estadio sucesional.....	42
Cuadro 3. Matriz de similitud mediante el índice de Sørensen para las diferentes comunidades vegetales de la subcuenca del Cupatitzio.....	44
Cuadro 4. Matriz de similitud mediante el índice de Sørensen para las diferentes etapas de sucesión.....	45
Cuadro 5. Índice de valor de importancia (IVI) para las especies de bosque tropical caducifolio a través de los estadios de secesión.....	46
Cuadro 6. Índice de valor de importancia (IVI) para las especies de bosque de pino- encino a través de los estadios de sucesión.....	47
Cuadro 7 Índice de valor de importancia (IVI) para las especies de bosque de galería.....	48

RESUMEN

México se ha caracterizado por poseer una riqueza y diversidad vegetal excepcional. El estado de Michoacán es un buen ejemplo de esta riqueza, por lo que ha sido nombrado como una de las zonas más importantes del país debido a su alto número de especies vegetales y alto endemismo. En las últimas décadas, la riqueza y diversidad florística se encuentra en serio riesgo debido a diferentes causas, la principal de ellas la perturbación de origen antropogénico que ha generado, no sólo la pérdida de la cobertura vegetal sino un cambio en el uso de suelo. Sin embargo, las comunidades tienen la capacidad de restablecerse a través de un proceso llamado sucesión vegetal, por el cual se recupera la cobertura vegetal en lugares que anteriormente estuvieron sometidos a algún tipo de perturbación natural o antrópica. La subcuenca del río de Cupatitzio, ha sufrido la pérdida de la cubierta vegetal, las principales causas han sido el cambio de uso de suelo y la deforestación. La dinámica de la vegetación leñosa en la fase de colonización se desconoce en gran medida. Por ello, el objetivo es comparar la estructura, composición y diversidad de la vegetación arbórea y arbustiva en los diferentes estadios sucesionales de la subcuenca. Con apoyo de un mapa realizado de los diferentes tipos de vegetación, se determinaron 21 sitios de muestreo abarcando los diferentes estadios sucesionales, donde se caracterizó la comunidad de plantas y se realizaron colectas botánicas para la identificación de los especímenes. Se determinaron cuatro comunidades vegetales dentro de las cuales se encuentran los diferentes estadios sucesionales, que están representadas por diferentes especies dominantes. Las familias con mayor aporte de especies fueron Leguminosae, Anacardiaceae y Burceraceae. Las condiciones estructurales observadas, señalan un significativo incremento de riqueza de especies, diversidad, y densidad de individuos, así como un recambio de especies considerable, conforme la sucesión avanza. La similitud entre comunidades mostró una heterogeneidad en toda el área de estudio, que puede ser explicada por el gradiente altitudinal. La composición florística de especies está dividida por dos regiones con diferentes condiciones ambientales y denota un dominio de especies características de cada condición, así como por estadio sucesional. La conservación de los remanentes de bosque, así como la restauración ecológica con especies característicos de cada estadio es necesario para la conservación de la biodiversidad que aun sobrevive.

SUMMARY

Mexico has been characterized as having a unique richness and plant diversity. The state of Michoacán is a good example of this wealth, so it has been named as one of the most important in the country due to the high number of plant species and high endemism. In the last decades, the floristic richness and diversity is at serious risk due to different causes, the main one is the anthropogenic disturbance that has generated not only the loss of plant cover but a change in the land use. However, the communities have the ability to recover through a process called plant succession, whereby the vegetation is restored in places that previously were subject to some kind of natural or anthropogenic disturbance. The Cupatitzio's river subcuena has suffered the loss of vegetation cover; the main causes have been a change in land use and deforestation. Therefore the objective is to compare the structure, composition and diversity of trees and shrubs vegetation in different successional stages of subcuena. With support from a map made of different vegetation types were determined 21 sampling sites covering the different successional stages, which characterized the community of plants and botanical collections were made for the identification of specimens. Identified four plant communities within which are the different successional stages, which are represented by different dominant species. The families with the greatest contribution of species were Leguminosae, Anacardiaceae and Burseraceae. The observed structural conditions, indicate a significant increase in species richness, diversity and density of individuals, as well as a significant species refill, as the sequence advances. The similarity between communities showed heterogeneity across the study area, which can be explained by the altitudinal gradient. The floristic composition of species is divided by two regions with different environmental conditions and domain denotes a species characteristic of each condition, as well as by successional stage. The conservation of forest remnants as well as ecological restoration with species characteristic of each stage, is necessary for the conservation of biodiversity still survives.

INTRODUCCIÓN GENERAL

México se ha caracterizado por poseer una riqueza y diversidad vegetal excepcional (Rzedowski, 1992; Chapin *et al.*, 2000; Lehman y Tilman, 2000; Hooper *et al.*, 2005). El estado de Michoacán es un buen ejemplo de esta riqueza, por lo que ha sido nombrado como una de las zonas más importantes del país debido a su alto número de especies vegetales y alto endemismo (Toledo y Ordóñez, 1993). Un ejemplo claro lo demuestra el estudio elaborado por Cué-Bar *et al.* (2006). Sobre la flora arbórea de Michoacán, obteniendo un total de 845 especies de árboles, agrupadas en 352 géneros y 100 familias, siendo las familias Leguminosaceae (*i.e.* Fabaceae, Mimosaceae, Caesalpiaceae) y Burseraceae las que poseen el mayor número de especies.

Esta riqueza florística, es producto de las características de la región, como lo son su compleja historia geológica y su accidentada fisiografía con altitudes que van desde el nivel del mar hasta más de 3000m que se traduce en una gran diversidad de climas y tipos de vegetación (Miranda y Hernández-X., 1963; Rzedowski, 1978; García, 1990). Consecuentemente tal heterogeneidad ambiental se refleja en múltiples formas de vida y niveles de organización; una de ellas son las comunidades vegetales, representadas por los diferentes tipos de vegetación que hasta ahora se conocen (Rzedowski, 1992; Chapin *et al.*, 2000; Lehman y Tilman, 2000; Hooper *et al.*, 2005). Establecer los límites de una comunidad no es una tarea fácil, sin embargo esto no ha sido un obstáculo para los sinecólogos, ya que un estudio realizado por Palacio-Prieto *et al.* (2000) (Inventario Forestal Nacional, 2000), reportan para Michoacán dieciséis tipos de vegetación, siendo el bosque tropical caducifolio la comunidad de mayor riqueza (593 especies) seguida por el bosque de coníferas (336 especies) y bosque de *Quercus* (332 especies) (Rzedowski, 1978; Cué-Bär *et al.*, 2006).

En las últimas décadas, la riqueza y diversidad florística de muchos estados, incluido a Michoacán, se encuentra en serio riesgo (SEMARNAT, 2005) debido a diferentes causas, la principal de ellas la perturbación de origen antropogénico que ha generado, no sólo la pérdida de la cobertura vegetal sino un cambio en el uso de suelo. (Dirzo y Raven, 2003; Naranjo *et al.*, 2009; Sánchez *et al.*, 2009; Manson *et al.*, 2009). Según Pickett y White (1985), la perturbación es un suceso que altera la estructura y composición de las comunidades,

modificando la diversidad biológica (Bustamante y Grez, 1995; Freedman, 1995) y poniendo en riesgo la estabilidad de la misma. Sus daños son diversos y el efecto y severidad puede variar entre comunidades y entre organismos, no existiendo una respuesta uniforme de todos los organismos ante ello (Feeley *et al.*, 2007). No obstante en el caso de las comunidades vegetales la deforestación como un tipo de perturbación de origen antrópico, es la principal causa de la pérdida de vegetación que repercute en la destrucción y fragmentación de bosques. Lo cual ha determinado una reducción del área cubierta por bosques naturales y la formación de fragmentos remanentes rodeados de pastizales, zonas agrícolas o desarrollos urbanos, que desafortunadamente es el escenario que presentan los bosques en los últimos siglos (Janzen, 1988; Maass, 1995; Quesada & Stoner, 2004; Miles *et al.*, 2006).

Sin embargo, las comunidades tienen la capacidad de restablecerse a través de un proceso llamado sucesión vegetal (Díaz-Delgado, 2003), por el cual se recupera la cobertura vegetal en lugares que anteriormente estuvieron sometidos a algún tipo de perturbación natural o antrópica (Yepes *et al.*, 2010), permitiendo la incorporación de diferentes especies que caracterizan a cada etapa sucesional (Polikarpov *et al.*, 2009). El término sucesión vegetal se define como el proceso mediante el cual se producen cambios en el tiempo con respecto a los atributos de las comunidades (riqueza, composición, diversidad, entre otras) como consecuencia del recambio de especies y de la abundancia de las mismas (Clements, 1904; Clements, 1916; Pickett, 1976; Begon *et al.*, 1995). Donde la composición va estar relacionada con la presencia y distribución de las especies, como resultado de adaptaciones, tanto por factores bióticos como abióticos (Schulze *et al.*, 2002) y la diversidad permitirá entender y evaluar comparativamente los mecanismos de adaptación y estabilidad de la comunidad a diferentes perturbaciones naturales y antrópicas (González-Megías *et al.*, 2007).

Históricamente, los ecólogos han distinguido dos tipos de sucesión: a) sucesión primaria, que ocurre en sitios donde el sustrato está intacto o no ha estado colonizado previamente por ningún tipo de vegetación y b) sucesión secundaria, en los casos en que la vegetación de una zona ha sido eliminada total o parcialmente. El escenario actual de las comunidades nos lleva a concluir que la sucesión secundaria es el tipo de sucesión que

predomina en la mayoría de los ecosistemas, dado que la vegetación natural ha sido modificada en su gran mayoría (Quesada *et al.*, 2009).

Es importante recalcar que el proceso sucesional no siempre ocurre de la misma manera, debemos considerar que la sucesión no es una secuencia simple, unidireccional y lineal de cambio en la estructura y composición de especies (Quesada *et al.*, 2009). El proceso sucesional va a cambiar considerablemente dependiendo del tipo y la gravedad de la perturbación, la proximidad de la fuente de propágulos, del tiempo transcurrido desde la ocurrencia de la misma, así como de grupos funcionales que repercuten en las características estructurales y funcionales de la sucesión, además de la topografía y clima local, que en conjunto determinaran la velocidad y dirección con la que el bosque se recupera (Leiva *et al.*, 2009). Por ejemplo, para regiones tropicales Ewel (1977) establece que los sitios sucesionales jóvenes son dominados por especies pioneras de rápido crecimiento, hábitos fenológicos variados y altos requerimientos de luz, cuyo desarrollo puede ser proporcionado por el factor de disturbio (*e.g.* fuego), dando origen a especies con tallos de múltiples troncos con alturas variables hasta de 15-25 m. Mientras que los bosques maduros, son diversos y con alto grado de endemismo, que contienen abundantes especies siempre-verdes de crecimiento más lento (Begon *et al.*, 1995; Rzedowski, 1992). Cabe señalar, que la mayoría de los estudios relacionados con la regeneración y sucesión de regiones tropicales (*i.e.* bosque tropical caducifolio) (Rzedowski, 1992; Quesada & Stoner, 2004; Yepes *et al.*, 2010) y regiones templadas (*i.e.* bosque de pino-encino) (Quintana-Ascencio y Gonzalez-Espinosa, 1993) son escasos, por lo que existe un vacío con respecto al conocimiento de los cambios estructurales de la vegetación durante la sucesión de estos bosques.

Hasta ahora, se sabe que el establecimiento de los diferentes estadios de sucesión que presenta una comunidad vegetal, es un trabajo que involucra la evaluación de diferentes aspectos de la misma, sin embargo, estudios hechos por Ewel (1980); Pickett y White (1985); Ferreira & Prance (1999) y Yepes *et al.* (2010) han señalado que la riqueza, composición florística y las características estructurales como la distribución dimétrica, el área basal y la biomasa aérea cambian conforme la sucesión avanza, lo que puede ser un factor de evaluación y facilitarnos la determinación de la etapa en la que se encuentra la comunidad.

La subcuenca del río Cupatitzio, en las últimas décadas ha sido sometida a una gran transformación ocasionada por diversos tipos de perturbación, como incendios forestales, tala clandestina y sobre todo la introducción de plantaciones de aguacate (*Persea americana* Mill.), que han ido sustituyendo a las especies nativas por especies exóticas (Ontiveros-Alvarado *et al.*, 2000). Tal aseveración se refuerza con los resultados de investigaciones realizadas por Torres y Bocco (1999), que muestran que entre 1970 y 1990 la expansión del cultivo de aguacate en la Meseta Tarasca, Michoacán; produjo un incremento significativo de más del 50% en tan solo 20 años. Este deterioro irracional ha alterando gravemente a las comunidades vegetales, que ha repercutido directamente a la fragmentación y confinamiento de las especies a áreas cada vez más reducidas.

Otro estudio realizado por la CONANP (2006), señala que gran parte de la vegetación leñosa se establece bajo la categoría de vegetación perturbada, que son comunidades de plantas que se establecen como consecuencia de la destrucción total o parcial de la vegetación por la acción directa o indirecta del hombre (Rzedowski, 1978). En el caso de la parte alta de la cuenca, donde se encuentra establecido el bosque de pino-encino han sido dañadas por causa de incendios de gran intensidad ocurrida en 1983 y 1991, así como desmontes ilegales, cortas de saneamiento e introducción de plantas exóticas que se encuentra presentes en pequeños fragmentos en diferentes zonas del bosque. También en este mismo estudio se expone que la vegetación original del Parque Nacional Barranca del Cupatitzio (Área de río) ha sido modificada por la introducción de plantas exóticas, principalmente por cultivos de café, aguacate y plantas de ornato (Ontiveros-Alvarado *et al.*, 2000 y Bocco *et al.*, 2001).

La reducción y la fragmentación del hábitat no sólo tienen efectos tales como la modificación del paisaje y eliminación local de algunas especies, sino que también ha ocasionando que la vegetación presente diferentes estadios sucesionales constituidos por mosaicos de vegetación secundaria, que además, del deterioro antrópico también se encuentran influenciados por factores bióticos y abióticos (CONANP, 2006; Medina-Orozco *et al.*, 2011).

La importancia de evaluar las comunidades vegetales en la subcuenca del Río Cupatitzio, se debe a que el área presenta parches de vegetación conservada que se encuentran en sitios con pendientes muy pronunciadas, estos parches son sitios clave que pudieran estar siendo utilizados como corredores biológicos por diferentes especies, entendiendo como corredor biológico aquellas áreas que permiten la conexión entre dos o más áreas con el fin de lograr el intercambio genético y mantener y aumentar la riqueza y diversidad (CCAD-PNUD/GEF, 2002 y González *et al.*, 2007).

Un paisaje fragmentado como la subcuenca, donde parches de diferentes comunidades con vegetación madura, alternan con pastizales ganaderos, sitios abandonados y áreas cultivadas, provee un sistema apropiado para el estudio de la regeneración de la vegetación. Además surge la necesidad de tomar medidas efectivas que eviten la desaparición de las comunidades que promuevan su recuperación y conservación parcial o total y su posible uso sostenido. Los criterios que se usen para tomar una u otra medida deben fundamentarse, en primera instancia, en el estudio científico de los factores que determinan la distribución y la abundancia de los organismos, donde conocer la estructura, composición y riqueza, forman parte de los factores de importancia para la toma de decisiones más acertadas. Aunado a ello, también es de gran relevancia conocer como el tiempo de abandono ha favorecido (sucesión vegetal) o bien afectado a las comunidades.

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El presente estudio se realizó en la subcuenca del río Cupatitzio, ubicado en la parte centro occidental del estado de Michoacán, pertenece a la región hidrológica del río Balsas; dentro de la cuenca Tepalcatepec-Infiernillo INEGI (1998). Esta comprendida en los municipios de Uruapan y Nueva Italia (19°27'28.36" y 19° 5'33.75" N y 102° 6'43.17" y 102° 4'7.76" W de Greenwich), presenta una gradiente altitudinal que va de 2000 m.s.n.m., en la zona norte a 400 m.s.n.m., con una extensión de 422 km² (Figura 1).

Fisiográficamente, la zona de estudio se encuentra ubicada en dos diferentes regiones:

- 1) Al norte se encuentra la porción meridional del sector central del Cinturón Volcánico Mexicano. Ésta provincia fisiográfica es caracterizada por un vulcanismo activo manifestado desde la época Terciaria, que ha modificado el relieve y transformado continuamente el paisaje; las rocas características son basaltos y brechas volcánicas.
- 2) La parte más baja se encuentra al sur, en sus límites con la provincia fisiográfica de la Depresión del Río Balsas, compuesto por una serie de remanentes de flujos de lava y depósitos piroclásticos, el tipo de roca predominante para esta área es brecha volcánica, toba ácida y granito. Los aportes más recientes de materiales volcánicos que se depositaron provienen de las erupciones del volcán Parícutín (febrero de 1943 a enero 1952). Los materiales volcánicos identificados son: a) Ceniza volcánica con distintos grados de alteración, b) Arenas finas y gruesas, con material vítrico, d) Roca basáltica en forma de derrames, ocurridos en diferentes periodos, e) Limos y f) Arcillas (en muy baja cantidad) (Medina-Nava, 2011).

Las condiciones geográficas y geológicas del sitio, han dado origen a una variedad importante de suelos, presentándose en la parte alta los andosoles, litosoles y luvisoles. En la porción intermedia se distribuye el luvisol, el acrisol, y el litosol, con predominancia de vertisoles. Mientras que en la parte baja se encuentra principalmente tres tipos de suelos: vertisoles, litosol y regosol (Cabrera y Gonzáles, 2003; Medina-Nava, 2011).

El gradiente altitudinal que presenta el sitio, ha dado origen a dos tipos de climas: en altitudes por encima de 1300 a 2000 m.s.n.m., el clima es de tipo A (C) w, templado semicálido húmedo con abundantes lluvias en verano; alcanza los 1622 mm de precipitación al año, la sequía ocurre en mayo, con lluvias menores a 10 mm y una temperatura media anual que oscila entre 18°C y 20°C. En altitudes de 400 a 1000 m.s.n.m. el clima es de tipo Aw; cálido subhúmedo con lluvias en verano; la mayor incidencia de lluvias se registra en septiembre, con 258 mm; la temperatura media anual es de 23°C, con una máxima de 24°C y una mínima de 20°C (CONANP, 2006).

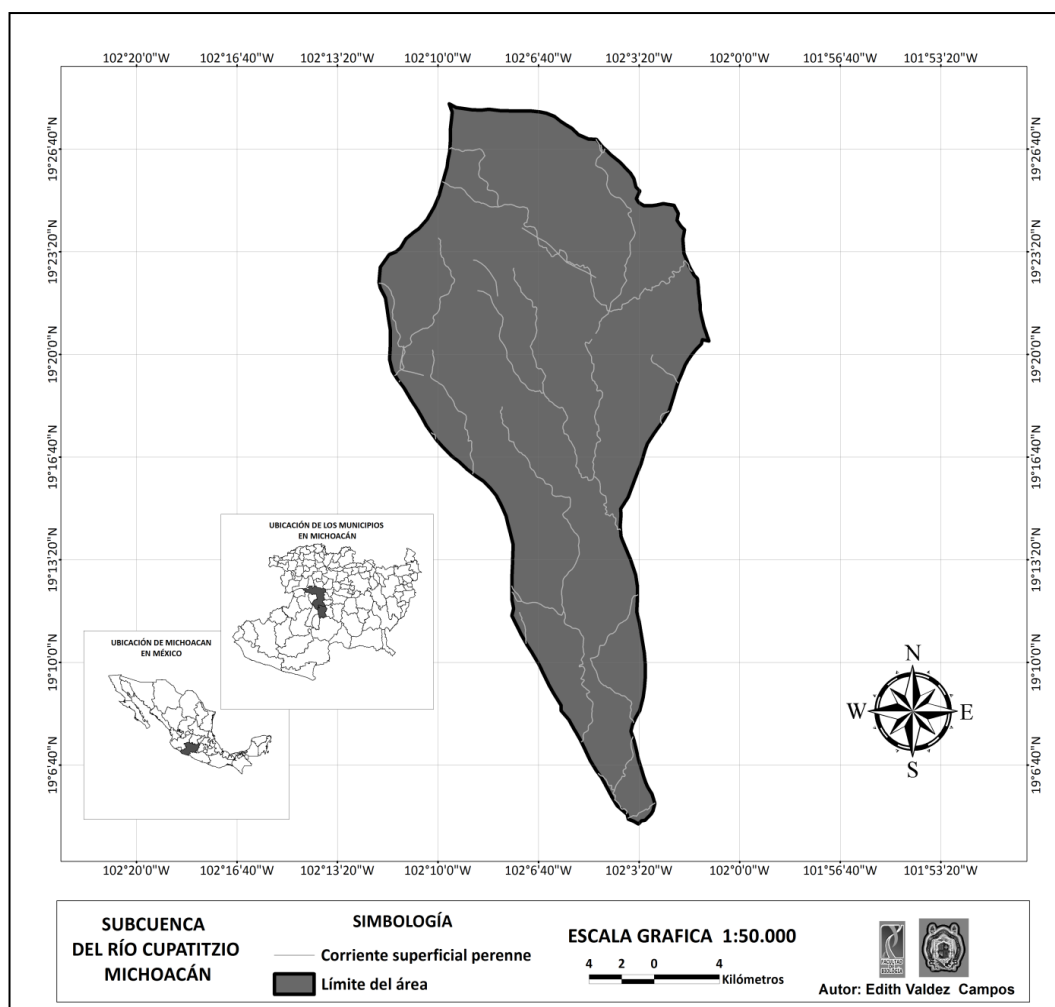


Figura 1. Localización del área de estudio. Subcuenca del río Cupatitzio, Michoacán, México.

