



COLEGIO DE POSTGRADUADOS
INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS
CAMPUS MONTECILLO
POSTGRADO DE EDAFOLOGÍA

FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE Y COBERTURAS DE LA TIERRA
EN EL NORTE DE LA SELVA LACANDONA, CHIAPAS

MARÍA JESÚS PÉREZ HERNÁNDEZ

TESIS

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO

2015

La presente tesis, titulada: **FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE Y COBERTURAS DE LA TIERRA EN EL NORTE DE LA SELVA LACANDONA, CHIAPAS**, realizada por la alumna: **MARÍA JESÚS PÉREZ HERNÁNDEZ**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptado como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS

POSGRADO EN EDAFOLOGÍA

CONSEJO PARTICULAR



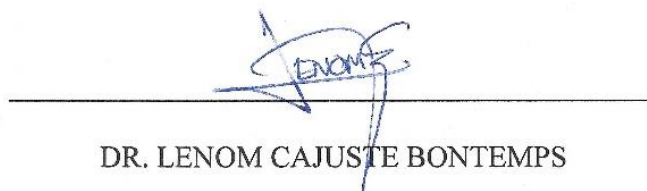
CONSEJERO

DR. ENRIQUE QJEDA TREJO



ASESORA

DRA. PATRICIA HERNÁNDEZ DE LA ROSA



ASESOR

DR. LENOM CAJUSTE BONTEMPS

Montecillo, Texcoco, Estado de México, México, Diciembre 2015

FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE Y COBERTURAS DE LA TIERRA EN EL NORTE
DE LA SELVA LACANDONA, CHIAPAS

María Jesús Pérez Hernández, M. C.
Colegio de Postgraduados, 2015

RESUMEN

La pérdida de cobertura vegetal se atribuye principalmente a actividades antropocéntricas; en México los ecosistemas tropicales están fuertemente amenazados ya que presentan una tasa de deforestación continua. Para el estudio de los recursos naturales, el uso de sensores remotos es una opción viable siempre y cuando se aplique un procedimiento metodológico integral. En el presente trabajo se identificaron las coberturas de la tierra y determinaron los efectos del proceso de fragmentación en la selva Lacandona, en el municipio de Ocosingo, Chiapas, desde el año 1986 hasta el año 2013; a través de técnicas de percepción remota.

En primera instancia se procesaron imágenes Landsat 5 para 1986 y Landsat 8 para 2013 aplicando técnicas de: corrección geométrica, atmosférica, filtro y realces para mejorar la calidad de las imágenes y el grado de exactitud en la identificación de las coberturas terrestres. Como resultado de esta primera etapa en el área de estudio se identificaron siete coberturas de suelo y se encontró que la corrección atmosférica, la ecualización de histogramas y la verificación en campo son los procesos que ayudan a corregir en mayor grado las imágenes y disminuyen los efectos de nubosidad.

En la segunda etapa se caracterizó el proceso de fragmentación. Con las herramientas Landscape Fragmentation Tool, Conefor Sensinode 2.2 y Patch Analyst 5.1, se generaron mapas de patrones espaciales y se calcularon métricas de paisaje: Índice de Área Total de Interior (TCAI), Tamaño medio de parches (MPS), Número de parches (Num P, Coeficiente de Variación del tamaño de parche (PSCoV), y Área interior de las clases (CA). El resultado de este análisis

arrojo que en 27 años el proceso de fragmentación degradó de forma considerable la vegetación nativa del municipio de Ocosingo, Chiapas principalmente por causa de actividades agropecuarias e incremento poblacional.

Palabras clave: Sensores remotos, Imágenes de satélite, Paisaje, Métricas de paisaje.

FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE Y COBERTURAS DE LA TIERRA EN EL NORTE
DE LA SELVA LACANDONA, CHIAPAS

María Jesús Pérez Hernández, M. C.

Colegio de Postgraduados, 2015

ABSTRACT

The loss of vegetation cover is mainly caused by anthropogenic activities; moreover, in Mexico tropical ecosystems are highly threatened, since the deforestation rate occurring within them remains constant. The use of Remote Sensing is a feasible option to study natural resources; in particular, when a methodological procedure is applied in an integrated way. In this study land cover classes were identified and the effects of fragmentation processes within these land covers were determined in the Selva Lacandona rain forest, in the municipality of Ocosingo Chiapas, from year 1986 to year 2013