Se distinguen diferentes tipos de comunidades vegetales, en relación a su estructura y composición florística, se agrupan en los siguientes tipos; en la zona norte por encima de los 1300 m.s.n.m., se encuentra el bosque de coníferas con asociaciones vegetales de pino-encino, bosque de Quercus, bosque de Pinus y bosque mesófilo de montaña desarrollada en las cañadas y zonas más húmedas entre los bosques de Pinus y Quercus (Rzedowski, 1978). En la zona sur, por debajo de los 1000 m.s.n.m, la vegetación natural predominante es el bosque tropical caducifolio, que alterna con matorrales y pastizales que son comunidades vegetales resultantes de la perturbación (Cué-Bär et al., 2006). Otro tipo de vegetación presente es el bosque de galería, que se desarrolla solo a la orillas de la corriente de agua. Sin embargo, más del 50% del área de vegetación natural de la subcuenca presenta diferentes grados de perturbación, siendo el cambio de uso del suelo el factor principal, donde la vegetación natural ha sido sustituida por zonas para la agricultura de temporal y de riego (Medina-Nava, 2011; CONANP, 2006).

OBJETIVOS

Objetivo general

Determinar y caracterizar las comunidades vegetales con diferentes estadios de sucesión de la subcuenca del río Cupatitzio.

Objetivos particulares

- a) Identificar los diferentes tipos de vegetación de la subcuenca de Cupatitzio y separarlos por regiones ecológicas
- b) Determinar los estadios sucesionales para cada comunidad, de acuerdo a las características de composición, estructura y el grado de perturbación.
- c) Evaluar la composición, riqueza y diversidad de las especies arbóreas y arbustivas de los diferentes estadios sucesionales para cada comunidad vegetal (bosque tropical caducifolio y bosque de pino-encino).
- d) Determinar el índice de valor de importancia de las especies arbóreas y arbustivas de las diferentes comunidades y seleccionar en cada caso las de mayor valor.
- e) Elaborar un mapa de uso y cobertura del suelo de la subcuenca del río Cupatitzio, con los niveles de perturbación.

CAPÍTULO I. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE USO Y COBERTURA DEL SUELO, CON LOS NIVELES DE PERTURBACIÓN EN LA SUBCUENCA DEL RÍO CUPATITZIO

RESUMEN

La subcuenca del río de Cupatitzio, en las últimas décadas ha sufrido la pérdida de la cubierta vegetal, las principales causas han sido la deforestación y cambio de uso de suelo. Estas modificaciones han ocasionado que la cobertura vegetal original se ha reducido, quedando pocas áreas donde la vegetación autóctona se ha conservado. El sistema de monitoreo del uso de suelo y el grado perturbación se desconoce en gran medida. Por ello, el objetivo de este estudio es elaborar un mapa de uso y cobertura del suelo de la subcuenca del río Cupatitzio, con los niveles de perturbación. Con base en el mapa de “Cobertura del suelo de México” y utilizando fotografías aéreas en formato digital de la zona escala 1:20,000 e imágenes satelitales Google Earth (2005), se realizó el mapa de *uso y cobertura del suelo*, bajo interpretación visual e información de campo. Se obtuvo el mapa de uso y cobertura del suelo de la subcuenca del río Cuapatitzio, escala 1:50,000 en el cual se determinaron 11 categorías. En un rango de mayor a menor extensión el bosque tropical caducifolio perturbado (31%) ocupa la mayor extensión, seguida por las huertas de aguacate (16%) y el bosque tropical caducifolio conservado (13%). Analizada esta información tenemos que aproximadamente más del 72% del área presenta algún grado de perturbación y solo el 28% se ha mantenido en estado conservado. Siendo el cambio de uso de suelo, los incendios forestales y la tala clandestina los principales factores de disturbio que han reducido la cobertura vegetal original.

ABSTRACT

The Cupatitzio's river subcuenca, in the last decades has suffered loss of vegetation cover, the main causes have been deforestation and land use change. These modifications have been causes that structure and composition communities are increasingly reduced. Causing the original vegetation cover has disappeared, leaving few areas with autochthonous vegetation. The system monitoring changes in land use and degree of perturbation is largely unknown. Therefore, the objective of this study is developing a map of land use and cover of the Cupatitzio's river subcuenca, with disturbance levels. Based on map of land cover of Mexico and using aerial photographs on digital format zone, scale 1:20,000(INEGI, 1995) and Google earth satellite images (2005), was performed a map of *land use and cover*, under visual interpretation and information of camp (2009). Get a map of land use and cover of the Cupatitzio's river subcuenca, scale 1:50,000, which were determined in category 11. Of one range of high to low extension, disturbed tropical deciduous forest (31%) occupies most extension, next to by avocado orchards (16%) and conserved tropical deciduous forest (13%). Analyzed this information we have that more than 72% of area has some grade from perturbation and only 28% has remained on been preserved. Land use change, forest fires and illegal logging are major disturbance factors that have reduced the original vegetation.

INTRODUCCIÓN

La cobertura del suelo es un medio dinámico en términos de los modelos espaciales y estructurales (Dunn *et al.*, 1991; Forman, 1995; Hobbs, 1997), que están condicionadas por la combinación de factores fisiográficos, climáticos, botánicos y socioeconómicos (Fernández *et al.*, 1992; Zonneveld, 1995). Los estudios sobre los procesos de cambio en la cobertura y uso del suelo se encuentran en el centro de la atención de la investigación ambiental actual (Bocco *et al.*, 2001), debido a las implicaciones que éstos ocasionan en relación con la pérdida de hábitat, de diversidad biológica y servicios ambientales que genera. De acuerdo a Lambin (1997), la mayor parte de los cambios ocurridos se debe a: *a)* conversión de la cobertura del terreno, *b)* degradación del terreno y *c)* intensificación en el uso del terreno. Estos procesos, que usualmente se engloban en lo que se conoce como deforestación o degradación forestal, se asocian a impactos ecológicos importantes en prácticamente todas las escalas.

La subcuenca del río Cupatitzio, estudiar la magnitud y causas de los procesos de cambio de cobertura y uso del suelo es de gran relevancia. Sobre todo porque, aporta beneficios directos e indirectos, como la protección de la diversidad biológica, la regulación del clima y captación de agua de lluvia. Este último, es uno de los aspectos más importantes, pues en él se alimentan y recargan los mantos acuíferos que dan origen al río (CONANP, 2006). Los factores de perturbación que han ocasionado diferentes mosaicos de uso y cobertura del suelo son diversos, siendo las prácticas de producción agropecuaria, la deforestación, el cambio de uso del suelo, el crecimiento poblacional y las variables económicas los principales impulsores de la transformación (Medina-Nava, 2011).

La deforestación y el cambio de uso del suelo en la subcuenca no está en armonía con las comunidades vegetales, por ello la vegetación natural está sometida a un estado de presión permanente (Medina-Orozco *et al.*, 2011). Esta presión ha ocasionado que la estructura y la composición de las comunidades vegetales se reduzcan cada vez más, provocando la fragmentación y pérdida de especies. Donde fragmentos de vegetación remanente se encuentran rodeados de pastizales, zonas agrícolas o desarrollos urbanos, que constituyen uno

de los principales problemas que ha enfrentado la cobertura vegetal de la subcuenca (CONANP, 2011).

A pesar de la importancia biológica y económica de la subcuenca, no existe un sistema de monitoreo de los cambios de uso de suelo, ni estudios sobre la intensidad de las perturbaciones, las cuales no han sido constantes ni homogéneas en espacio ni en el tiempo. Debido a lo anterior, es indispensable realizar un análisis de la variación espacial de la perturbación sobre las comunidades vegetales así como la elaboración de un mapa que represente la extensión y distribución espacial de uso y cobertura del suelo con los niveles de perturbación en la subcuenca. Por lo que el objetivo de este trabajo es elaborar un mapa de uso y cobertura del suelo de la subcuenca del río Cupatitzio, con los niveles de perturbación, resaltando las zonas con vegetación conservada.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La subcuenca del río Cupatitzio, pertenece a la región hidrológica del río Balsas; dentro de la cuenca Tepalcatepec-Infiernillo INEGI (1998). Se localiza en la parte centro occidental del estado de Michoacán, comprendida entre los municipios de Uruapan y Nueva Italia (19°27'28.36" N y 102° 6'43.17" W). Presenta una gradiente altitudinal que va de 2000 m.s.n.m., en la zona norte a 400 m.s.n.m., con una extensión de 422 km² (Figura 2). Fisiográficamente, se ubicada en dos regiones: 1) Al norte se encuentra en el sector central del Cinturón Volcánico, mientras que hacia el sur, se localiza en los límites con la provincia fisiográfica de la Depresión del Río Balsas (Medina-Nava, 2011). Los suelos, en la parte norte corresponden a litosoles, andosoles y luvisoles y hacia el sur corresponden a vertisoles, litosol y regosol (Cabrera y Gonzáles, 2003). El gradiente altitudinal da origen a dos tipos de climas: por encima de 1300 a 2000 m.s.n.m., el clima es de tipo A (C) w, templado semicálido húmedo con abundantes lluvias en verano que alcanza los 1622 mm de precipitación al año, con temperatura media anual de 19°C. En altitudes de 400 a 1000 m.s.n.m. el climas de tipo Aw; cálido subhúmedo con lluvias en verano que alcanza los 258 mm; la temperatura media anual oscila entre 20 y 23°C (CONANP, 2006). Hacia la zona norte se desarrolla el bosque de

pino-encino, bosque de *Quercus* y bosque mesófilo de montaña. En la zona sur, la vegetación natural predominante es el bosque tropical caducifolio, que alterna con matorrales y pastizales Rzedowski (1978).

Elaboración del mapa de uso y cobertura del suelo

Con base en el mapa de Cobertura del suelo de México, publicado por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO, 2005) y utilizando fotografías aéreas (ortofotos) en formato digital de la zona, escala 1:20,000 INEGI (1995) e imágenes satelitales Google Earth (2005), se realizó un mapa de *uso y cobertura del suelo* de la zona de estudio, bajo interpretación visual e información de campo (2010). El límite geográfico fue establecido de acuerdo al mapa de subcuencas hidrológicas del país, escala 1:100,000 publicado por CONABIO (2001). Una vez delimitada el área, se formulo una leyenda adecuada de cobertura del terreno para la escala del trabajo. Posteriormente se realizó la interpretación de la cobertura del terreno la cual fue por medio de la fotointerpretación de fotografías aéreas a color y de ortofotos blanco y negro, en los cuales, basados en el tono, textura, forma, tamaño y patrones de relieve, además de literatura y de información tomada en campo; se establecieron los diferentes polígonos de cobertura del suelo. El programa utilizado para delimitación digital fue *CartaLinx 1.2*; mientras que en *Arcgis 9.3*, se etiquetaron los polígonos y se le dio el formato final al mapa. Cabe señalar que para el mapa obtenido no se realizaron puntos de verificación. Sin embargo éste se cotejo con 21 puntos de muestro utilizados para la evaluación de la vegetación, en los cuales fueron realizados 10 transectos tipo Lineas Gentry (1982), lo largo de la subcuenca.

RESULTADOS

Se obtuvo el mapa de uso y cobertura del suelo de la subcuenca del río Cuapatitzio, escala 1:50,000 en el cual se determinaron 11 categorías, cubriendo un total de 422 km² (Figura 2). En un rango de mayor a menor extensión: se tiene que el bosque tropical caducifolio perturbado ocupa la mayor extensión, cubriendo aproximadamente 130 km² (31%) con respecto al total del área. Seguida por las huertas de aguacate con 67 km² (16%) y el bosque tropical caducifolio conservado con 55 km² (13%) (Cuadro 1).

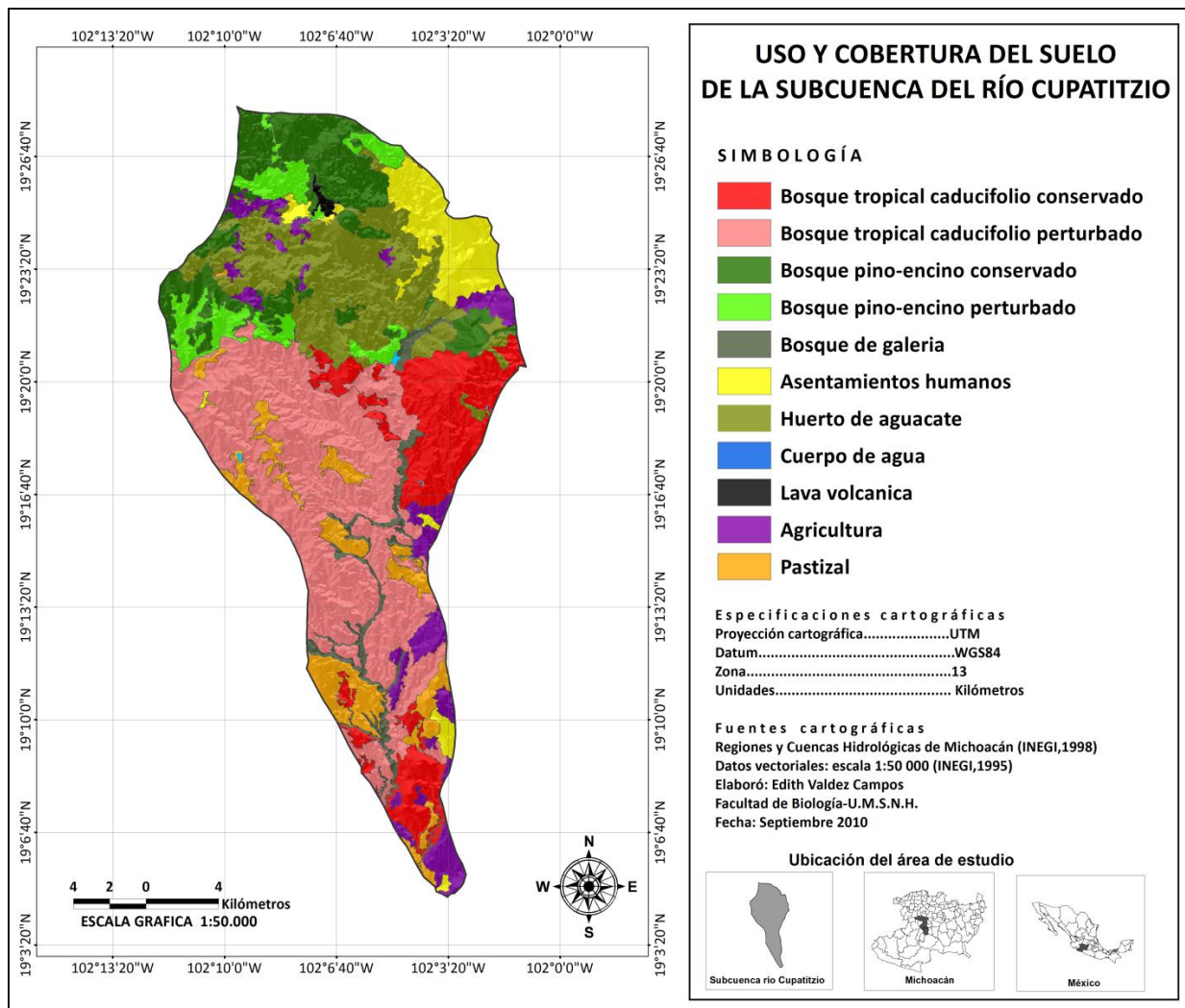
Cuadro 1. Superficie ocupada por los diferentes usos y coberturas del suelo

USO Y COBERTURA	SUPERFICIE (km ²)	SUPERFICIE (%)
BOSQUE TROPICAL CADUCIFOLIO CONSERVADO	56	13
BOSQUE TROPICAL CADUCIFOLIO PERTURBADO	131	31
BOSQUE DE PINO-ENCINO CONSERVADO	47	11
BOSQUE DE PINO-ENCINO PERTURBADO	22	5
BOSQUE DE GALERÍA	12	3
ASENTAMIENTOS HUMANOS	29	7
HUERTOS DE AGUACATE	67	16
CUERPO DE AGUA	0.1	0.3
LAVA VOLCÁNICA	1	0.7
AGRICULTURA	27	6
PASTIZAL	30	7
TOTAL GENERAL	422	100

Analizada esta información tenemos que más del 72% del área presenta algún grado de perturbación y aproximadamente, sólo el 28% se ha mantenido en estado conservado. Se reconoce que en la subcuenca del río Cupatitzio los principales factores de perturbación es el cambio de uso de suelo, los incendios forestales y tala clandestina. Lo cual es consecuencia de los diferentes factores antropogénicos, ya que los sitios con perturbación son los que se encuentran cercanos a los asentamientos humanos (Figura 3).

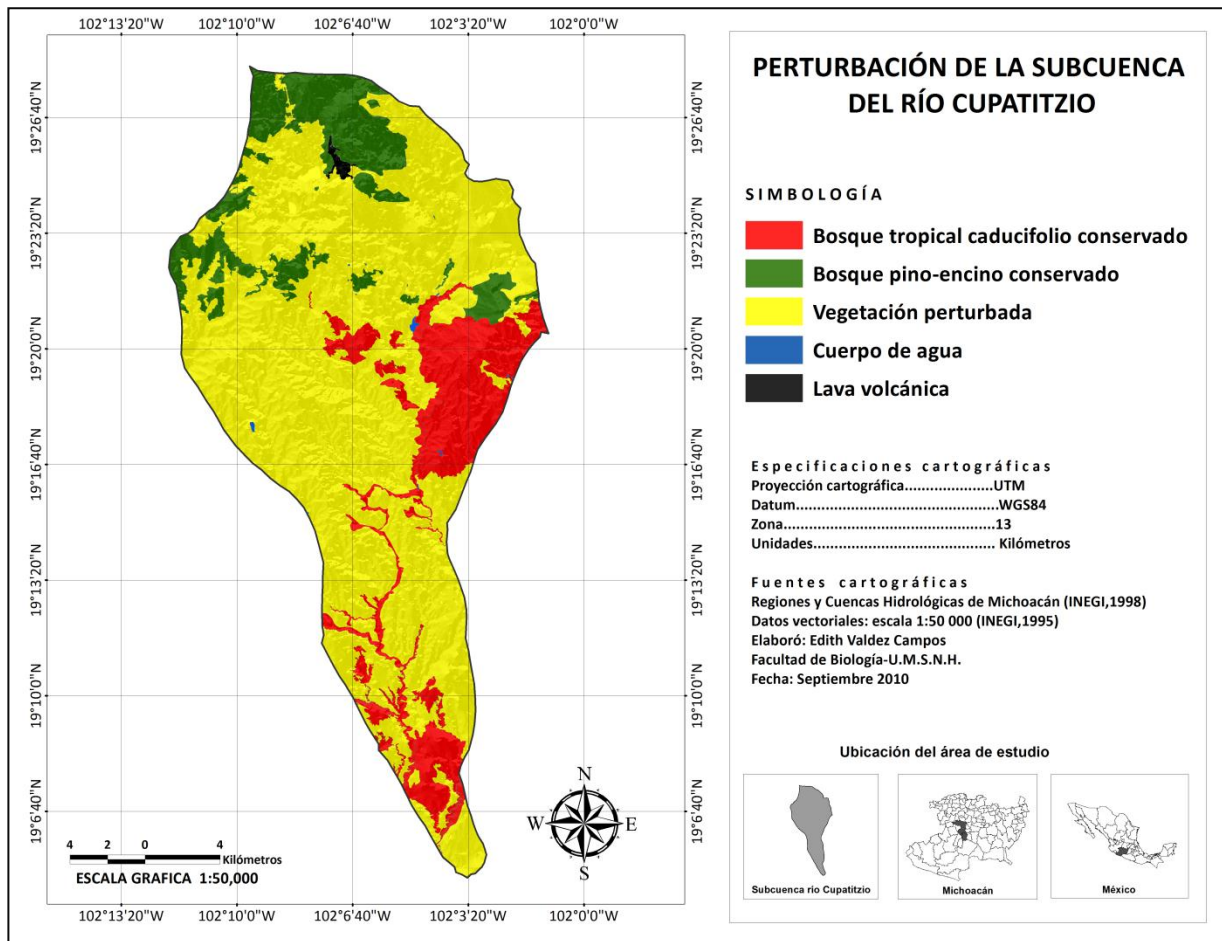
El impacto más fuerte que ha sufrido la subcuenca es el reemplazo del bosque tropical caducifolio por pastizales (30 km²) con fines pecuarios (*e.g.* ganadería), así como por la apertura de áreas de agricultura (27 km²) para el cultivo de mango (*Mangifera indica* L.) y maíz (*Zea mays* L.) principalmente. Por otro lado, grandes extensiones de bosque de pino-encino han sido eliminadas y sustituidas por huertos de aguacate (*Persea americana* Mill.) (67 km²) principalmente. Además existen plantaciones de otras especies de importancia económica como la nuez de macadamia (*Macadamia integrifolia* Maiden & Betche) y café (*Coffea arabica* L.) que en los últimos años se ha incrementado su producción. Con lo que respecta al bosque de galería, esta comunidad ha sido la menos afectada por factores de cambio de uso de suelo. Sin embargo aun que no es evidente este fenómeno dentro de las áreas con bosque de galería; indirectamente son perturbadas por su efecto secundario, ya que, al no existir una cubierta vegetal bien establecida, el escurrimiento de agua pluvial incrementa y por ende su

volumen y velocidad, ocasionando que los individuos más cercanos al cuerpo de agua se desprendan con facilidad del sustrato, dando origen a una comunidad con menor número de individuos poniendo en riesgo su riqueza y diversidad.



Fuente: INEGI 1995.

Figura 2. Uso y cobertura del suelo de la subcuenca del río Cupatitzio.



Fuente: INEGI (1995)

Figura 3. Áreas perturbadas y conservadas de la subcuenca del río Cupatitzio.

DISCUSIÓN

En la subcuenca la transformación de la vegetación original como lo es el bosque tropical caducifolio, bosque de pino encino y bosque de galería, puede considerarse como alta, ya que aproximadamente el 72% del área presenta algún grado de perturbación y sólo el 28% se ha mantenido en un estado conservado. Siendo el cambio de uso de suelo, los incendios forestales y la tala clandestina los principales factores de disturbio que han reducido la cobertura vegetal original. Lo anterior coincide con lo reportado por CONANP (2006) y Medina-Nava (2011), que destacan que el cambio de uso de suelo y los incendios forestales, son los principales factores que ha impactado de forma negativa a las comunidades vegetales. No obstante otros estudios realizados a nivel nacional (Bryant *et al.*, 1997; Groombridge y Jenkins, 2002; FAO, 2003) inciden con lo obtenido en este estudio; destacando que una de las presiones más importantes para los bosques en México y el mundo es la conversión de las tierras forestales a otros usos del suelo. Como resultado de la expansión de las zonas principalmente agrícolas, ganaderas y urbanas.

A pesar de que el principal factor de disturbio es el cambio de uso del suelo, las causas, la intensidad y la magnitud difiere en función al tipo de vegetación y al factor socioeconómico (Lambin, 1997). En la zona sur donde las principales comunidades vegetales son el bosque tropical caducifolio y bosque de galería, las causas substanciales de cambio del uso de suelo se deben en primera instancia a las plantaciones con especies de importancia económica características de zonas tropicales, principalmente mango (*Mangifera indica* L.), maíz (*Zea mays* L.), nanche (*Byrsonima crassifolia* L.) guayaba (*Psidium guajava* L.) y limón (*Citrus limonum* L. Burm); con una producción alta, ya que tienen cosechas de algunas especies hasta dos veces por año, siendo ésta la principal fuente económica de los municipios establecidos dentro de la subcuenca (INEGI, 2010). Otra de las causas es la ganadería extensiva, donde los propietarios emplean la técnica de roza-tumba-quema con diferentes intensidades (tamaño de la parcela y la frecuencia con la que repite ésta técnica agrícola) para la producción de pastos para el ganado. Por otro lado las fuentes de trabajo son escasas, lo que a orilla a los habitantes hacer uso de sus tierras de manera continua y permanente o bien en su caso extender sus áreas de cultivo. Sin duda alguna, esta situación ha originado que la cobertura vegetal se encuentre

formada en su mayoría por bosques secundarios y que los reducidos mosaicos de vegetación natural, estén sometidos a un estado de presión constante ocasionando su destrucción y posible extinción (Bustamante y Grez, 1995; Medina-Orozco, 2011). Estudios han demostrado que la contracción de las áreas de bosque natural y su fragmentación puede originar una drástica reducción de los tamaños poblacionales que forman las comunidades afectando su estabilidad como respuesta por la modificación de la estructura y diversidad (Templeton *et al.*, 1990; Young *et al.*, 1996; Groombridge y Jenkins, 2002).

Por otro lado en la zona norte, donde el principal tipo de vegetación es el bosque de pino-encino; los ejidatarios consideran una alta vocación agrícola a sus tierras, dándoles un uso intensivo y continuo. La mayoría de las áreas que eran ocupadas por bosque de pino-encino ahora han sido sustituidas por huertos de aguacate (*Persea americana* Mill.) (67 km²), la extensión de estas áreas de cultivos año con año incrementan, siendo el cultivo de tipo convencional el de mayor aplicación (CONANP, 2011). Los propietarios asumen que prefieren ampliar sus huertos de aguacate, siendo éste el recurso que les da una mejor solvencia económica más que el aprovechamiento de recursos naturales que genera en sí, el bosque, situación que puede tener repercusiones importantes a largo plazo (Blum, 1998; Semarnat, 2003). Otro factor de relevancia son los incendios forestales. Se sabe que los incendios forestales cuando ocurren de manera natural constituyen un factor importante para la dinámica los bosques, sobre todo para los bosques templados (Castillo *et al.*, 2003). Debido a ellos, se incrementa la disponibilidad de los nutrientes en el suelo y se inician los procesos de sucesión vegetal que ayudan al mantenimiento de la biodiversidad (Matthews *et al.*, 2000). Desafortunadamente los incendios forestales en la comunidad de bosque de pino-encino en la subcuenca no son de origen natural, sino que en su mayoría son provocados o accidentales, en primera instancia para la habilitación de terrenos cultivables o bien por descuidos en fogatas y quema de basura. Un ejemplo claro se muestra en la cascada la “Tzararacua”, que continuamente presenta incendios debido a las continuas fogatas realizadas por los visitantes

Derivado del análisis del uso y cobertura del suelo, se infiere que existe un deterioro de la vegetación natural. La mayor fragmentación se halla en bosque tropical caducifolio y bosque de pino-encino. La dimensión del área perturbada varía en causas e intensidad del disturbio, lo que da origen a diferentes mosaicos de vegetación que difieren en extensión y grado de perturbación. Estos mosaicos a su vez están influenciados por el tiempo de abandono; una vez usado el terreno por un largo periodo, son abandonados por su reducida fertilidad (cosechas reducidas) haciendo uso de otro terreno. Sumadas estas circunstancias dan origen a mosaicos de vegetación que difieren en tamaño, grado de perturbación y edad de abandono

LITERATURA CITADA

- Bocco, G., M. Mendoza y O. R. Maser. 2001. La dinámica del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM.44: 18-38.
- Bryant, D., D. Nielsen y L. Tangle. 1997. Last Frontier Forests: Ecosystems and Economies on the Edge. Research Report. World Resources Institute. Washington, DC
- Blum, W.H. 1998. Basic concepts: degradation resilience and rehabilitation. En R. Lal et al., (eds.). Methods for Assessments of soli degradation, advances in soil science. CRC Press. Boca Raton, Florida, USA. 1-16 pp.
- Bustamante, R. y A. A. Grez. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. Ambiente y Desarrollo XI: 58-63.
- Castillo, M., P. Pedernera y E. Peña. 2003. Incendios forestales y medio ambiente: una síntesis global. Revista Ambiente y Desarrollo de CIPMA. XIX 3-14 pp.
- Cabrera, A. y J.C. González. 2003. Suelo. En Atlas Geográfico del estado de Michoacán, Correa Pérez G. EDDISA 2ª. Ed. Secretaría de Educación del Estado de Michoacán, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia..51-54 pp.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2006 Programa de Conservación y Manejo del Parque Nacional Barranca del Cupatitzio Uruapan Michoacán, México. 174pp.

- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2011. Saneamiento restauración y conservación de la subcuenca del río Cupatitzio. Producto 8: Proyecto ejecutivo con las estrategias para la restauración de la cubierta vegetal propia de la región, utilizando alternativas para abatir costos de mantenimiento Fondo Mixto CONACYT-Gobierno del Estado de Michoacán. 494 pp.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad).1998. La diversidad biológica de México: Estudio de País, 1998. México.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2010. Cobertura del suelo de México, 2005, a 250.
- Dunn, C., D. Shape, G. Gutenspergen, F. Stearns and Z. Yang. 1991. Methods for analyzing temporal changes in landscape patterns, in Turner, M. G. and R. Gardner (eds.), Quantitative Methods in Landscape Ecology, Ecological Studies 82, Springer, New York, pp. 173-198.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2003. Situación de los Bosques del Mundo. Parte I Situación y Acontecimientos Recientes en el Sector Forestal.
- Fernández, R., A. Martin, F. Ortega and E. Ales. 1992. "Recent changes in landscape structure and function in Mediterranean region of SW Spain (1950-1984)" *Landscape Ecology*, vol. 7, no. 1, pp. 3-18.
- Forman, R. T. T. 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions, Cambridge University Press, London.
- Groombridge, B. y M. D. Jenkins. 2002. World Atlas of Biodiversity. UNEP World Conservation Monitoring Centre. University of California Press. USA.
- Hobbs, R. 1997. "Future landscapes and the future of landscape ecology". *Landscape and Urban Planning*, no. 37, pp. 1-9.
- INEGI, 1985. Síntesis Geográfica del Estado de Michoacán. Anexo Cartográfico. Secretaría de Programación y Presupuesto, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México, D. F.
- INEGI. 1998. Regiones y Cuencas Hidrológicas de Michoacán de Ocampo. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México D.F.

- INEGI. 2010. Principales resultados por localidad (ITER), Censo de Población y Vivienda. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México D.F.
- Lambin, E. F. 1997. "Modelling and monitoring land-cover change process in tropical regions", *Progress in Physical Geography*, Vol. 21. 3: 375-393 pp.
- Matthews, E., R. Payne, M. Rohweder y S. Murray. 2000. *Pilot Analysis of Global Ecosystems*. Forest Ecosystems. WRI. Washington, D. C
- Medina-Nava, M. 2011. Procesos ambientales y biológicos estructurantes de la comunidad de peces en la cuenca Tepalcatepec- Infiernillo. Tesis doctoral. Fac Biología-UMSNH. Morelia Michoacán. 108pp.
- Medina-Orozco, L; M Bravo-Espinosa; M. E. Mendoza; T. Carlón-Allende; R. Paez-Bistrain y T. Sáenz-Reyes. 2011. Degradación y restauración de suelos y cobertura vegetal en la subcuenca del Río Cupatitzio. Integrado al proyecto Saneamiento restauración y conservación de la subcuenca del río Cupatitzio.
- PNUMA GEO América Latina y el Caribe. *Perspectivas del Medio Ambiente* 2003. Oficina regional para América Latina y el Caribe. México. 2003.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México, D.F. 432 pp.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2003 *Anuario Estadístico de Producción Forestal 2002*. México.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) 2003. *Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales 2002*. México
- Templeton, A. R., K. Shaw, E. Routman y S. Davis. 1990. The genetic consequences of habitat fragmentation. *Annals of the Missouri Botanical Garden*. 77: 13-27 pp.
- Young, A., T. Boyle y T. Brown. 1996. The population genetics of hábitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology and Evolution*. 11: 413-418 pp.
- Zonneveld, I. S. (1995). *Land Ecology*. SPB Academic Publishing, Amsterdam.

CAPÍTULO II. COMPOSICIÓN, ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD DE LAS COMUNIDADES VEGETALES CON DIFERENTES ESTADIOS SUCESIONALES DEL CUPATITZIO

RESUMEN

La subcuenca del río Cupatitzio se encuentran entre los ecosistemas que han sufrido un mayor grado de perturbación, poniendo en riesgo su diversidad y riqueza. Su conservación demanda el estudio del proceso de la sucesión ecológica, donde a través de su conocimiento, permite diseñar mejores estrategias de conservación dependiendo del estadio sucesional en el que se encuentre. La caracterización de las comunidades tanto estructurales como de composición es un aspecto importante para conocer su dinámica y el reclutamiento de especies asociadas que caracterizan a cada etapa sucesional. Por la importancia de conocer la dinámica sucesional, el presente estudio tiene como objetivo determinar y caracterizar las comunidades vegetales con diferente grado de perturbación de la subcuenca del río Cupatitzio, a través de su composición y estructura. Con apoyo de un mapa realizado de uso y cobertura del suelo de forma sistemática se determinaron 21 sitios de muestreo, abarcando comunidades con diferentes grados de perturbación donde se caracterizó la comunidad de plantas arbóreas y arbustivas mediante Líneas de Gentry (1982), a la par también se realizaron colectas botánicas para la identificación de los especímenes. Se encontraron cuatro tipos de vegetación, bosque tropical caducifolio, bosque de pino-encino, bosque de galería y bosque cultivado. Tres estadios sucesionales pertenecen al bosque tropical caducifolio: a) pastizales, que comprende áreas con evidencia reciente de uso agrícola, ganadera o urbana, con dominancia de especies como *Guazuma ulmifolia* Lam, *Acacia pennatula* Benth, *Lysiloma acapulcensis* (Kunth) Benth y *Buesera fagaroides* H.B.K; b) pastizales abandonado, ocupadas por matorrales con especies como *Acacia farnesiana* (L.) Willd, *Cordia elaeagnoides* A. DC, *Acacia cochliacantha* Humb & Bonpl y *Heliocarpus pallidus* Rose; c) bosque maduro, compuesto por vegetación remanente ubicada en pequeñas cañadas y bordes de río, predominan especies como *Bursera fagaroides* H.B.K, *Leucaena esculenta* (DC.) Benth, *Pseudobombax ellipticum* (HBK.) Dugand y *Cedrela odorata* L. La transformación del ecosistema determina la dinámica sucesional, formando mosaicos de vegetación que caracterizan a cada etapa sucesional, estos mosaicos están compuestos por especies asociadas en respuesta a factores físicos, bióticos y antrópicos.

ABSTRACT

The Cupatitzio's river subcuenca, is find between the ecosystem that have suffered a higher degree of disturbance, risking their diversity and richness. Its conservation demands the study, the process of ecological succession, where their knowledge through, can design better strategies of conservation, succession depending on the stage in which it is located. The characterization of communities of structural and composition is an important aspect to know dynamic's and recruitment of associated species that characterize each successional stage. By the importance of understanding the dynamic successional, the present study has as objective identification and characterization of plant communities with different degrees of disturbance of the Cupatitzio's river subcuenca, through its composition and structure, with support from a map made for use and land cover of systematically identified 21 sampling sites, covering communities with different degrees of disturbance which characterized the community of plant trees and shrubs by Gentry lines (1982),botanical collections were made for the identification of the specimens. We found types of vegetation, pine-oak forest, gallery forest, cultivated forest: Three successional stage belong to the tropical deciduous forest: a) grassland, comprising areas with recent evidence of agricultural use, with dominance of species as *Guazuma ulmifolia* Lam, *Acacia pennatula* Benth, *Lysiloma acapulcensis* (Kunth) Benth and *Buesera fagaroides* H.B.K; b) abandoned grassland: occupied by scrub species as *Acacia farnesiana* (L.) Willd, *Cordia elaeagnoides* A. DC, *Acacia cochliacantha* Humb & Bonpl and *Heliocarpus pallidus* Rose; c) mature forest, composed of remnant vegetation located in small streams and river edges, predominate species such as: *Bursera fagaroides* H.B.K, *Leucaena esculenta* (DC.) Benth, *Pseudobombax ellipticum* (HBK.) Dugand and *Cedrela odorata* L. The transformation of the ecosystem determines the successional dynamic, forming vegetation mosaics that characterize each successional stage, theses mosaics are composed of associated species in response to physics, biotic and anthropogenic factors.

INTRODUCCIÓN

Los factores ambientales y socioeconómicos han generado que los bosques secundarios sean los predominantes en la actualidad (Sanchez-Azofeifa *et al.*, 2005; Quesada *et al.*, 2009). Estos se forman gracias a un proceso sucesional donde la estructura y composición de una comunidad de plantas cambia a través del tiempo. El proceso sucesional no siempre ocurre de la misma manera, debemos considerar que la sucesión no es una secuencia simple, unidireccional y lineal (Quesada *et al.*, 2009). El proceso sucesional va cambiar considerablemente dependiendo del tipo y la gravedad de la perturbación así como de la proximidad de la fuente de propágulos, además de la topografía y clima local, que en conjunto determinarán la velocidad y dirección con la que el bosque se recupera (Aide *et al.*, 1995; Finegan, 1996; Ferreira & Prance, 1999; Leiva *et al.*, 2009; Yepes *et al.*, 2010).

Godron *et al.* (1981) propusieron un esquema teórico y general de la sucesión vegetal de campos abandonados. Donde demostraron que conforme la sucesión avanza hay un aumento en el porcentaje de cobertura de plantas seguido por un cambio gradual en la composición de especies desde herbáceas hacia plantas leñosas. Así mismo el número de especies incrementa y, a menudo la diversidad de especies vegetales (Odum, 1992; Begon *et al.*, 1995; Margalef, 1997). Dado que el proceso sucesional se desconoce en regiones correspondientes a la depresión del Balsas y por la importancia de su alta diversidad de especies vegetales (CONANP, 2006), conocer la trayectoria sucesional y los cambios generados por este fenómeno es importante para planificar su uso, manejo y conservación.

La subcuenca del río Cupatitzio, históricamente era considerada como uno de los ecosistemas mejor conservados, se atribuye que su conservación era debido a que la población humana se encontraba aisladas en pequeños asentamientos, por lo tanto, era menor el efecto de perturbación que presentaba (SEMARNAT, 2011). Sin embargo, en la actualidad la subcuenca del Cupatitzio es considerada uno de los ecosistemas más amenazados, ya que alrededor del cincuenta por ciento de sus bosques naturales han sido fragmentados (Medina-Orozco *et al.*, 2011). Los principales factores de perturbación que han intervenido son los considerados de origen antrópogenico como incendios forestales, tala clandestina y sobre todo la introducción de plantaciones de aguacate (*Persea americana* Mill.), que han ido sustituyendo a las especies

nativas por especies exóticas (Ontiveros-Alvarado *et al.*, 2000 y Bocco *et al.*, 2001). Sin duda la suma de estos factores han provocado que la subcuenca presente un paisaje formado por parches de vegetación secundaria que difieren en estructura y composición, en comparación a la vegetación original antes establecida.(CONANP, 2006).

La reducción y fragmentación del bosque en la subcuenca, no sólo tienen efectos notorios como la modificación del paisaje y eliminación local de algunas especies, sino que también ha ocasionado que la vegetación presente diferentes estadios sucesionales constituidos por mosaicos de vegetación secundaria. A pesar de que diversos estudios han realizado la comparación de los cambios que sufre la composición, estructura y diversidad de la vegetación conforme la sucesión avanza (Ewel, 1980; Brown & Lugo, 1990; Begon *et al.*, 1995; Jaimes y Sarmiento, 2002) no se han realizado estudios de este tipo, en particular para sitios como la subcuenca del Cupatitzio, que además de la degradación que presenta, también muestra un gradiente altitudinal que consecuentemente modifica aun mas sus características.

Lo anterior origina la importancia de evaluar las comunidades vegetales de la subcuenca, ya que un paisaje fragmentado como la subcuenca, donde parches de diferentes comunidades con vegetación madura, alternan con pastizales ganaderos, sitios abandonados y áreas cultivadas, provee un sistema apropiado para el estudio de la sucesión vegetal (CONANP, 2011). Además estimar las variaciones existentes de la vegetación en las diferentes etapas de la sucesión. Los criterios que se usen para tomar una u otra medida deben fundamentarse, en primera instancia, en el estudio científico de los factores que determinan la distribución y la abundancia de los organismos, donde conocer la estructura, composición y riqueza, forman parte de los factores de importancia para la toma de decisiones más acertadas. Aunado a ello, también es de gran relevancia conocer como el tiempo ha favorecido o bien afectado a las comunidades vegetales. Tal información es fundamental para la planeación de actividades de reforestación y de conservación para la subcuenca.

Teniendo como predicción que las comunidades vegetales no se encuentran formadas por unidades ambientales homogéneas y se caracterizan por tener sitios perturbados, sitios conservados y gradientes intermedios de perturbación; se espera que las características de las comunidades estén determinadas por el grado de perturbación, por lo que la composición, riqueza y diversidad de las comunidades será mayor en los sitios con menor grado de perturbación con respecto a los de mayor perturbación (Ewel, 1980; Pickett & White, 1985; Ferreira & Prance, 1999; Yepes *et al.*, 2010). También se espera que los sitios de bosque maduro presenten la mayor diversidad y riqueza con respecto a los sitios de estadio temprano la cual va estar dada por un proceso de sustitución de especies y no por un proceso de adición de especies (Begon *et al.*, 1995).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La subcuenca del río Cupatitzio, pertenece a la región hidrológica del Río Balsas; dentro de la cuenca Tepalcatepec-Infiernillo INEGI (1998). Se localiza en la parte centro occidental del estado de Michoacán, comprendida entre los municipios de Uruapan y Nueva Italia (19°27'28.36" N y 102° 6'43.17" W). Presenta una gradiente altitudinal que va de 2000 m.s.n.m., en la zona norte y 400 m.s.n.m. en la zona sur, con una extensión de 422 km² (Figura 1). Fisiográficamente, se ubicada en dos regiones: 1) Al norte se encuentra en el sector central del Cinturón Volcánico, mientras que hacia el sur, se localiza en los límites con la provincia fisiográfica de la Depresión del Río Balsas (Medina-Nava, 2011). Los suelos, en la parte norte corresponden a litosoles, andosoles y luvisoles y hacia el sur corresponden a vertisoles, litosol y regosol (Cabrera y Gonzales, 2003). El gradiente altitudinal da origen a dos tipos de climas: por encima de 1300 m.s.n.m., el clima es de tipo A (C) w, templado semicálido húmedo con abundantes lluvias en verano que alcanza los 1622 mm de precipitación al año, con temperatura media anual de 19°C. En altitudes de 400 a 1000 m.s.n.m. el clima es de tipo Aw; cálido subhúmedo con lluvias en verano que alcanza los 258 mm; la temperatura media anual oscila entre 20 y 23°C (CONANP, 2006). Existen diferentes tipos de comunidades vegetales. Hacia la zona norte se desarrolla el bosque de pino-encino, bosque de *Quercus* y bosque

mesófilo de montaña. En la zona sur, la vegetación natural predominante es el bosque tropical caducifolio, que alterna con matorrales y pastizales Rzedowski (1978).

Selección de sitios de muestreo

De acuerdo con un estudio paralelo realizado sobre saneamiento, restauración y conservación de la subcuenca del río Cupatitzio (CONANP, 2011) se distinguieron a lo largo del cauce del río siete áreas de muestreo. Posteriormente con el fin de establecer la cronosecuencia se seleccionaron diferentes mosaicos de vegetación que difieren en composición y grado de perturbación; hacia el sur en la parte baja de la zona de estudio se seleccionaron tres sitios de: a) pastizal, b) bosque tropical caducifolio perturbado (pastizales abandonados de aproximadamente 10-15 años) y c) bosque tropical caducifolio conservado, que conformaron la cronosecuencia para el bosque tropical caducifolio. Mientras que el bosque de galería que se desarrolla también en esa zona, se considero como una comunidad distinta y sin el establecimiento de una cronosecuencia. Por otro lado hacia la parte norte donde las especies dominantes pertenecen a los géneros *Pinus* y *Quercus* se seleccionaron tres sitios de: a) bosque de pino-encino perturbado y b) bosque de pino-encino conservado que conformaron la cronosecuencia para el bosque de pino-encino. Además se agregaron c) sitios con vegetación exótica que se encuentran localizadas dentro del “Parque Nacional Barranca del Cuapatzio”. Estos últimos sitios no se incluyo en la cronosecuencia, de bosque de pino-encino y al igual que el bosque de galería se considero como una comunidad diferente.

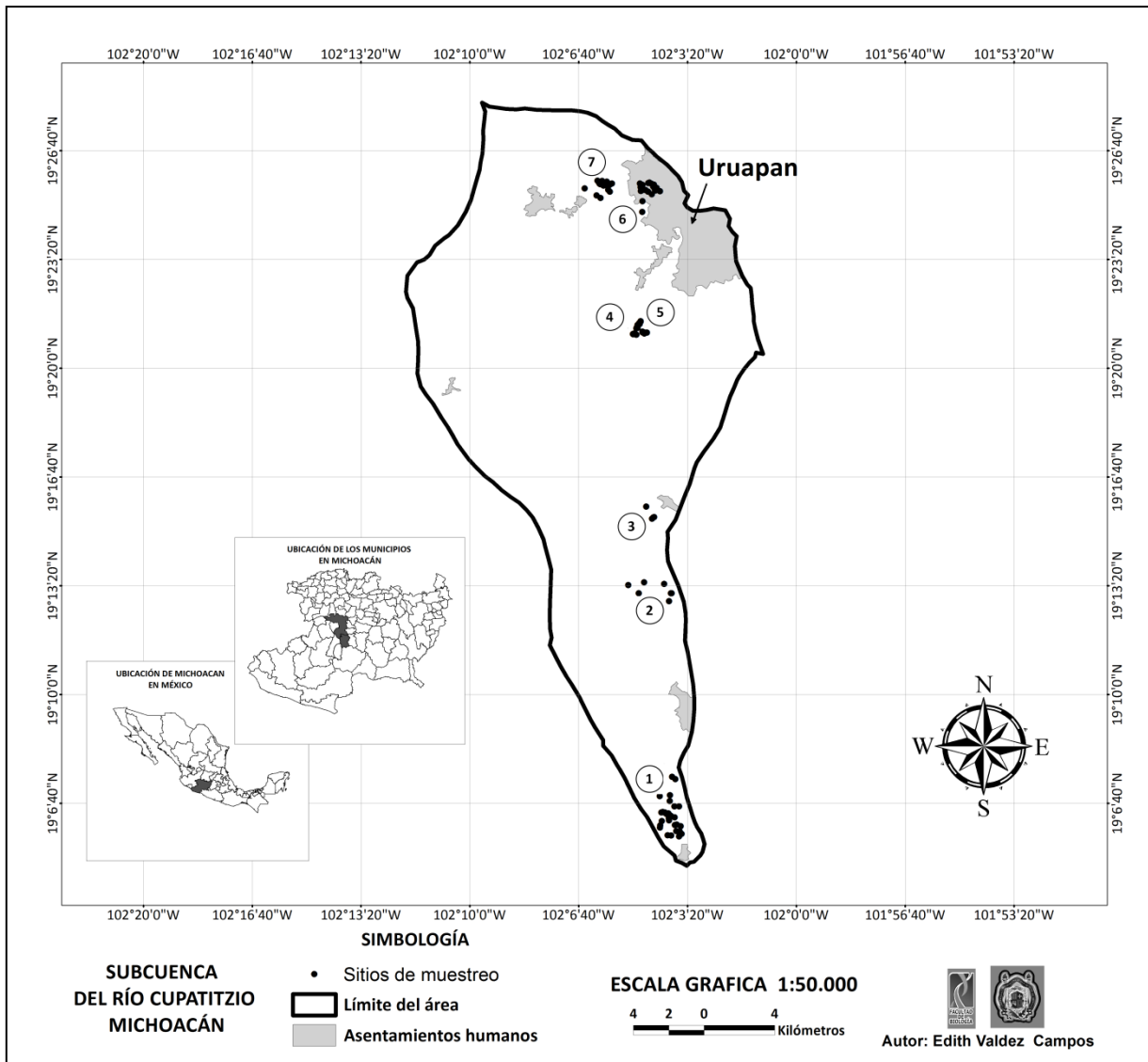


Figura 1. Sitios de muestreo. Subcuenca del río Cupatitzio, Michoacán, México.

Muestreo de vegetación

Con el objetivo de realizar un muestreo comparativo entre comunidades y los diferentes estadios de sucesión, se siguió el protocolo de muestreo de Gentry (1982), que consiste en 10 transectos de 2 x 50 m (0.1 ha), los cuales se separaron entre sí por aproximadamente 20m realizándose 30 transectos por componente vegetal y un total de 210 transectos a lo largo de la subcuenca (Figura 1). En cada uno de los transectos, se registraron todas las especies leñosas mayores de 3 cm de DAP (diámetro a la altura del pecho). Registrándose la identidad, dap, altura y radio de copa. Adicionalmente, se realizó la colecta

de una muestra botánica que fue secada, para su conservación y posterior identificación a nivel familia, género y especie. La clasificación taxonómica se determinó visual y comparativamente en el herbario de la Facultad de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, empleando guías taxonómicas de Rzedowski y Calderón (2001) y Pennington y Sarukhán (2005), Para una comparación con los trabajos hechos en bosque tropical caducifolio se realizó una ponderación, donde Fabaceae, Mimosaceae y Caesalpiniaceae se consideraron como una sola familia (Leguminosae) tal como se hace en algunos sistemas de clasificación (Lott *et al.*, 1987; Trejo, 1998). Por otro lado para identificar los diferentes tipos de vegetación de la subcuenca del Cupatitzio, se tomó en cuenta los componentes taxonómicos que caracterizan a cada tipo utilizando la clasificación establecida por Rzedowski (1978).

Análisis de datos

Riqueza y diversidad

La riqueza, tomada como el número total de especies por sitio de muestreo, fue determinada por tipo de vegetación y comparada entre estadios sucesionales. Además se calculó la curva de acumulación de especies, en las que se representa el número de especies acumuladas en el inventario frente al esfuerzo de muestreo empleado (Lamas *et al.*, 1991; Soberón & Llorente, 1993; Colwell & Coddington, 1994), por otro lado para determinar el número esperado de especies por esfuerzo de muestreo se calculó la rarefacción (Sanders, 1968; Hulbert, 1971).

Para determinar diversidad alfa, se calculó el Índice de diversidad de Simpson (D_s), que manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie (Simpson, 1949):

$$D_s = \frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i-1)}{N(N-1)}$$

Donde N es el número total de individuos, n_i es el número de individuos de una especie i y S es el número de especies. El índice de Shannon-Wiener (H'), que expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra, asumiendo que los

individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra, este índice adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie y el logaritmo de S , cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988). Donde p_i es la proporción del número de individuos de la especie i respecto al total (n_i/N_t). Una vez obtenidos estos valores con la ayuda de la prueba de t de Hutcheson, se comparó la diversidad entre los estadios por comunidad.

$$H' = \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Además se utilizó el índice de Sørensen para evaluar diversidad beta, que nos ayudo a conocer la equitatividad de los sitios, es decir, relaciona el número de especies en común con la media aritmética de las especies en ambos sitios (Magurran, 1988). Donde a es el número de especies presentes en el sitio A; b es el número de especies presentes en el sitio B; y c el número de especies presentes en ambos sitios A y B. Dichos análisis se realizaron bajo la utilización del programa EstimateS 8.20 (Cowell, 2006).

$$I_s = \frac{2c}{a+b}$$

Índice de valor de importancia ecológica

Para evaluar el Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies, se determinaron los parámetros estructurales básicos de las comunidades vegetales que está compuesto por la suma de los valores relativos de la densidad, frecuencia y dominancia. La densidad, representa el número de individuos entre el área muestreada; frecuencia, como el número de veces en la que aparece la especie entre el área muestreada; dominancia, estimada a través del total del área basal de una especie entre el área muestreada. Su máximo indica la importancia estructural de una especie en particular respecto a la comunidad florística muestreada y se calcula con la siguiente fórmula (Mueller- Dombois y ElleMBERG 1974; Cox, 1980):

$$\text{IVI} = \text{Densidad relativa} + \text{Frecuencia relativa} + \text{Dominancia relativa}$$

RESULTADOS

Composición florística

Se registraron para todos los sitios un total de 36 familias, con 102 géneros y 162 especies arbóreas y arbustivas correspondientes al área de estudio. Las familias con mayor aporte de especies fueron Leguminosae (34 especies), Moraceae (11), Fagaceae (10), Burseraceae, Pinaceae y Anacardiaceae (6 c/u), Asteraceae, Solanaceae, Meliaceae y Rosaceae (5 c/u), Apocynaceae y Bombacaceae (4 c/u), Verbenaceae, Boraginaceae, Ulmaceae, Malvaceae, Oleaceae, Amaranthaceae y Betulaceae (3 c/u), Caricaceae y Chrysobalanaceae (2 c/u). El resto fue compartido entre 15 familias cada una con una sola especie (Anexo 1). Los géneros con mayor número de especies son: *Quercus* 10 especies, *Pinus* con 6 especies y *Acacia* con 5 especies.

La ubicación geográfica determina que la subcuenca presente un patrón especial de distribución y asociación de las comunidades vegetales. Se reconocen cuatro tipos de vegetación para la subcuenca del río Cupatitzio: bosque tropical caducifolio, bosque de pino-encino, bosque de galería y bosque cultivado. Correlacionando la vegetación con los principales tipos de climas, se definen dos zonas ecológicas: zona subtropical subhúmeda y zona templada subhúmeda (Toledo y Ordóñez, 1998). En la zona subtropical subhúmeda se desarrollan dos tipos de vegetación: bosque tropical caducifolio y bosque de galería. El bosque tropical caducifolio presenta una amplia distribución dentro esta zona, donde fragmentos de bosque maduro alterna con bosque sucesional, pastizales y plantaciones de especies de importancia económica. El bosque de galería se encontró únicamente a la orilla de los cuerpos de agua que transcurre a lo largo del cauce del río, las especies dominantes por presentar un mayor número de individuos son *Alnus acuminata* H.B.K., *Inga vera* Willd y *Pseudobombax ellipticum* (HBK.) Dugand. En esta zona las familias que destacan por tener el mayor número de especies son Leguminosae, seguida de Anacardiaceae, Burseraceae, Moraceae y Asteraceae (Figura 2a).

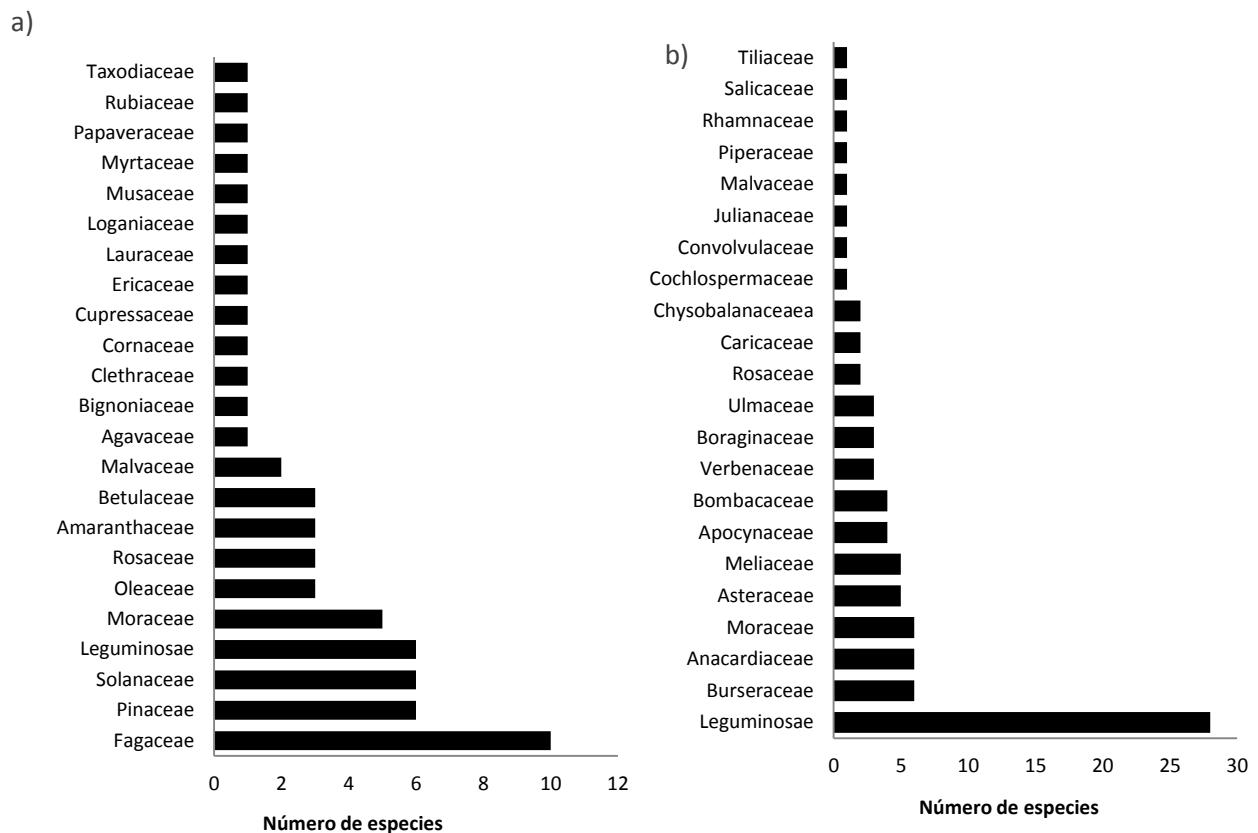


Figura 2. Número de especies por familia, por zonas ecológicas. a) zona subtropical subhúmeda y b) zona templada subhúmeda.

Estadios de sucesión vegetal

En base a las características de composición estructura y grado de perturbación. Se conformó una secuencia de tres estadios de sucesión vegetal para la zona subtropical subhúmeda que pertenecen a la comunidad de bosque tropical caducifolio; a) *pastizales*, comprende áreas con evidencia reciente de uso agrícola, ganadera o urbana; b) *pastizales abandonados*, son sitios que fueron abandonados desde hace 10-15 años aproximadamente. Por información obtenida a través de entrevistas, actualmente los terrenos no tienen algún manejo y c) *bosque maduro*, compuesto por vegetación remanente ubicada en pequeñas cañadas y bordes de río. Mientras que en vegetación templada; se encontraron dos estadios de sucesión a) *pastizales* y b) *bosque maduro*, que pertenecen a la comunidad de bosque de pino-

encino. Cabe recalcar que además de la información antes señalada, fue de gran importancia el desarrollo de una estructura vertical bien definida, que sirvió de referencia para considerar como bosque tardío, aquellos sitios que presentaron tres niveles del dosel (estrato herbáceo, arbustivo y arbóreo), aquellos que presentaron solo un estrato fueron considerados como pastizales (Cuadro 1).

Cuadro 1. Estados serales y características estructurales.

ZONA ECOLÓGICA	SITIOS	Intervalos de altura (m)	Número de individuos arbusto/árbol	Número de estratos
Subtropical subhúmeda	Pastizal	1--2	133/71	1
	Pastizal abandonados	1--8	220/342	2
	Bosque maduro	5--12	133/335	3
Templada subhúmeda	Pastizal	4--15	109/192	2
	Bosque maduro	1--25	434/365	3

En la secuencia sucesional de bosque tropical caducifolio se muestrearon en total 1 234 individuos de los cuales 204 estuvieron en pastizales, 562 en pastizales abandonados y 468 en bosque maduro. La altura promedio aumento al incrementar la sucesión vegetal; en sitios de pastizales fue de 1.25m, 4.5m para pastizales abandonados y 8.5m para el bosque maduro. El número de árboles y arbustos varió en cada sitio, en pastizales solo el 35% corresponden a árboles y el 65% corresponden a arbustos. Sin embargo para sitios de pastizal abandonado como en bosque maduro el número de individuos arbóreos incremento de 562 individuos muestreados en pastizales abandonados 342 (61%) pertenecen a la forma de vida arbórea y 220 (39%) arbustiva. El mismo patrón se observó en bosque maduro 335 (72%) corresponden a árboles y 133 (28%) arbustos.

Por otro lado en la secuencia sucesional de bosque de pino-encino se muestreo un total de 1 100 individuos, de los cuales 301 se encontraron en pastizales y 799 en bosque maduro. La altura promedio fue mayor en bosque maduro con respecto a los pastizales 13m y 9m respectivamente. En el caso de la forma de vida dominante fue la arbórea 192 (64%) para sitios de pastizal. Mientras que en bosque maduro fue la arbustiva con 434 (54%) con respecto

a la arbórea 365 (46%). Este comportamiento de mayor número de árboles en pastizal se explica por la abundante presencia de especies del género *Pinus*, un género que a pesar de los factores de perturbación que presentan los sitios se ha mantenido.

Los sitios de bosque de galería y bosque cultivado no se incluyeron en la cronosecuencia, debido a que estas comunidades no pertenecen alguna de las etapas serales ya que su desarrollo depende más de las condiciones exclusivas de humedad para el bosque de galería, e intervención antrópica provocada o accidental para el bosque cultivado.

Riqueza (S)

La riqueza específica de especies leñosas difirió entre tipos de vegetación y entre etapas serales. El bosque tropical caducifolio fue la comunidad que presentó la mayor riqueza, con un total de 85 especies que equivale al 52% del total de especies que aparecieron en el muestreo. El bosque de galería (53 especies) (32%) fue la segunda comunidad con mayor riqueza, seguida por bosque de pino-encino (51 especies) (31%) y el bosque cultivado (27 especies) (31%) el de menor riqueza. Cabe mencionar que ésta última comunidad 16 (59%) de las especies presentes en estos sitios corresponden a especies exóticas y 11 (41%) corresponden a especies nativas.

La riqueza dada por los estadios de sucesión incrementó conforme la sucesión avanza, para bosque tropical caducifolio la riqueza registrada en sitios de bosque maduro (69), fue consistentemente mayor en comparación a los sitios de pastizal abandonado (51) y sitios de pastizal (19). Por su parte en bosque de pino-encino se observó el mismo patrón; registrándose la mayor riqueza en sitios de bosque maduro (31) en comparación a sitios de pastizal (25) que presentó la menor riqueza. Ahora bien, si se compara la riqueza de los sitios de bosque maduro de ambas comunidades, los sitios de bosque maduro de la comunidad bosque tropical caducifolio, presenta más del doble de especies que en comparación del bosque maduro de la comunidad de bosque de pino-encino (Figura 3).

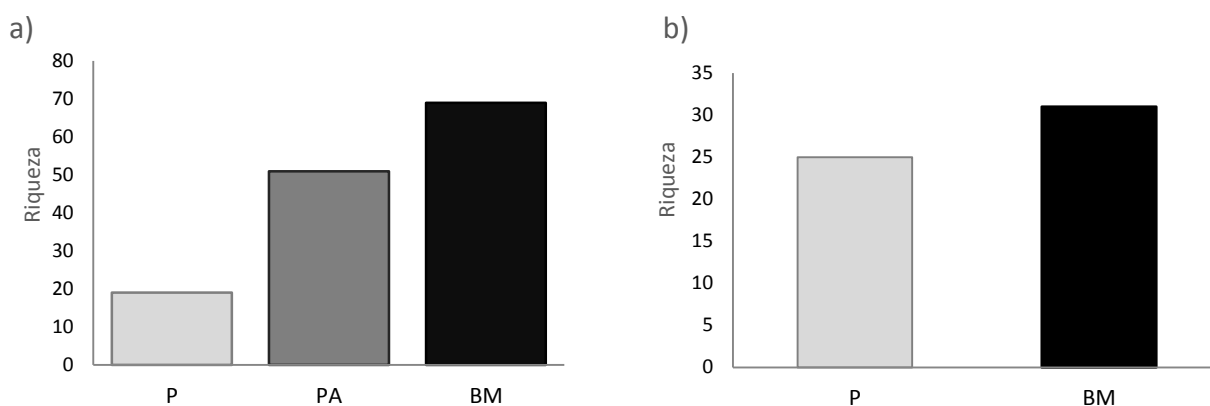


Figura 3. Riqueza de especies (S). a) Bosque tropical caducifolio: P=pastizal; PA=pastizal abandonado; BM=bosque maduro. b) Bosque de pino-encino: P=pastizal; BM=bosque maduro.

Curva de acumulación de especies

El estimador no paramétrico Chao2 en relación a la curva de acumulación para bosque tropical caducifolio muestra que el número de transectos realizados en cada estadio, se registró más del 70% de las especies estimadas por Chao2. Para sitios con pastizal es evidente que ambas curvas son muy próximas, lo que indicar que estamos cerca de tener el inventario completo, puesto que se registró el 94% del total de especies. A diferencia de los sitios con pastizales abandonados y bosque maduro donde se registro el 77% y 80% del total de especies respectivamente (Figura 4).

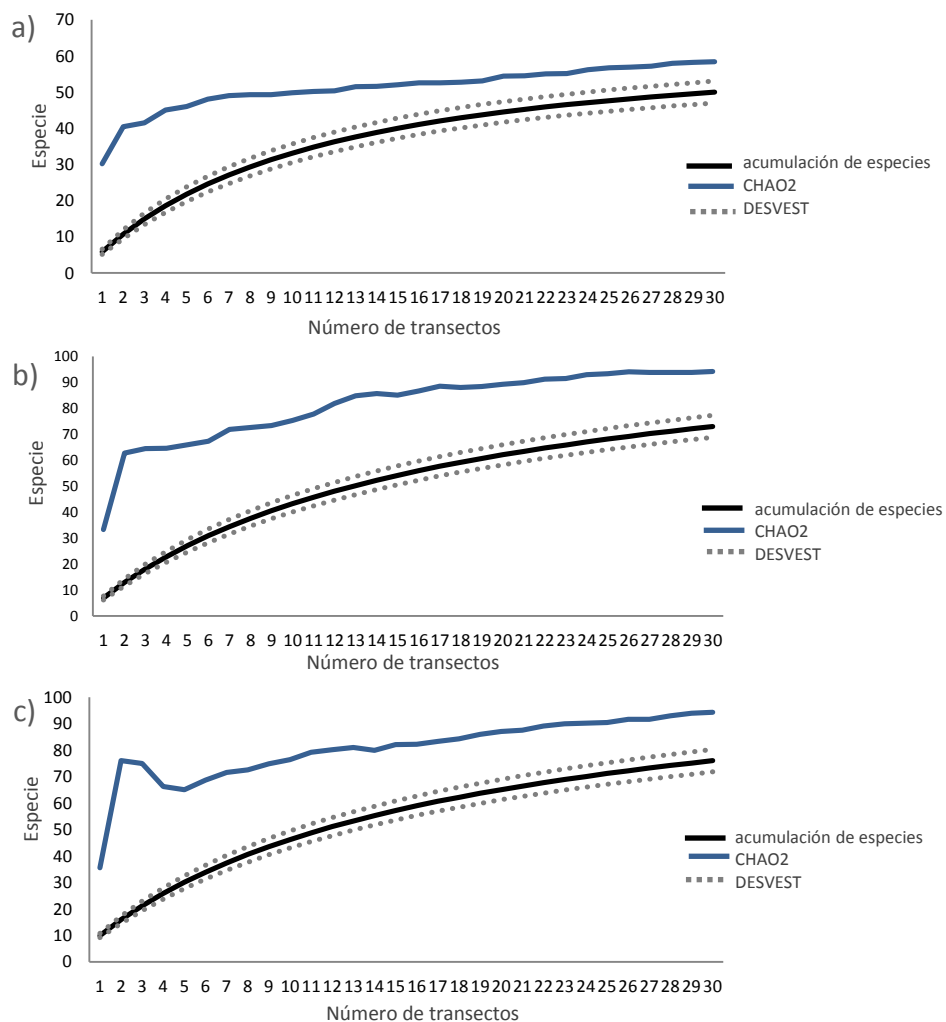


Figura 4. Curvas de acumulación de especies y el estimador no parametrico CHAO2, a lo largo de 30 transectos, en bosque tropical caducifolio. a) pastizales, b) pastizales abandonados y c) bosque maduro. DESVEST (Desviación estandar de del número de esoecies acumuladas).

Mientras que en bosque de pino-encino, se registro el 92% y 96% del total de especies para sitios con pastizal y bosque maduro. Ambas curvas de acumulación con tendencias cercanas a la asíntota (Figura 5).

Es importante mencionar que el tipo de muestro es adecuado. Sin embargo, en sitios de pastizal abandonado y bosque maduro debe de realizarse mayor esfuerzo de muestreo, para lograr la representación máxima de especies estimadas por CHAO2, sobre todo en bosque tropical caducifolio.

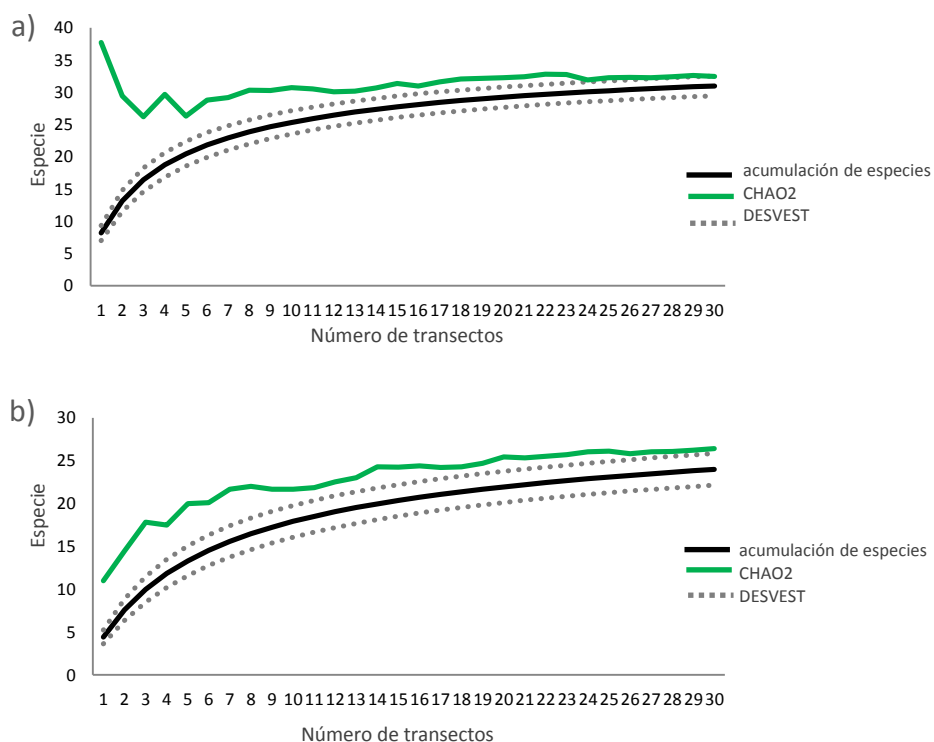


Figura 5. Curvas de acumulación de especies y el estimador no parametric CHAO2, a lo largo de 30 transectos, en bosque de pino-encino. a) pastizal y b) bosque maduro. DESVEST (Desviación estandar de del número de esoecies acumuladas).

Rarefacción

Las curvas de rarefacción en función del número de individuos de los diferentes estadios revelaron, que en bosque tropical caducifolio; el bosque maduro presento la mayor abundancia y riqueza con respecto al pastizal abandonado y sitios de pastizal. No obstante, en los tres estadios de sucesión el esfuerzo de muestreo debe de ser aun mayor para representar el número de especies esperadas, en especial para bosque maduro. Ahora bien en el caso de los estadios de bosque de pino-encino las curvas muestran un incremento con tendencia de llegar a la asíntota, lo cual significa que el esfuerzo de muestreo fue conveniente para representar el número de especies presentes en esta comunidad (Figura 6).

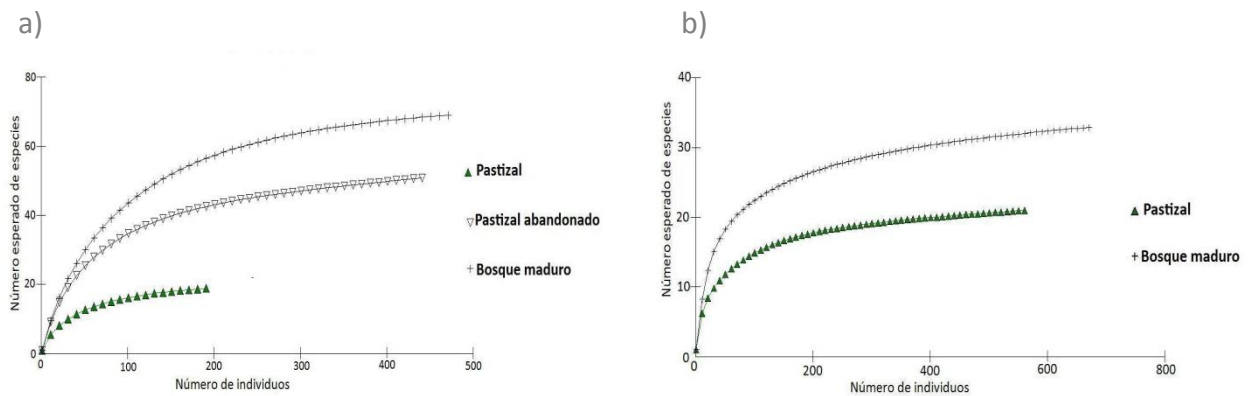


Figura 6. Curvas de rarefacción en función del número de individuos de los diferentes estadios de sucesión para la comunidad de: a) bosque tropical caducifolio y b) bosque de pino-encino.

Diversidad alfa

Índice de Shannon-Wiener

El índice de Shannon-Wiener señala que la diversidad más alta (2.72) se registró en el bosque tropical caducifolio y en bosque cultivado (2.85). No obstante para el fenómeno sucesional este índice revela un patrón semejante al de la riqueza de especies. La mayor diversidad se registro en bosque maduro, tanto para bosque tropical caducifolio como para bosque de pino-encino, con valores de 3.79 y 2.94 respectivamente. Seguida por pastizales abandonados (para el caso de bosque tropical caducifolio) y finalmente los sitios de pastizal los de menor diversidad. De acuerdo con la t de Hutcheson, se observa que la diversidad si presentó cambios significativos, por lo que podemos inferir que si existe diferencia significativa entre la riqueza dada por los estadios de sucesión tanto para bosque tropical caducifolio como para bosque de pino-encino (Cuadro 2).

Cuadro 2. Matriz de similitud usando el índice de Shannon-Wiener con la prueba de t modificada por Hutcheson entre cada estadio sucesional a) bosque tropical caducifolio y b) bosque de pino-encino.

a)

Etapas sucesional	Pastizal	Pastizal abandonado	Bosque maduro
Pastizal	1		
Pastizal abandonado	H' = 2.04 t=14.15*	1	
Bosque maduro	H' = 2.34 t=17.82*	H' = 3.79 t=6.02*	1

(*) Indica que existe diferencia significativa ($p < 0.05$) de diversidad

b)

Etapas sucesional	Pastizal	Bosque maduro
Pastizal	1	
Bosque maduro	H' = 2.94 t=13.52*	1

(*) Indica que existe diferencia significativa ($p < 0.05$) de diversidad

El bosque cultivado, es también una de las comunidades que presenta alta diversidad (segundo de los más diversos); esto no es un beneficio sino al contrario, ya que estas plantaciones en su mayoría realizadas con especies exóticas se han ido extendiendo; principalmente hacia la zona templada subhúmeda de la subcuenca.

Índice de Simpson

Por su parte el índice de dominancia de Simpson muestra que el bosque cultivado es la comunidad que presenta la mayor dominancia (0.06) mientras que el más equitativo es el bosque tropical caducifolio (0.03). En referencia a los estadios de sucesión para el bosque tropical caducifolio los valores reflejan que existe una alta dominancia en sitios de pastizal (0.22) y que los sitios de bosque maduro (0.03) son los de mayor equidad. La dominancia en pastizal se manifiesta por la alta regeneración de *Guazuma ulmifolia* Lam, una especie que aporta cantidades considerables de árboles pequeños. En el caso de los sitios de pastizales su abundancia fue alta sobre todo en sitios que presentaban indicios de incendio (Figura 7a). Ahora bien para la comunidad de bosque de pino-encino se obtuvo un patrón similar al de bosque tropical caducifolio con valores de 0.06 para bosque maduro y 0.14 para el pastizales de bosque de pino-encino (Figura 7b).

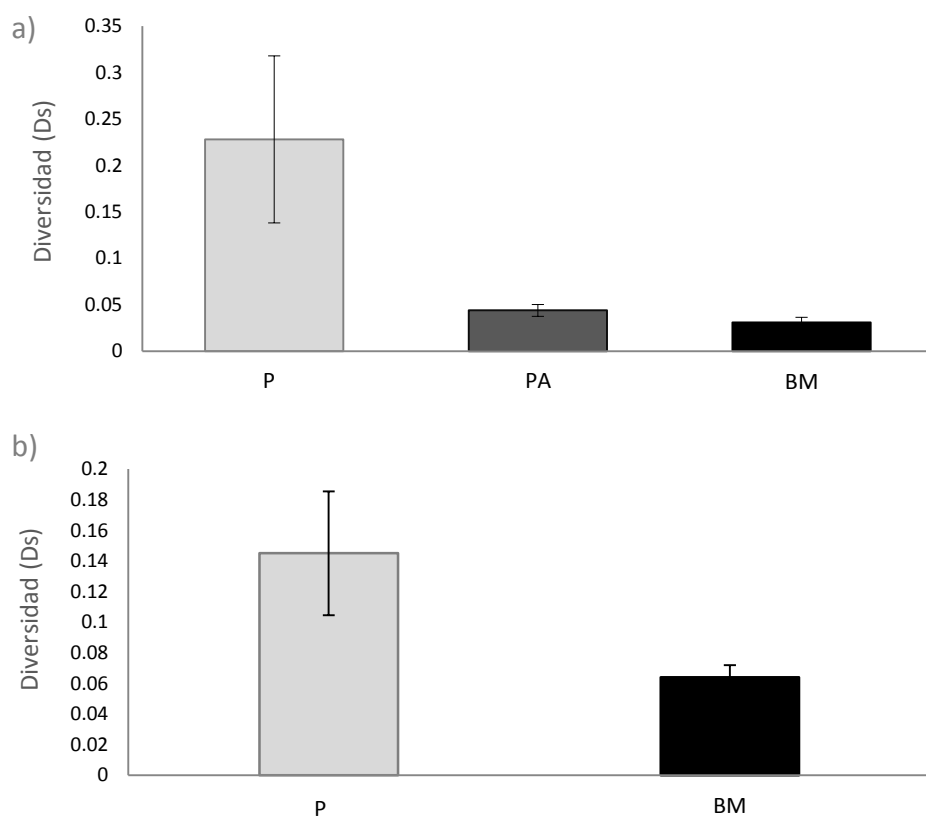


Figura 7. Diversidad alfa, mediante el índice de Simpson (D_s). a) Bosque tropical caducifolio: P= pastizal; PA= pastizales abandonados; BM= bosque maduro. b) Bosque de pino-encino: P=pastizales; BM= bosque maduro. Las barras representan ($\pm DE$).

Diversidad beta

Índice de Sørensen

Con respecto a la diversidad beta determinado por el índice de Sørensen, los resultados reflejan que existe una disimilitud florística en la mayoría de las comunidades. La fuerte disimilitud se encuentra entre la comunidad de bosque tropical caducifolio y bosque cultivado (0.016). Por el contrario las comunidades que presentan un alto recambio de especies son el bosque tropical caducifolio y el bosque de galería (0.58) con 42 especies compartidas (Cuadro 3). El índice de Bray-Curtis confirma este resultado, ya que la similitud del bosque tropical caducifolio con bosque de galería es de 26 %.

Cuadro 3. Matriz de similitud mediante el índice de Sørensen para las diferentes comunidades vegetales de la subcuenca del Cupatitzio. Los números sombreados en gris indican las especies compartidas y las subrayadas los valores más altos de similitud.

Comunidades	Bosque tropical caducifolio	Bosque de pino-encino	Bosque de galería	Bosque cultivado
Bosque tropical caducifolio	1	27	<u>42</u>	1
Bosque de pino-encino	0.33	1	22	1
Bosque de galería	<u>0.58</u>	0.35	1	1
Bosque cultivado	0.016	0.019	0.02	1

Por otro lado, con respecto a la sucesión en bosque tropical caducifolio el mayor recambio de especies se observó al comparar los sitios de pastizal abandonado y el bosque maduro (0.55) con 31 especies compartidas. Entre las especies que comparten se encuentran: *Bursera fagaroides* (HBK.) Engl, *Lysiloma acapulcensis* (Kunth) Benth, *Ceiba aesculifolia* (HBK.) Britt y *Haematoxylum brasiletto* Krast. Mientras que los sitios de pastizal comparado con bosque maduro, el recambio de especies es relativamente bajo (0.21) con 8 especies compartidas (Cuadro 4a).

Por otra parte los estadios de bosque de pino-encino son muy disimiles (0.10) con 4 especies compartidas, las cuales están representadas por *Eupatorium mairetianum* DC., *Pinus*

leiophylla Schltdl. & Cham, *Pinus pseudostrobus* Lindl y *Quercus obtusata* Humb. & Bonpl (Cuadro 4b). De acuerdo al índice de Bray-Curtis solo comparten un 16 % de sus especies.

Cuadro 4. Matriz de similitud mediante el índice de Sørensen para las diferentes etapas de sucesión a) Bosque tropical caducifolio y b) Bosque de pino-encino. Los números sombreados en gris indican las especies compartidas y las subrayadas los valores más altos de similitud

a)

Estadios de sucesión	Pastizal	Pastizal abandonado	Bosque maduro
Pastizal	1	13	8
Pastizal abandonado	0.36	1	<u>31</u>
Bosque maduro	0.21	<u>0.55</u> *	1

b)

Estadios de sucesión	Pastizal	Bosque maduro
Pastizal	1	4
Bosque maduro	0.10	1

Índice de valor de importancia

Las familias con mayor aporte de especies de acuerdo al índice de valor de importancia son Leguminosae (11especies), Fagaceae (5 especies) y Pinaceae (4 especies). Mientras *Guazuma ulmifolia* Lam (Malvaceae) (0.98), *Lysiloma acapulcensis* (Kunth) Benth (Leguminosae) (0.80) y *Pinus lawsonni* Roezl ex Gordon (Pinaceae) (0.79), son las especies con el valor de importancia más alto.

La familia Leguminosae y Burseraceae son familias características del bosque tropical caducifolio. Ambas familias reportan cinco especies de gran aporte, las cuales son: el tepehuaje (*Lysiloma acapulcensis* (Kunth) Benth), huisaches (*Acacia farnesiana* (L.) Willd y *Acacia pennatula* Benth), cuajote (*Bursera fagaroides* (HBK.) Engl) y cuajote verde (*Bursera bipinnata* Sessé & Moc. ex DC.). Estas especies más que por el aporte de sus áreas basales, es principalmente por su alta frecuencia relativa, con que fueron encontradas en los sitios muestreados (Cuadro 5).

Conforme a los estadios de sucesión para la comunidad de bosque tropical caducifolio, en pastizal *Guazuma ulmifolia* Lam (0.98), *Acacia pennatula* Benth (0.98) y *Lysiloma*

acapulcensis (Kunth) Benth (0.23) son las especies con el mayor valor de importancia, por lo que podemos inferir que son especies clave que estén actuando como pioneras en los sitios con perturbación reciente. Por otro lado *Cedrela odorata* L. (0.13) *Ficus cotinifolia* HBK (0.12), y *Pseudobombax ellipticum* (HBK.) Dugand (0.12) son especies tardías que tienen presencia en bosque maduro. Cabe señalar que *Lysiloma acapulcensis* (Kunth) Benth y *Bursera fagaroides* (HBK.) Engl fueron las especies que se presentaron en los tres estadios de sucesión.

Cuadro 5. Índice de valor de importancia (IVI) para las especies de bosque tropical caducifolio a través de los estadios de sucesión

Pastizal		Pastizal abandonado	
Especie	IVI	Especie	IVI
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	0.98	<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd	0.19
<i>Acacia pennatula</i> Benth	0.89	<i>Cordia elaeagnoides</i> A. DC.	0.17
<i>Lysiloma acapulcensis</i> (Kunth) Benth	0.23	<i>Acacia cochliacantha</i> Humb. & Bonpl.	0.14
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd	0.17	<i>Heliocarpus pallidus</i> Rose	0.14
<i>Bursera fagaroides</i> (HBK.) Engl	0.16	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam	0.11
<i>Vitex mollis</i> Kunth	0.15	<i>Pseudosmodium perniciosum</i> HBK.	0.97
<i>Ipomea arborescens</i> (Hum. & Bonpl.) Dan.	0.12	<i>Bursera fagaroides</i> (HBK.) Engl.	0.09
<i>Mimosa benthamii</i> Macbr.	0.11	<i>Bursera bipinnata</i> (Sessé & Moc. ex DC.)	0.08
<i>Pithecolobium dulce</i> (Roxb.) Benth.	0.08	<i>Caesalpinia pulcherrima</i> (L.) Sw	0.06
<i>Heliocarpus pallidus</i> Rose	0.07	<i>Lysiloma acapulcensis</i> (Kunth) Benth	0.05

Bosque maduro	
Especie	IVI
<i>Lysiloma acapulcensis</i> (Kunth) Benth	0.81
<i>Cedrela odorata</i> L.	0.13
<i>Ficus cotinifolia</i> HBK.	0.12
<i>Pseudobombax ellipticum</i> (HBK.) Dugand	0.12
<i>Swietenia macrophylla</i> King	0.11
<i>Bursera fagaroides</i> (HBK.) Engl	0.10
<i>Lysiloma tergeminum</i> Benth.	0.09
<i>Leucaena esculenta</i> (DC.) Benth	0.09
<i>Inga vera</i> Willd	0.08
<i>Spondia bombin</i> L.	0.05

En la comunidad de bosque de pino-encino, *Pinus leiophylla* Schltdl. & Cham (0.79) es la especie de mayor índice de valor de importancia, seguida por la especie *Eupatorium mairetianum* DC. (0.43), ambas especies se encuentran tanto en sitios de pastizal como en bosque maduro para la comunidad de bosque de pino-encino. El valor de importancia de *Pinus leiophylla* Schltdl. & Cham se debe principalmente a su elevado número de individuos presentes en los sitios muestreados. A diferencia de *Eupatorium mairetianum* DC. que su aportación es por su alto número de ocurrencias de esta especie en los sitios muestreados (Cuadro 6).

Cuadro 6. Índice de valor de importancia (IVI) para las especies de bosque de pino-encino a través de los estadios de sucesión.

Pastizal	
Especie	IVI
<i>Eupatorium mairetianum</i> DC.	0.43
<i>Quercus obtusata</i> Humb. & Bonpl	0.36
<i>Pinus teocote</i> Schltdl. & Cham	0.28
<i>Cornus excelsa</i> HBK.	0.25
<i>Pinus leiophylla</i> Schltdl. & Cham	0.17
<i>Quercus castanea</i> Née	0.16
<i>Buddleia cordata</i> HBK.	0.13
<i>Quercus sp 3</i>	0.11
<i>Piper hispidum</i> Sw.	0.05

Bosque maduro	
Especie	IVI
<i>Pinus leiophylla</i> Schltdl. & Cham	0.79
<i>Pinus lawsonii</i> Roetzl ex Gordon	0.21
<i>Eupatorium mairetianum</i> DC.	0.20
<i>Quercus sp 4</i>	0.16
<i>Senecio petasitis</i> (Sims) DC.	0.14
<i>Clethra mexicana</i> A. DC.	0.12
<i>Quercus laurina</i> Humb. & Bonpl.	0.11
<i>Arbutus xalapensis</i> HBK.	0.10
<i>Eupatorium areolare</i> DC.	0.09
<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl	0.09

Para el bosque de galería las especies con mayor valor de importancia, son *Alnus acuminata* HBK (0.41), *Pseudobombax ellipticum* (HBK.) Dugand (0.19) y *Guarea glabra* Vahl (0.18). Son especies de alta frecuencia y dominancia con que se encuentran. Se establecen principalmente a la orilla de corrientes de agua. *Alnus acuminata* HBK se presenta hacia la parte norte en asociación con bosque de pino-encino, mientras que *Pseudobombax ellipticum* (HBK.) Dugand y *Guarea glabra* Vahl en la parte sur de la subcuenca en asociación con bosque tropical caducifolio (Cuadro 7).

Cuadro 7. Índice de valor de importancia (IVI) para las especies de bosque de galería.

Bosque de galería	
Especie	IVI
<i>Alnus acuminata</i> HBK.	0.41
<i>Pseudobombax ellipticum</i> (HBK.) Dugand	0.19
<i>Guarea glabra</i> Vahl.	0.18
<i>Cedrela odorata</i> L.	0.17
<i>Inga vera</i> Willd	0.16
<i>Prunus</i> sp1	0.15
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	0.11
<i>Acacia coulteri</i> Benth.	0.10
<i>Salix bonplandiana</i> HBK.	0.06
<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	0.03

DISCUSIÓN

La accidentada fisiografía de Michoacán, con altitudes que van desde el nivel del mar hasta más de 3500m, se traduce en una variedad de climas y tipos de vegetación (Miranda y Hernandez-X., 1963; Rzedowski, 1978; García, 1990; Cué-Bär *et al.*, 2006). Nuestros resultados afirman lo anterior; ya que en un rango altitudinal que va desde los 400m hasta más de 2500m, se registraron para la subcuenca tres tipos de vegetación; bosque tropical caducifolio y bosque de galería en la zona subtropical subhúmeda y bosque de pino-encino en la zona templada subhúmeda; siendo el bosque tropical caducifolio la comunidad que geográficamente ocupa la mayor extensión. Esto a su vez explica el número de especies registradas (162 especies); la cual está constituida por 151 especies nativas y 11 especies exóticas. La familia con más especies arbóreas y arbustivas en la subcuenca es Leguminosae, quien estuvo representada en los tres tipos de vegetación. No obstante el mayor aporte de especies para esta familia fue por parte de la comunidad vegetal representada por el bosque tropical caducifolio. Se atribuye que la importancia de Leguminosae obedece a que en región de la Depresión del Balsas se ha reportado como uno de sus principales centros de diversificación (SEDUE-UMSNH, 2000; Ponce *et al.*, 2004). Además esta dominancia es atribuida al régimen de disturbio antrópico que favorece su establecimiento y colonización (Hernández-Oria, 2005) ya que poseen características como una testa dura, fijadoras de nitrógeno y resistencia al disturbio que las hace competentes a condiciones de sequia y ambientes fríos (Sagar *et al.*, 2003 y Hernández-Oria, 2007).

En función a la escasa existencia de estudios realizados para la subcuenca es arduo comparar la riqueza total de especies con otros estudios. Sin embargo, por medio de comparaciones entre tipos de vegetación con características similares de altitud, se tiene que la riqueza registrada en bosque tropical caducifolio en la subcuenca, se encuentra entre los intervalos de riqueza comparado con otros estudios en México, obtenidos con la metodología por Gentry (1982). Esta riqueza de especies en bosque tropical caducifolio (85 especies) se encuentra superada por un sitio en Jalisco: Chamela 1 (92) (Lott *et al.*, 1987); mientras que ocho sitios se encuentran por debajo de la riqueza encontrada en este trabajo, uno en Michoacán: Infiernillo (78); en Guerrero: Cañón del Zapote (77); en Sinaloa: Cosala (70); en Baja California Sur: La Burrera (49); en Tamaulipas (48) (Trejo, 1998) y tres en Colima: S6

Colima (76), S8 Coquimatlán (39) y S9 Colima (26) (Barranco-León, 2008). La familia mejor representada es Leguminosae, que es una familia característica en composición florística de este tipo de vegetación en Latinoamérica como en diversos estados de México (Rzedowski, 1978; Gentry, 1995; Trejo, 1998; Trejo y Dirzo, 2002; Barranco-León 2008) en donde predomina por número de especies, número de individuos y área basal. Esta dominancia se ha relacionado por un elevado número de especies con sistemas especializados de raíces con simbiontes fijadores de nitrógeno (Givnish, 1999), lo que facilita su establecimiento. Mientras que la riqueza aportada por la comunidad de bosque de pino-encino (51 especies) se encuentra por encima de los reportados por Zacarias-Eslava *et al.* (2011) en similares rangos de altitud. La familia *Pinus* y *Quercus* son los géneros mejor representados, que son géneros característicos en la composición florística de este tipo de vegetación (Rzedowski, 1978).

Los géneros más destacados por su riqueza son *Quercus* (10), *Pinus* (6) y *Acacia* (5). La dominancia de *Quercus* y *Pinus* en la subcuenca se atribuye a que los sitios muestreados de bosque de pino-encino a pesar del disturbio que presentan, aun mantienen un importante porcentaje de sus especies características. Se atribuye que los sitios con menor porcentaje de disturbio que se encuentran ubicados dentro del Área Natural Protegida; Parque Nacional Barranca del Cupatitzio (zona de montaña) son los que han aportado la mayor diversidad, puesto que fuera de la reserva esta comunidad se encuentra fuertemente perturbada. Aunado a ello Michoacán sea considerado como un estado que presenta un alto número de especies de ambos géneros sobre todo porque geográficamente abarca parte de la Faja Volcánica Transmexicana y la Sierra Madre del sur. Provincias que son caracterizadas por su alto número de especies de pinos y encinos (Perry, 1997; Farjon y Styles, 1997; Cué-Bär *et al.*, 2006).

El género *Acacia* ocupa la tercera posición en el presente estudio, se infiere que su aporte de especies se debe a que es un género característico de sitios con perturbación, con especies típicas como: *Acacia pennatula* Benth, *Acacia farnesiana* (L.) Willd y *Acacia cochliacantha* Humb. & Bonpl (Rzedowski, 1978; Hernández-Oria, 2007). Sin embargo hay que recordad que más del 72% de la superficie de la subcuenca presenta algún grado de perturbación, lo que explica su establecimiento y colonización.

En México la mayoría de los estudios que se han realizado sobre sucesión vegetal, han estado enfocados principalmente a sitios de bosques tropicales perennifolios (Vieira y Scariot, 2006). Sin embargo cabe señalar que los estudios de sucesión en zonas tropicales (*i.e.* bosque tropical caducifolio) (Rzedowski, 1992; Quesada & Stoner, 2004; Yepes *et al.*, 2010) y zonas templadas (*i.e.* bosque de pino-encino) (Quintana-Ascencio y Gonzalez-Espinosa, 1993), son escasos, por lo cual existe un vacío con respecto al conocimiento de los cambios estructurales de la vegetación durante la sucesión de estos bosques.

Los resultados de este estudio muestran que el estado sucesional secundario de la vegetación, sea el escenario predominante sobre la cobertura vegetal de la subcuenca del río Cupatitzio. Siendo la perturbación de origen antrópico como el cambio de uso de suelo, el principal factor que ha generado este tipo de bosques. No obstante en el área de estudio aun podemos encontrar reducidos mosaicos de vegetación con bosque maduro, que ha quedado aislada en cañadas y sitios relativamente inaccesibles para los habitantes como para el ganado. Se ha señalado que el proceso sucesional cambia dependiendo del tipo y la gravedad de la perturbación, la topografía y el clima local (Aide *et al.*, 1995; Finegan, 1996; Ferreira & Prance, 1999; Leiva *et al.*, 2009; Yepes *et al.*, 2010), las observaciones en este trabajo siguieron que la sucesión difiere entre tipos de comunidades ya que al relacionar el clima con los tipos de vegetación se identificaron dos zonas ecológicas: zona subtropical subhúmeda y zona templada subhúmeda. En la zona subtropical donde la vegetación establecida es el bosque tropical caducifolio, los resultados revelan tres estadios a) pastizales b) pastizales abandonados y c) bosque maduro. Mientras que en la zona templada nuestros datos muestran dos estadios a) pastizales y b) bosque maduro. Esta última comunidad; debido a la escasa información sobre sucesión de bosque de pin-encino, no se consideraron más estadios, puesto que al determinar los estadios además de la composición se tomo en cuenta la perturbación y el tiempo de abandono. Dentro de las encuestas realizadas más del sesenta por ciento de los encuestados no tenían con certeza el tiempo de abandono de las parcelas, lo que determino que se tomaran los rangos extremos, en este caso los pastizales y bosque maduro.

Por su parte los resultados, revelan que el patrón de composición, estructura y diversidad de las comunidades sugiere, un aumento en su regeneración a lo largo de la

cronosecuencia, siendo el mismo patrón tanto para bosque tropical caducifolio como para bosque de pino-encino.

Los valores de riqueza y diversidad aumentaron conforme la sucesión avanza, esto coincide y apoya las tendencias propuestas por Margalef y Odum (1997), que indican que el número de especies y diversidad incrementa a lo largo de la sucesión. Registrándose la riqueza y diversidad más alta en sitios de bosque maduro, mientras que los sitios de pastizal presentan los valores más bajos, siendo estos últimos representados en su mayoría, por especies pioneras características de los estados sucesionales tempranos. Por ejemplo para bosque tropical caducifolio incluyen especies típicas como *Acacia pennatula* Benth, *Acacia farnesiana* (L.) Willd, *Mimosa benthamii* Macbr. y *Guazuma ulmifolia* Lam. que se ha considerado como un estadio sucesional temprano del bosque tropical caducifolio (Rzedowski y McVaugh, 1966; Rzedowski, 1978; Hernández-Oria, 2007). En bosque maduro por el contrario se encontraron especie importantes como *Pseudobombax ellipticum* (HBK.) Dugand, *Cedrela odorata* L., *Ceiba aesculifolia* (HBK.) Britt y *Ficus cotinifolia* HBK., que son algunas de las especies más conspicuas de bosque maduro que constituyen este tipo de vegetación (Rzedowski, 1978; Fernández *et al.*, 1998).

Esto también se encuentra estrechamente relacionado con lo encontrado por Eaumus & Prior (2009), que señalan que los bosques maduros son diversos y con abundantes especies. Lo anterior se demuestra con los resultados obtenidos al estimar la diversidad mediante el índice de Simpson, que indica que en sitios de bosque maduro existe un alto grado de uniformidad en la distribución de la abundancia de cada una de las especies, con valores de $D_s = 0.03$ para bosque tropical caducifolio y $D_s = 0.06$ para bosque de pino-encino, lo que significa que es poco probable que dos individuos tomados al azar sean de la misma especie. El comportamiento de los patrones de mayor riqueza en sitios de bosque maduro para ambos tipos de vegetación, se debe a que gran parte de esta riqueza, está compuesta por especies que han quedado aisladas en los remanentes de bosque, poco afectadas por factores de origen antrópicos, ya sea porque se encuentran en zonas aisladas o bien son inaccesibles por ser sitios que presentan pendientes muy pronunciadas o son cañadas poco visitadas. Un punto

importante que hay que recalcar, que los valores diversidad estimada por el índice de equidad de Shanon-Wiener, en bosque maduro ($H'=3.79$) para la sucesión de bosque tropical caducifolio, se encuentra por encima de los reportados por Lott *et al.*, (1987) ($H'= 3.47$) y Barranco-León, (2008) ($H'=3.50$), con el mismo método de muestreo, rango altitudinal y el mismo tipo de vegetación. Por el contrario existe poca información sobre la estructura cuantitativa de los bosques de *Quercus* y *Pinus* en México. Algunos de esos estudios no aportan datos completos y emplean métodos de muestreo y análisis diferentes, lo cual impide hacer comparaciones directas. Si se considera la importancia ecológica y económica de estos bosques, aunada a su amplia distribución nacional, es posible afirmar que la información disponible no es suficiente y por lo tanto debería dirigirse más atención hacia estas comunidades.

En cuanto al recambio de especies, al realizar la comparación entre comunidades vegetales registradas en la subcuenca, la mayor similitud se presentó al comparar la comunidad de bosque tropical caducifolio y bosque de galería (0.58). Por otra parte en la sucesión dada por el bosque tropical caducifolio se tiene que conforme avanza la sucesión el recambio de especies incrementa; trece especies se comparten al comparar los sitios de pastizal con sitios de pastizal abandonado, mientras que al comparar pastizal abandonado con bosque maduro incrementa el número de especies compartidas (treinta especies).

En bosque de pino- encino al comparar los sitios de pastizal con bosque maduro comparten solo cuatro especies, esto indica que no hay una relación en composición florística sostenible entre sitios de pastizal y bosque maduro. Las especies compartidas son *Eupatorium mairetianum* DC., *Pinus leiophylla* Schltdl. & Cham., *Pinus pseudostrobus* Lindl y *Quercus obtusata* Humb. & Bonpl.

En este estudio *Guazuma ulmifolia* Lam fue la especie ecológicamente más importante. Además que ocupa la primera posición a nivel general también ocupa el primer lugar dentro de la comunidad representada por el bosque tropical caducifolio. Esta especie es la mejor representada en sitios de pastizal, para la comunidad de bosque tropical caducifolio. Trejo (1998), señala que la dominancia de algunas especies en un sitio, puede ser la señal de algún

evento de perturbación que ha propiciado la propagación de una especie que es favorecida por las condiciones creadas por el disturbio. Esto confirma que *G. ulmifolia* Lam, es una especie que ha sido favorecida por el disturbio ya que su valor de importancia ecológica disminuyó conforme la sucesión continua, en sitios de pastizal (IVI = 0.98) el valor de importancia fue mayor al compararse con sitios de pastizal abandonado (IVI = 0.11), mientras que en bosque maduro la especie se ausenta. Esto coincide con lo encontrado por Gräfe (1981) quien señala que *G. ulmifolia* Lam es la especie con mayor abundancia en áreas de cultivo con 13 años de abandono. Fernández- Nava *et al.* (1998), también la señalan como una especie presente en vegetación secundaria que las denomina como “renovales”.

Pinus leiophylla Schltdl. & Cham (0.79) es la especie de mayor índice de valor de importancia para bosque de pino-encino y solo se presenta en sitios de bosque maduro. Eggler (1948), menciona que los pinares puros de la región de Uruapan Michoacán se hallaban principalmente dominados por especies de *Pinus leiophylla* Schltdl. & Cham y *Pinus pseudostrobus* Lindl, por lo que podría especular que a pesar de la degradación de la comunidad, aun sobreviven especies que caracterizan a este tipo de vegetación para esta región y podría ser una especie clave en cuestiones de restauración para estos sitios.

No obstante considerando por separado cada comunidad vegetal, en bosque tropical caducifolio las especies con mayor valor de importancia son: *Lysiloma acapulcensis* (Kunth) Benth, *Bursera fagaroides* (HBK.) Engl, *Bursera bipinnata* (Sessé & Moc. ex DC.) y *Acacia farnesiana* (L.) Willd. Las cuales son características de bosque tropical caducifolio (Fernández- Nava *et al.*, 1998; Rzedowski, 1978; Gentry, 1995), y se encuentran registradas en la listado florístico realizado en la cuenca del río balsas, México por Fernández- Nava *et al.* (1998) en condiciones similares de altitud y clima local.

Con lo que se refiere a la secuencia sucesional de esta comunidad, las especies con mayor valor de importancia ecológica para sitios de a) pastizal son: *Guazuma ulmifolia* Lam, *Acacia pennatula* Benth, *Acacia farnesiana* (L.) Willd y *Mimosa benthamii* Macbr., estas especies presentan una alta frecuencia en los sitios de pastizal, lo cual apunta a que sean indicadoras de sitios que se encuentran en las primeras etapas de sucesión, por lo que pueden

considerarse como especies pioneras para sitios de estadios tempranos. Por otro lado, los sitios de sucesión con abandono de 10-15 años aproximadamente, denominados como b) pastizal abandonado algunas de las especies más importantes ecológicamente son *Acacia farneciana* (L.) Willd, *Cordia alliodora* A. DC y *Acacia cochliacantha* Humb. & Bonpl. Soto (1987) en Fernández-Nava *et al.* (1998), menciona que estas especies son comunes cuando este tipo de bosque es destruido, generalmente por las prácticas de cultivo en el sistema de roza-tumba-quema, generándose con el tiempo en su lugar una vegetación secundaria rica en leguminosas arbustivas y algunas otras especies arbustivas y arbóreas. Mientras que para c) bosque maduro son *Lysiloma acapulcensis* (Kunth) Benth, *Cedrela odorata* L, *Ficus cotinifolia* HBK y *Pseudobombax ellipticum* (HBK.) Dugand. Cabe señalar que *Lysiloma acapulcensis* (Kunth) Benth, es una especie que se presentó en los tres estadios de sucesión, sin embargo en sitios de pastizal y sitios de pastizal abandonado, más que por el aporte de sus áreas basales, es principalmente por su alta frecuencia relativa, con que fueron encontradas en los sitios, escenario que fue diferente en bosque maduro, donde el mayor aporte fue por las áreas basales, registrándose individuos con diámetro de tallo y cobertura mayor a los registrados en los sitios de pastizal y pastizal abandonado.

Las especies con mayor valor de importancia ecológica para los estadios encontrados en bosque de pino-encino, difieren con respecto a los de bosque tropical caducifolio. Para sitios de; 1) pastizal especies como *Eupatorium mairitianum* DC., *Quercus obtusata* Humb. & Bonpl y *Pinus teocote* Schltdl. & Cham son algunas de las especies ecológicamente más importantes. Nuestros resultados con respecto a *Eupatorium mairitianum* DC. coinciden con lo encontrado por Quintana-Ascencio y González-Espinosa (1993) ya que la denominan como especie de estadio temprano para bosques de pino-encino. Mientras que bosque maduro con elementos de *Pinus leiophylla* Schltdl. & Cham, *Pinus lawsonii* Roehl ex Gordon y *Eupatorium mairitianum* DC. Estos resultados comparados con los obtenidos Las especies además del grado de perturbación implica diferentes mecanismos y orden de incorporación en la secuencia seral, donde especies de sotobosque como *Arbutus xalapensis* HBK., *Clethra mexicana* A. DC y *Cornus excelsa* HBK., son característicos de bosque maduro ya que estas se desarrollan bajo un previo establecimiento de un dosel relativamente cerrado, que amortigua los cambios de temperatura y humedad (Quintana-Ascencio y González-Espinosa,

1993). Bajo esta premisa, se podría explicar porque especies de sotobosque como *Arbutus xalapensis* HBK., *Clethra mexicana* A. DC y *Eupatorium areolare* DC presentan valores relativamente bajos de importancia ecológica. Debido a la insuficiente información que existe sobre sucesión de bosque de pino-encino es arduo plantear una tendencia sucesional y por lo tanto hacer comparaciones de composición y estructura.

En bosque de galería las algunas de las especies de mayor importancia ecológica son *Alnus acuminata* HBK., *Pseudobombax ellipticum* (HBK.) Dugand y *Guarea glabra* Vahl. Estas también podrían ser de gran importancia en cuestiones de restauración ya que por su alta dominancia y frecuencia son especies con mayores posibilidades de establecerse en sitios de borde de río a lo largo del área de estudio. Aunado a lo anterior este tipo de vegetación juega un papel importante en la formación de corredores biológicos para otras especies.

Nuestros resultados revelan que la accidentada fisiografía de la subcuenca da origen a diferentes tipos de vegetación que difieren en composición estructura y diversidad. No obstante estas características junto con el grado de perturbación el tiempo de abandono y la cercanía de los remanentes de vegetación original dan origen a diferentes etapas serales. Que a su vez difieren en composición teniendo especies pioneras en las primeras etapas de sucesión seguidas por especies intermedias de la sucesión y especies tardías en bosque maduro. De igual forma difieren en riqueza y diversidad, la cual incrementa conforme la sucesión avanza. La influencia del grado de disturbio en la composición florística y abundancia puede estar determinada por ciertos componentes. Como por ejemplo *Guazuma ulmifolia* Lam y *Lysiloma acapulcensis* (Kunth) Benth para bosque tropical caducifolio y *Pinus lawsonni* Roetzl ex Gordon para bosque de pino-encino que son las especies ecológicamente más importantes para el área de estudio.

LITERATURA CITADA

- Aide, T.M., J.K. Zimmerman, L. Herrera & M. Rosario.1995. Forest recovery in Abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *Forest. Ecol. Manag.* 77: 77-86.
- Begon, M.; Harper, H. y Towsend, C. 1995. *Ecología de Individuos, Poblaciones y Comunidades*. Parte II y IV. Ed. Omega. España. pp 201-506; 599-823.
- Bocco, G., M. Mendoza y O. R. Masera. 2001. La dinámica del uso del suelo en Michoacán. una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*.44: 18-38.
- Bouroncle, S.C. 2008. Efectos de la fragmentación en la ecología reproductiva de especies y grupos funcionales del bosque húmedo tropical de la zona atlántica de Costa Rica. Tesis de Maestría. *Solutions for evironment and development*. Costa Rica. 77pp.
- Brown, S. & A.E. Lugo. 1990. Tropical secondary forest. *J. Trop. Ecol.* 6: 1-32.
- Bustamante, R. y A. A. Grez. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo* XI: 58-63.
- Cabrera, A. y J.C. González. 2003. Suelo. In *Atlas Geográfico del estado de Michoacán*, Correa Pérez G. EDDISA 2ª. Ed. Secretaría de Educación del Estado de Michoacán, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia. P.51-54.
- CCAD-PNUD/GEF. 2002. Corredor biológico mesoamericano, una plataforma para el desarrollo sostenible regional. Serie técnica No. 1. Proyecto para la consolidación del corredor biológico mesoamericano. Managua, Nicaragua. 24 p.
- Clements, F. E. 1904. The development and structure of vegetation. *Botanical survey of Nebraska* 7. Botanical Seminar, University of Nebraska, Lincoln, Nebraska, USA
- Clements, F. E., 1916. *Plant succession*. Carnegie Institute Washington Publication 242. Washington D. C.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2006 Programa de Conservación y Manejo del Parque Nacional Barranca del Cupatitzio Uruapan Michacán, México. 174pp.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2006. “Estudio Previo Justificativo para el establecimiento de la Reservad de la Biosfera Zicuirán Infiernillo, México, D.F., pp. 181 XXV anexo

- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2011. Saneamiento restauración y conservación de la subcuenca del río Cupatitzio. Producto 8: Proyecto ejecutivo con las estrategias para la restauración de la cubierta vegetal propia de la región, utilizando alternativas para abatir costos de mantenimiento Fondo Mixto CONACYT -Gobierno del Estado de Michoacán. 494 pp.
- Cowell, R. K. & J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. Royal Soc. London B*, **345**: 101-118.
- Cowell, R. K. 2006. *EstimateS*: Statistical estimation of species richness and shared species from simple. Version 8. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>.
- Cox, WG. 1980. Laboratory manual of general ecology. William Publishers. San Diego State University. 237p.
- Cué-Bär, E. M., J. L. Villaseñor, L. Arredondo-Amezcu, G. Cornejo-Tenorio y I.M. M. 2006. La flora arbórea de Michoacán, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **78**:47-81.
- Business Image Group y Spot Image. 1999. Imágenes de Satélite Una Guía Objetiva. Sensores Remotos & SIG. CSVA-DSI-MI036. 48pp
- Denslow, J. S. y S. Guzman. 2000. Variation in stand structure, light, and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence in Panama. *Journal of Vegetation Science* **11**:201–212.
- Díaz-Delgado, R. 2003. Efecto de la recurrencia de los incendios sobre la resiliencia post-incendio de las comunidades vegetales de Cataluña a partir de imágenes de satélite. *Ecosistemas*.
- Dick, C. W., S. J. Wright. 2005. Tropical mountain cradles of dry forest diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **102**: 10757–10758
- Dirzo, R. y P. H. Raven. 2003. Global state of biodiversity and loss *Annual Review of Environment and Resources* **28**:137-167.
- Escalante, E. T. 2003. ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de chao. *Elementos: ciencia y cultura*, núm. 052. Benemérita. Universidad Autónoma de Puebla, México. 53-56pp.

- Ewel, J. 1977. Differences between wet and dry successional tropical ecosystems. *Geo-Eco-Trop* 1: 103-117.
- Ewel, J. 1980. Tropical succession: manifold routes to maturity. *Biotropica* 12: 2-7.
- Farjon A., Pérez de la Rosa J. y Styles B.T. 1997. Guía de campo de los pinos de México y América Central. The Royal Botanic Gardens, Kew, Oxford Forestry Institute y Oxford University, Oxford.
- Feeley, K. J., T. W. Gillespie, D.J. Lebbin y H.S. Walter. 2007. Species characteristics associated with extinction vulnerability and nestedness ranking of birds in tropical forest fragments. *Animal conservation*. 10: 49-501.
- Fernández N.R., C. Rodríguez Jiménez, M. L. Arreguín Sánchez, A. Rodríguez Jiménez. 1998. Listado florístico de la cuenca del río Balsas, México. *Polibotánica* 9:1-151 pp.
- Ferreira, L.V. & G.T. Prance. 1999. Ecosystem recovery in terra firme forest after cutting and burning: a comparison on species richness, floristic composition and forest structure in the Jaú National Park, Amazonia. *Bot. J. Linn. Soc.* 130: 97-110.
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forest: the first 100 years of succession. *Trends. Ecol. Evol.* 11: 119-124.
- Freedman, B. 1995. *Environmental Ecology. The Ecology effects of Pollution, Disturbance, and other Stresses*. Second edition, Academic Press. San Diego, California, EE.UU.
- Gentry, A. H. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology* 15:1-84pp.
- Gentry, A. H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. In: Bullock S.H., Mooney H.A. y Medina E. (Eds), *Seasonally Dry Tropical Forests*. Pp. 148-194. Cambridge University Press, Cambridge.
- Godron, M.; Guillermin, J. L.; Poissonet, J.; Poissonet, P.; Thiault, M., y Tradaub, L. 1981. Dynamics and management of vegetation. In: *Mediterranean-Type Shrublands* (Di Castri, Goodall y Specht, eds). *E1 sevier*. 35-47.
- González-Megías, A., J.M. Gómez y F. Sánchez-Piñero. 2007. Diversity-habitat heterogeneity relationship at different spatial and temporal scales. *Ecography*. 30: 31-41.
- González, O. Y., A. A. Coca y E. E. Castillo. 2007. Estructura y composición florística de la vegetación del corredor biológico entre los parques nacionales naturales Puracé y Cueva de los Guacharos. *Colombia Forestal*. X **20**:40-78.

- Hernández-Oria J.G. 2005. Dinámica ecológica del bosque tropical caducifolio del sur del estado de Querétaro: Un tipo de vegetación amenazada. Premio Alejandrina a la investigación 2005. Santiago de Querétaro, Querétaro. 133pp.
- Hulbert, S. H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52: 577-585.
- INEGI, 1985. Síntesis Geográfica del Estado de Michoacán. Anexo Cartográfico. Secretaría de Programación y Presupuesto, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México, D. F.
- INEGI. 1998. Regiones y Cuencas Hidrológicas de Michoacán de Ocampo. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México D.F.
- Jaimes, V. y L. Sarmiento 2002. Regeneración de la vegetación del Páramo después de un disturbio agrícola en la cordillera oriental de Colombia. *Ecotropicos* 15(1): 61-74.
- Jiménez-Valverde A. y J. Hortal 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de arcnología. Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva (Entomología). Museo Nacional de Ciencias Naturales*. 8, 31: 151-161pp.
- Lamas, G.; R. K. Robbins & D. J. Harvey. 1991. A preliminary survey of the butterfly fauna of Pakitza, Parque Nacional del Manu, Peru, with an estimate of its species richness. *Publ. Mus. Hist. nat. UNMSM (A)*, **40**: 1-19.
- Leiva, J. A; R. Mata; O. J. Rocha, y M. V. S. Gutierrez. 2009. Cronología de la regeneración del bosque tropical seco en Santa Rosa, Guanacaste, Costa Rica: I. Características edáficas. *Biología Tropical*. Vol. 57. **3**: 801- 815.
- Madrigal- Sánchez X. 1997. Ubicación de la vegetación en Michoacán, México. *Ciencia Nicolaita* **15**:65-75.
- Magurran A. 1988. Ecological diversity and its measurement. Croom & Helm. Londres, RU. 179 pp.
- Manson, H. R., P. E. Jardel, E. M. Jiménez, S. C. Escalante, V. Sánchez-Cordero, R. V. Magaña, y M. L. Gómez. 2009. Perturbaciones y desastres naturales: impactos sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico, en *Capital natural de México. Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México **II**: 131-184.

- Margalef, R. 1997. *Our Biosphere*. O. Kinne, editor. Excellence in Ecology Series. Ecology Institute, Oldendorf, Germany.
- Martínez R. E. 1996. La restauración Ecológica. Ciencias. Facultad de Ciencias. México. 43:56-61.
- Medrano C. J. 2009. Estructura y composición del bosque tropical caducifolio con diferentes estadios de perturbación en los municipios de Querétaro y Huimilpan, Querétaro, México. Tesis. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán, México. 71pp.
- Medina-Nava, M. 2011. Procesos ambientales y biológicos estructurantes de la comunidad de peces en la cuenca Tepalcatepec- Infiernillo. Tesis doctoral. Fac Biología-UMSNH. Morelia Michoacán. 108pp.
- Medina-Orozco, L; M Bravo-Espinosa; M. E. Mendoza; T. Carlón-Allende; R. Paez-Bistrain y T. Sáenz-Reyes. 2011. Degradación y restauración de suelos y cobertura vegetal en la subcuenca del Río Cupatitzio. Integrado al proyecto Saneamiento restauración y conservación de la subcuenca del río Cupatitzio.
- Miles, L., Newton, A.C., DeFries, R.S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., Gordon, J.E., 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *J. Biogeogr.* 33, 491–505.
- Mueller-Dombois, D. y H. Ellemberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley and Sons. New York. 547pp.
- Naranjo, E. J., R. Dirzo, J. C. López Acosta, J. Rendón-von Osten, R. Adrián, and S.-N. Óscar. 2009. Impacto de los antropogénicos de afectación directa a las poblaciones silvestres de flora y fauna, en *Capital natural de México*. Pages 247-276. Estado de conservación y tendencias de cambio. Conabio, México. Fondo mixto Conacyt-Gobierno del estado de Michoacán. 10 pp.
- Niembro Rocas A., M. Vázquez Torres. y O. Sánchez Sánchez. 2010. *Árboles de Veracruz, 100 especies para la reforestación estratégica*. México: Gobierno del Estado de Veracruz, Secretaría de Educación del Estado de Veracruz. Centro de Investigaciones Tropicales. 156 pp.
- Odum, E.P. 1992. Great ideas in ecology for the 1990. *BioScience* 42: 542-545.

- Ontiveros-Alvarado, S., P. Silva-Saenz y H. Zepeda-Castro. 2000. Flora vascular del “Campo Experimental Barranca del Cupatitzio”, Municipio de Uruapan, Michoacán, México. Informe técnico no publicado.
- Palacio-Prieto J.L., Bocco G., Velásquez A., Mas J. F., Takaki-Takaki F., Victoria A., Luna-González L., Gómez-Rodríguez G., López-García J., Palma M., Trejo-Vázquez I., Peralta A., Prado-Molina J., Rodríguez-Aguilar A., Mayorga-Saucedo R. y González-Medrano F. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía UNAM **43**: 183-203.
- Pennington, T.D. y J. Sarukhán. 2005. Árboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies. 3a edición. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F., México. 523 pp.
- Perry, J.P. 1991. The pines of Mexico and Central America. Timber Press. Portland.
- Pickett, S. T. A. 1976. Succession: an evolutionary interpretation. American Naturalist **110**:107–119.
- Polikarpov, N. P., N. M. Tchebakova, and D. I. Nazimova. 2009. Climate and mountain forests of southern Siberia. Unasylyva Novosibirsk, Federación de Rusia, Nauka **60**:231-232.
- Ponce S., J., E. Carranza G., R. J. Moreno B., E. P. Miranda L., A. L. Escalante J., M. A. Villaseñor R. y R. Cancino M. 2004. Caracterización de dos variantes de selva baja caducifolia en la Depresión del Balsas, Michoacán, México. Biológicas No. 6. 56-78.
- Quesada M., Stoner, K. E., Rosas-Guerrero, V., Palacios- Guevara C. & J. A. Lobo. 2003. Effects of habitat disruption on the activity of nectarivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a dry tropical forest: implications for the reproductive success of the neotropical tree *Ceiba grandiflora*. Oecologia 135: 400-406.
- Quesada M., Sánchez-Alvarez-Añorve., Stoner K.E., Avila-Cabadilla L., Calvo-Alvarado J., Castillo A., Espíritu-Santo M.M., Fagundes M., Fernandes G.W., Gamonb J., Lopezaraiza-Mikel M., Lawrence D., Cerdeira Morellato L.P., Powers J.S., Neves F de S., Rosas-Guerrero V., Sayago R., Sanchez-Montoya G. 2009. Succession and Management of tropical dry forest in the Americas Review and new perspectives. Forest Ecology and Management. 258: 1014-1024.

- Quintana-Ascencio, P.F. y M. Gonzalez-Espinosa 1993. Afinidad fitogeografica y papel sucesional de la flora leñosa de los bosques de pino-encino de los altos de Chiapas, México. *Acta Botánica Mexicana*. Instituto de Ecología. 21:43-57.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa, México, D.F. 432 pp
- Rzedowski, J. y Mc Vaugh R. 1966. La vegetación de Nueva Galicia. *Contributions of the University of Michigan Herbarium*. 9: 1-123pp.
- Rzedowski, J. 1992. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Ciencias. Acta Botánica Mexicana*. 6: 46-56.
- Rzedowski, G. C. y J. Rzedowski. 2001. Flora fanerogámica del Valle de México. 2ª. ed., Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro, Michoacán, México. 1406 pp.
- Sánchez-Azofeifa, A., Quesada, M., Rodríguez, J. P. Nassar, J.M., Stoner, K.E., Castillo, A., Garvin, T., Zent, E.L., Calvo-Alvarado, J.C., Kalacska, M.E.R., Fajardo, L., Gamon, J.A., Cuevas-Reyes, P. 2005. Research priorities for neotropical dry forests. *Biotropica* 37:477-485.
- Sánchez, C. S., M. A. Flores, C.-L. I. Ahmed, and A. Velázquez. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas en capital natural de México. México. Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México II: 75-129.
- Sanders, H. L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *Am. Nat.*, **102**: 243-282.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2005. Indicadores básicos del desempeño ambiental de México: 2005. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. México. 337 pp.
- SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales) 2011. Acuerdo por el que se dan a conocer los estudios técnicos de aguas nacionales superficiales de la Región Hidrológica número 18 Balsas. *Diario Oficial*. Primera sección. 60 pp.
- Schulze, E-D., E. Beck y K. Müller-Hohenstein. 2002. *Plant Ecology*. Springer-Verlag, Berlin, Alemania. 702 pp.
- Soberón, J. & J. Llorente. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conserv. Biol.*, **7**: 480-488.

- SEDUE-UMSNH. 2000. Propuesta de áreas prioritarias para la conservación de la Biodiversidad en Michoacán. Gobierno del Estado de Michoacán-Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología – Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Reporte interno. Morelia, Mich. 60 pp + 8 anexos.
- Palacio- Prieto J.L., Bocco G., Velásquez A., Mas J.F., Takaki-Takaki F., Victoria A., Luna-González L., Gómez-Rodríguez G., López- García J., Palma M., Trejo-Vázquez I., Peralta A., Prado-Molina J., Rodríguez-Aguilar A., Mayorga-Saucedo R. y Gonzáles-Medrano F. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía UNAM **43**:183-203.
- Pittler, P. 2001. Potencial de manejo de los bosques secundarios en la zona seca del noroeste de Costa Rica. Programa de apoyo ecológico. GTZ/Alemania, Eschborn. Consultado 20 de Noviembre, 2003. <http://www.gtz.de/toeb/scripts/publikationen/download>.
- Sagar, R., A. S. Raghubanishi, & J. S. Singh. 2003. Tree composition, dispersión and diversity along a disturbance gradient in a tropical forest region of India. *For. Ecol. Man.* 186: 61-71.
- Thomas M. Lillesand y Ralph W. Kiefer 1994. Remote Sensing and Image Interpretation. Segunda edición, 709 pp.
- Torres, A. y G. Bocco. 1999. Cambio de Uso de Suelo por Cultivo de Aguacate en la Meseta Tarasca, Michoacán para los años de 1970 y 1990/92. En: Bocco, G. y M. Mendoza. 1999. Evaluación de los Cambios de la Cobertura Vegetal y Uso del Suelo en Michoacán (1975-1995). Informe Técnico. Departamento de Ecología de los Recursos Naturales-Instituto de Ecología, UNAM. Campus Morelia, Michoacán. México. 50 pp
- Toledo, V.M. y M., J. Ordóñez. 1993. The biodiversity scenario of Mexico: a review of terrestrial habitats, in Ramamoorthy T.P., R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds), Biological diversity of Mexico: origins and distribution, Oxford University Press, New York.
- Toledo, V.M. y M., J. Ordóñez. 1998. El panorama de la biodiversidad de México: una revisión de los hábitats terrestres. In Ramamoorthy, T.P., R. Bye, A. Lot y J. Fa (comp.). Diversidad biológica de México: orígenes y distribución. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. pp 739-757.

- Toledo M., J. Salick., B. Loiselle., P. Jorgensen. 2005. Composición florística y usos de bosques secundarios en la provincia Guarayos, Santa Cruz, Bolivia. *Biológica, Ecológica*. **18**: 1- 16.
- Vieira, D.L.M., Scariot, A., 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Rest. Ecology*. 14, 11–20.
- Yepes, P. A., I. J. Del Valle, L. S. Jaramillo, and A. S. Orrego. 2010. Recuperación estructural en bosques sucesionales andinos de Porce (Antioquia, Colombia). *Revista de Biología Tropical* **58**:427-445.

DISCUSIÓN GENERAL

La constante presión antropogénica sobre los sistemas naturales es un proceso constante e intenso, y la subcuenca del Cupatitzio no es la excepción, teniendo alrededor del 70% de su superficie con algún rasgo de perturbación. Las comunidades vegetales que se encuentran impactadas son el bosque tropical caducifolio y el bosque de pino-encino. Las principales causas de este deterioro son el contante cambio de uso de suelo, los incendios forestales y la tala clandestina. Lo anterior es reforzado con lo reportado por Bryant *et al.*, (1997), Groombridge y Jenkins (2002) y FAO (2003) donde destacan que una de las presiones más importantes para los bosques en México y el mundo es la conversión de las tierras forestales a otros usos del suelo. Como resultado de la expansión de las zonas principalmente agrícolas, ganaderas y urbanas.

La intensidad de transformación de la zona ocasiona que lo que antes eran bosques (tropicales o templados) hoy día están siendo sustituidos por pastizales y bosques secundarios. Los cuales pueden ser considerados como los bosques del futuro (Quesada *et al.*, 2009). No obstante los remanentes de vegetación que aun se mantiene son clave como fuentes de propágulos y refugio de especies, lo cual contribuye en el proceso de sucesión además de que permiten establecer la pauta para el desarrollo de modelos de dinámica de reclutamiento (Quesada & Stoner 2004; Yepes *et al.*, 2010). Por lo que se infiere que la comunidad vegetal no se encuentra formada por unidades ambientales homogéneas, sino que se caracteriza por tener sitios perturbados, sitios conservados y gradientes intermedios de perturbación.

En este trabajo se distinguieron tres tipos de vegetación bosque tropical caducifolio, bosque de galería y bosque de pino-encino; siendo el primero la comunidad que geográficamente ocupa la mayor extensión y riqueza, registrándose un total de 162 especies; de las cuales el 93% corresponden a especie nativas y el 7% a especies exóticas. La mayor aportación de especies fue dada por la familia Leguminosae que también pueden estar incrementando la diversidad por aportar un mayor número de individuos. De acuerdo a Hernández-Oria, (2005) esta dominancia es atribuida al régimen de disturbio antrópico que favorece su establecimiento y colonización.

Los análisis también revelaron que las características estructurales evaluadas (riqueza diversidad y acumulación de especies), en general, aumentaron a medida que avanzó el

proceso sucesional. Tendencias similares fueron encontradas para procesos sucesionales en otras regiones del trópico (*e.g.* Costa Rica, Parque Nacional Santa Rosa; Amazonía, bosque Chiquitano boliviano y Colombia, bosques andinos de Porce) donde la recuperación de estas tres características estructurales fue notoria (Saldarriaga, 1991; Kennard, 2001). Los resultados obtenidos en este estudio se sigue que la fragmentación de los sitios sumada a los reducidos mosaicos de vegetación natural y al establecimiento de numerosas parcelas de cultivo en la región, que en su mayoría rodea a los sitios de pastizal, pudieron ser un factor decisivo para que la riqueza de especies fuera baja con relación a los valores obtenidos en bosques maduros (Yepes-Quintero *et al.*, 2007).para ambas comunidades.

Las diferentes condiciones geomorfológicas en las que se distribuye la vegetación de la subcuenca comprenden desde lomeríos altos hasta planicies bajas lo que genera un reducido recambio de especies. Sin embargo el bosque de galería y el bosque tropical caducifolio son las comunidades que comparten un mayor número de especies, lo anterior se explica por su cercanía geográfica como se atribuye en algunos estudios hechos en bosque seco (Trejo y Dirzo, 2002; Barranco-León, 2008). Esta relación de distancia y similitud se ha asociado a diferentes factores como son los gradientes climáticos, diferencias en amplitud de nicho entre especies (Nekola y White, 1999), a una menor capacidad de dispersión (Segura *et al.*, 2002) y el tiempo en el cual el sitio se encuentre en regeneración (pastizal-pastizal abandonado-bosque maduro).

Nuestros resultados confirman que la frecuencia y la intensidad de intervención a la que fueron sometidos los sitios, junto con la evaluación de las características estructurales pueden ser determinantes para la toma de decisiones en cuestiones de regeneración, restauración o rehabilitación. Actualmente la situación de la vegetación es crítica, la acelerada destrucción de los bosques naturales, por el crecimiento urbano y áreas de cultivo obliga a tomar decisiones urgentes y acertadas para salvaguardar esta riqueza natural que aun sobrevive, por lo que esta información podría convertirse en una herramienta básica de respuesta rápida para la restauración y acelerar el proceso de sucesión.

CONCLUSIONES GENERALES

- La heterogeneidad topográfica, edafológica y climática ha dado lugar a diferentes tipos de comunidades vegetales; bosque tropical caducifolio, bosque de pino-encino, bosque de galería y bosque cultivado.
- Las condiciones estructurales observadas, señalan un significativo incremento de riqueza de especies, diversidad, y densidad de individuos, así como un recambio de especies considerable, conforme la sucesión avanza.
- Actualmente la situación de la vegetación en la subcuenca del Cupatitzio es crítica, la acelerada destrucción por el crecimiento urbano y áreas de cultivo obliga a tomar decisiones urgentes para salvaguardar esta riqueza natural.
- Debe de llevarse a la práctica el conocimiento de un aspecto básico en el proceso de la sucesión, con resultados obtenidos en este trabajo, lo que podría convertirse en una herramienta de respuesta rápida para la restauración de las diferentes comunidades de la subcuenca.
- El bosque de galería y los fragmentos de bosque natural aun conservados juegan un papel de alta relevancia ya que estos sirven de corredores biológicos para diferentes especies.

LITERATURA COMPLEMENTARIA

- Aide, T.M., J.K. Zimmerman, L. Herrera & M. Rosario.1995. Forest recovery in Abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *Forest. Ecol. Manag.* 77: 77-86.
- Barranco-León, M.N. 2008. Estructura y diversidad florística de la selva baja caducifolia del estado de Colima, México. tesis de Maestría.UNAM. México 52 pp
- Begon, M.; Harper, H. y Towsend, C. 1995. *Ecología de Individuos, Poblaciones y Comunidades*. Parte II y IV. Ed. Omega. España. pp 201-506; 599-823.
- Bocco, G., M. Mendoza y O. R. Masera. 2001. La dinámica del uso del suelo en Michoacán. una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*.44: 18-38.
- Bryant, D., D. Nielsen y L. Tanglely. 1997. *Last Frontier Forests: Ecosystems and Economies on the Edge*. Research Report. World Resources Institute. Washington, DC
- Bustamante, R. y A. A. Grez. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo* XI: 58-63.
- CCAD-PNUD/GEF. 2002. Corredor biológico mesoamericano, una plataforma para el desarrollo sostenible regional. Serie técnica No. 1. Proyecto para la consolidación del corredor biológico mesoamericano. Managua, Nicaragua. 24 p.
- Clements, F. E. 1904. The development and structure of vegetation. *Botanical survey of Nebraska* 7. Botanical Seminar, University of Nebraska, Lincoln, Nebraska, USA
- Clements, F. E., 1916. *Plant succession*. Carnegie Institute Washington Publication 242. Washington D. C.
- Chapin FS III, McGuire AD, Randerson J, et al. 2000. Arctic and boreal ecosystems of western North America as components of the climate system. *Global Change Biol* 6 (1 Suppl): 1–13
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2006 Programa de Conservación y Manejo del Parque Nacional Barranca del Cupatitzio Uruapan Michacán, México. 174pp.
- Cué-Bär, E. M., J. L. Villaseñor, L. Arredondo-Amezcu, G. Cornejo-Tenorio y I.M. M. 2006. La flora arbórea de Michoacán, México. *Boletín de la Sociedad Botanica de México* 78:47-81.

- Díaz-Delgado, R. 2003. Efecto de la recurrencia de los incendios sobre la resiliencia post-incendio de las comunidades vegetales de Cataluña a partir de imágenes de satélite. *Ecosistemas*.
- Dirzo, R. y P. H. Raven. 2003. Global state of biodiversity and loss *Annual Review of Environment and Resources* **28**:137-167.
- Eamus, D. & L. Prior. 2001. Ecophysiology of trees of seasonally dry tropics: comparisons among phenologies. *Adv. Ecol. Res.* 32: 113-197.
- Eggler, W. A. 1948. Plant communities in the vicinity of the volcano El Parícutin, Mexico, after two and a half years of eruption. *Ecology*, 29:415-436 pp.
- Ewel, J. 1977. Differences between wet and dry successional tropical ecosystems. *Geo-Eco-Trop* 1: 103-117.
- Ewel, J. 1980. Tropical succession: manifold routes to maturity. *Biotropica* 12: 2-7.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2003. Situación de los Bosques del Mundo. Parte I Situación y Acontecimientos Recientes en el Sector Forestal.
- Farjon A., Pérez de la Rosa J. y Styles B.T. 1997. Guía de campo de los pinos de México y América Central. The Royal Botanic Gardens, Kew, Oxford Forestry Institute y Oxford University, Oxford.
- Feeley, K. J., T. W. Gillespie, D.J. Lebbin y H.S. Walter. 2007. Species characteristics associated with extinction vulnerability and nestedness ranking of birds in tropical forest fragments. *Animal conservation*. 10: 49-501.
- Fernández N.R., C. Rodríguez Jiménez, M. L. Arreguín Sánchez, A. Rodríguez Jiménez. 1998. Listado florístico de la cuenca del río Balsas, México. *Polibotánica* 9:1-151 pp.
- Ferreira, L.V. & G.T. Prance. 1999. Ecosystem recovery in terra firme forest after cutting and burning: a comparison on species richness, floristic composition and forest structure in the Jaú National Park, Amazonia. *Bot. J. Linn. Soc.* 130: 97-110.
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forest: the first 100 years of succession. *Trends. Ecol. Evol.* 11: 119-124.
- Freedman, B. 1995. *Environmental Ecology. The Ecology effects of Pollution, Disturbance, and other Stresses*. Second edition, Academic Press. San Diego, California, EE.UU.

- García E. 1990. Atlas Nacional de México. Carta de Climas (1:4,000,000). Instituto de Geografía. Universidad Autónoma de México, D.F.
- Gentry, A. H. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology* 15:1-84pp.
- Givnish, T. J. 1999. Sobre las causas de los gradientes en la diversidad de árboles tropicales. *J. Ecol.* 87: 193-210 pp.
- Groombridge, B. y M. D. Jenkins. 2002. World Atlas of Biodiversity. UNEP World Conservation Monitoring Centre. University of California Press. USA.
- González-Megías, A., J.M. Gómez y F. Sánchez-Piñero. 2007. Diversity-habitat heterogeneity relationship at different spatial and temporal scales. *Ecography*. 30: 31-41.
- González, O. Y., A. A. Coca y E. E. Castillo. 2007. Estructura y composición florística de la vegetación del corredor biológico entre los parques nacionales naturales Puracé y Cueva de los Guacharos. Colombia Forestal. X 20:40-78.
- Hernández-Oria J.G. 2005. Dinámica ecológica del bosque tropical caducifolio del sur del sur del estado de Querétaro: Un tipo de vegetación amenazada. Premio Alejandrina a la investigación 2005. Santiago de Querétaro, Querétaro. 133pp.
- Hooper, D.U., D.U.F.S. Chapin, III, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J.H. Lawton, D.M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer y D. A. Wardle. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75:3-35
- Janzen, D.H., 1988. Management of habitat fragments in a tropical dry forest: growth. *Ann. Miss. Bot. Gard.* 75, 105–116.
- Lehman, C. L. y D. Tilman 2000. Biodiversity, stability and productivity in competitive communities. *The American Naturalist*, 156:534-532.
- Leiva, J. A; R. Mata; O. J. Rocha, y M. V. S. Gutierrez. 2009. Cronología de la regeneración del bosque tropical seco en Santa Rosa, Guanacaste, Costa Rica: I. Características edáficas. *Biología Tropical*. Vol. 57. 3: 801- 815.
- Lott, E. J., S.H. Bullock y A. Solís-Magallanes. 1987. Floristic diversity and structure of upland and arroyo forests of Coastal Jalisco. *Biotropica*, 19:228-235.
- Maass, J. M. (1995), "Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture", en Bullock, S. H., H. A. Mooney y E. Medina (eds.), *Seasonally dry forest*. Cambridge

- Manson, H. R., P. E. Jardel, E. M. Jiménez, S. C. Escalante, V. Sánchez-Cordero, R. V. Magaña, y M. L. Gómez. 2009. Perturbaciones y desastres naturales: impactos sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico, en Capital natural de México. Estado de conservación y tendencias de cambio. Conabio, México **II**: 131-184.
- Margalef, R. 1997. Our Biosphere. O. Kinne, editor. Excellence in Ecology Series. Ecology Institute, Oldendorf, Germany.
- Medina-Orozco, L; M Bravo-Espinosa; M. E. Mendoza; T. Carlón-Allende; R. Paez-Bistrain y T. Sáenz-Reyes. 2011. Degradación y restauración de suelos y cobertura vegetal en la subcuenca del Río Cupatitzio. Integrado al proyecto Saneamiento restauración y conservación de la subcuenca del río Cupatitzio.
- Miranda F. y Hernández-X. E. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. Boletín de la Sociedad Botánica DE México 28:29-178.
- Nekola J.C. y White P. S., 1999. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. Journal of Biogeography 26: 867-878 pp.
- Ontiveros-Alvarado, S., P. Silva-Saenz y H. Zepeda-Castro. 2000. Flora vascular del “Campo Experimental Barranca del Cupatitzio”, Municipio de Uruapan, Michoacán, México. Informe técnico no publicado.
- Palacio-Prieto J.L., Bocco G., Velásquez A., Mas J. F., Takaki-Takaki F., Victoria A., Luna-González L., Gómez-Rodríguez G., López-García J., Palma M., Trejo-Vázquez I., Peralta A., Prado-Molina J., Rodríguez-Aguilar A., Mayorga-Saucedo R. y González-Medrano F. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía UNAM **43**: 183-203.
- Perry, J.P. 1991. The pines of Mexico and Central America. Timber Press. Portland.
- Pickett, S. T. A. 1976. Succession: an evolutionary interpretation. American Naturalist **110**:107–119.
- Pickett, S.T.A. and P. S. White. 1985. Patch dynamics: a synthesis. In: S.T.A. Pickett and P.S. White. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. New York: Academic Press: 371-384.

- Polikarpov, N. P., N. M. Tchebakova, and D. I. Nazimova. 2009. Climate and mountain forests of southern Siberia. *Unasylyva* Novosibirsk, Federación de Rusia, Nauka **60**:231-232.
- Ponce S., J., E. Carranza G., R. J. Moreno B., E. P. Miranda L., A. L. Escalante J., M. A. Villaseñor R. y R. Cancino M. 2004. Caracterización de dos variantes de selva baja caducifolia en la Depresión del Balsas, Michoacán, México. *Biológicas* No. 6. 56-78.
- Quesada, M., Stoner, K.E., Lobo, J.A., Herrerias-Diego, Y., Palacios-Guevara, C., Munguia-Rosas, M.A., Salazar, K.A.O., Rosas-Guerrero, V., 2004. Effects of forest fragmentation on pollinator activity and consequences for plant reproductive success and mating patterns in bat-pollinated bombacaceous trees. *Biotropica* 36, 131–138.
- Quesada, M., Stoner, K.E., 2004. Threats to the conservation of the tropical dry forest in Costa Rica. In: Frankie, G.W., Mata, A., Vinson, S.B. (Eds.), *Biodiversity Conservation in Costa Rica: Learning the Lessons in a Seasonal Dry Forest*. University of California Press, Berkeley, California, pp. 266–280.
- Quesada M., Sánchez-Alvarez-Añorve., Stoner K.E., Avila-Cabadilla L., Calvo-Alvarado J., Castillo A., Espíritu-Santo M.M., Fagundes M., Fernandes G.W., Gamonb J., Lopezaraiza-Mikel M., Lawrence D., Cerdeira Morellato L.P., Powers J.S., Neves F de S., Rosas-Guerrero V., Sayago R., Sanchez-Montoya G. 2009. Succession and Management of tropical dry forest in the Americas Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management*. 258: 1014-1024.
- Quintana-Ascencio, P.F. y M. Gonzalez-Espinosa 1993. Afinidad fitogeográfica y papel sucesional de la flora leñosa de los bosques de pino-encino de los altos de Chiapas, México. *Acta Botánica Mexicana*. Instituto de Ecología. 21:43-57.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México, D.F. 432 pp
- Rzedowski, J. y Mc Vaugh R. 1966. La vegetación de Nueva Galicia. *Contributions of the University of Michigan Herbarium*. 9: 1-123pp.
- Rzedowski, J. 1992. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Ciencias. Acta Botánica Mexicana*. 6: 46-56.
- Sánchez, C. S., M. A. Flores, C.-L. I. Ahmed, and A. Velázquez. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas en capital natural de

- México. México. Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México
II: 75-129.
- Segura G., Balvanera P., Durán E. y Pérez A. 2002. Tree community structure and stem mortality along a water availability gradient in a Mexican tropical dry forest. *Plant Ecology*: 1-13 pp.
- Schulze, E-D., E. Beck y K. Müller-Hohenstein. 2002. *Plant Ecology*. Springer-Verlag, Berlin, Alemania. 702 pp.
- SEDUE-UMSNH. 2000. Propuesta de áreas prioritarias para la conservación de la Biodiversidad en Michoacán. Gobierno del Estado de Michoacán-Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología – Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Reporte interno. Morelia, Mich. 60 pp.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) 2003. Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales 2002. México
- Soto, J. C. 1987. Las plantas medicinales y su uso tradicional en la Cuenca del Río Balsas; estados de Michoacán y Guerrero. Tesis. Universidad Nacional Autónoma de México. 231 pp.
- Kennard, K.K. 2001. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *J. Trop. Ecol.* 18: 53-66.
- Sagar, R., A. S. Raghubanishi, & J. S. Singh. 2003. Tree composition, dispersión and diversity along a disturbance gradient in a tropical forest region of India. *For. Ecol. Man.* 186: 61-71.
- Saldarriaga, J.G. 1991. Estudios en la Amazonía colombiana V: Recuperación de la Selva de “Tierra Firme” en el alto río Negro Amazonía colombiana-venezolana. TROPENBOS Colombia, Bogotá, Colombia
- Trejo, I. 1998. Distribución y diversidad de selvas bajas de México: relaciones con el clima y el suelo. Tesis doctoral. Diversidad de estudios de Posgrado. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 206 p
- Trejo, I. y R. Dirzo. 2002. Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forest. *Biodiversity and Conservation* 11:2063-2084 pp.

- Torres, A. y G. Bocco. 1999. Cambio de Uso de Suelo por Cultivo de Aguacate en la Meseta Tarasca, Michoacán para los años de 1970 y 1990/92. En: Bocco, G. y M. Mendoza. 1999. Evaluación de los Cambios de la Cobertura Vegetal y Uso del Suelo en Michoacán (1975-1995). Informe Técnico. Departamento de Ecología de los Recursos Naturales-Instituto de Ecología, UNAM. Campus Morelia, Michoacán. México. 50 pp
- Toledo, V.M. y M., J. Ordóñez. 1993. The biodiversity scenario of Mexico: a review of terrestrial habitats, in Ramamoorthy T.P., R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds), Biological diversity of Mexico: origins and distribution, Oxford University Press, New York.
- Vieira, D.L.M., Scariot, A., 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Rest. Ecology*. 14, 11–20.
- Yepes-Quintero, A.P., S.L. Jaramillo-Restrepo, J.I. del Valle-Arango, S.A. Orrego-Suáza. 2007. Diversidad y composición florística en bosques sucesionales andinos de la región del río Porce, Colombia. *Revista de Actualidades Biológicas* 29: 103-113
- Yepes, P. A., I. J. Del Valle, L. S. Jaramillo, and A. S. Orrego. 2010. Recuperación estructural en bosques sucesionales andinos de Porce (Antioquia, Colombia). *Revista de Biología Tropical* 58:427-445.
- Zacarías-Eslava LE, Cornejo-Tenorio G, Cortés-Flores J, GonzálezCastañeda N, Ibarra-Manríquez G (2011) Composición, estructura y diversidad del cerro El Águila, Michoacán, México. *Rev. Mex. Biodivers.* 82: (En prensa).

ANEXO I . LISTADO FLORÍSTICO

Familia	Nombre científico
Amaranthaceae	<i>Iresine heterophylla</i> Standl.
Anacardiaceae	<i>Pseudosmodium perniciosum</i> HBK.
Anacardiaceae	<i>Comocladia engleriana</i> Loes.
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.
Anacardiaceae	<i>Spondia bombin</i> L.
Anacardiaceae	<i>Spondias purpurea</i> L.
Apocynaceae	<i>Plumeria rubra</i> L.
Asteraceae	<i>Archibaccharis serratifolia</i> (HBK.) Blake
Asteraceae	<i>Baccharis heterophylla</i> HBK.
Asteraceae	<i>Eupatorium areolare</i> DC.
Asteraceae	<i>Eupatorium mairetianum</i> DC.
Asteraceae	<i>Senecio petasitis</i> (Sims) DC.
Asteraceae	<i>Senecio salignus</i> DC.
Betulaceae	<i>Alnus acuminata</i> HBK.
Betulaceae	<i>Carpinus caroliniana</i> Walt.
Bignoniaceae	<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don.
Bignoniaceae	<i>Crescentia alata</i> HBK.
Bignoniaceae	<i>Spathodea campanulata</i> Beauv. *
Bignoniaceae	<i>Tabebuia palmer</i> Rose
Bombacaceae	<i>Ceiba aesculifolia</i> (HBK.) Britt. & Baker
Bombacaceae	<i>Ceiba aesculifolia</i> (HBK.) Britt
Bombacaceae	<i>Pseudobombax ellipticum</i> (HBK.) Dugand
Boraginaceae	<i>Cordia elaeagnoides</i> A. DC.
Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken
Burseraceae	<i>Bursera arborea</i> (Rose) Riceg.
Burseraceae	<i>Bursera bipinnata</i> (Sessé & Moc. ex DC.)
Burseraceae	<i>Bursera copallifera</i> (DC.) Bullock
Burseraceae	<i>Bursera fagaroides</i> (HBK.) Engl
Burseraceae	<i>Bursera denticulata</i> McVaugh & Rzed
Caparaceae	<i>Capparis indica</i> (L.) Fawc. & Rendle
Caricaceae	<i>Carica papaya</i> L.*
Chysobalanaceaea	<i>Licania arborea</i> Seem.
Clethraceae	<i>Clethra mexicana</i> A. DC.
Cochlospermaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.
Convolvulaceae	<i>Ipomea arborens</i> L.
Cornaceae	<i>Cornus excelsa</i> HBK.
Cupressaceae	<i>Cupressus lindleyi</i> Klotzsch ex Endl.
Labiata	<i>Salvia mexicana</i> L. var.
Ericaceae	<i>Arbutus xalapensis</i> HBK.*
Leguminosae	<i>Acacia cochliacantha</i> Humb. & Bonpl.

Leguminosae	<i>Acacia coulteri</i> Benth.
Leguminosae	<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd
Leguminosae	<i>Acacia pennatula</i> Benth
Leguminosae	<i>Acacia picachensis</i> Brandeg.
Leguminosae	<i>Caesalpinia coriaria</i> (Jacq.) Willd.
Leguminosae	<i>Caesalpinia eriostachys</i> Benth.
Leguminosae	<i>Caesalpinia platyloba</i> S. Wats
Leguminosae	<i>Caesalpinia pulcherrima</i> (L.) Sw.
Leguminosae	<i>Calliandra calothyrsus</i> Meisn.
Leguminosae	<i>Conzattia multiflora</i> (B. L. Rob.) Standl.
Leguminosae	<i>Diphysa robinoides</i> Benth.
Leguminosae	<i>Enterolobium cyclocarpum</i> (Jacq.) Griseb.
Leguminosae	<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth. ex Steud.
Leguminosae	<i>Haematoxylum brasiletto</i> H. Karst.
Leguminosae	<i>Inga vera</i> Willd.
Leguminosae	<i>Leucaena esculenta</i> (DC.) Benth
Leguminosae	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) De Wit
Leguminosae	<i>Lysiloma acapulcensis</i> (Kunth) Benth.
Leguminosae	<i>Lysiloma tergeminum</i> Benth.
Leguminosae	<i>Mimosa benthamii</i> Macbr.
Leguminosae	<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.
Leguminosae	<i>Senna atomaria</i> (L.) Irwin & Barneby
Leguminosae	<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link
Leguminosae	<i>Senna uniflora</i> (Mill.) Irwin & Barneby
Fagaceae	<i>Quercus obtusata</i> Humb. & Bonpl.
Fagaceae	<i>Quercus castanea</i> Née
Fagaceae	<i>Quercus sp 1</i>
Fagaceae	<i>Quercus sp 2</i>
Fagaceae	<i>Quercus sp 3</i>
Fagaceae	<i>Quercus laurina</i> Humb. & Bonpl.
Julianaceae	<i>Amphipterygium adstringens</i> (Schltdl.)
Julianaceae	<i>Amphipterygium glaucum</i> Hemsl. & Rose
Lauraceae	<i>Persea americana</i> Mill.*
Liliaceae	<i>Yucca filifera</i> Hort. ex Engelm.
Loganiaceae	<i>Buddleia cordata</i> HBK.
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.
Malvaceae	<i>Hibiscus rosa-sinensis</i> L.*
Meliaceae	<i>Guarea glabra</i> Vahl.
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.
Meliaceae	<i>Swietenia humilis</i> Zucc.
Meliaceae	<i>Swietenia macrophylla</i> King.
Moraceae	<i>Ficus benjamina</i> L.*
Moraceae	<i>Ficus insípida</i> Willd.
Moraceae	<i>Ficus cotinifolia</i> HBK.
Moraceae	<i>Ficus petiolaris</i> HBK.

Musaceae	<i>Musa paradisiaca</i> L.*
Musaceae	<i>Ensete ventricosum</i> (Welw) Cheesman.*
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.*
Myrtaceae	<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenzig) Lingelsh.
Oleaceae	<i>Ligustrum japonicum</i> Thunb.*
Papaveraceae	<i>Bocconia arborea</i> S. Wats.*
Pinaceae	<i>Pinus douglasiana</i> Martínez
Pinaceae	<i>Pinus lawsonii</i> Roetzl ex Gordon
Pinaceae	<i>Pinus leiophylla</i> Schltdl. & Cham
Pinaceae	<i>Pinus michoacana</i> Martínez
Pinaceae	<i>Pinus martinezii</i> E. Larsen
Pinaceae	<i>Pinus montezumae</i> Lamb
Pinaceae	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede ex Schltdl.
Pinaceae	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl
Pinaceae	<i>Pinus teocote</i> Schltdl. & Cham
Pinaceae	<i>Pinus</i> 1
Pinaceae	<i>Pinus</i> 2
Piperaceae	<i>Piper hispidum</i> Sw.
Proteaceae	<i>Macadamia integrifolia</i> Maiden & Betche.*
Rhamnaceae	<i>Condalia velutina</i> I. M. Johnston.
Rosaceae	<i>Crataegus mexicana</i> Sessé & Moc.
Rosaceae	<i>Prunus persica</i> (L.) Siebold & Zucc.*
Rosaceae	<i>Prunus serotina</i> (Cav.) McVaugh
Rosaceae	<i>Prunus</i> sp1
Rosaceae	<i>Prunus</i> sp2
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.*
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i> L.*
Rubiaceae	<i>Simira mexicana</i> (Bullock) Steyererm.
Salicaceae	<i>Salix bonplandiana</i> HBK.
Solanaceae	<i>Brugmansia candida</i> Pers.*
Solanaceae	<i>Solanum rudepannum</i> Sw.
Taxodiaceae	<i>Taxodium mucronatum</i> Ten.
Tiliaceae	<i>Heliocarpus pallidus</i> Rose.
Tiliaceae	<i>Heliocarpus velutinus</i> Rose.
Tiliaceae	<i>Muntingia calabura</i> L.
Ulmaceae	<i>Celtis laevigata</i> L.
Ulmaceae	<i>Celtis</i> sp1
Verbenaceae	<i>Vitex mollis</i> Kunth.
	Morfoespecie 1
	Morfoespecie 2
	Morfoespecie 3
	Morfoespecie 4
	Morfoespecie 5
	Morfoespecie 6
	Morfoespecie 7

Morfoespecie 8
Morfoespecie 9
Morfoespecie 10
(*)especies exóticas
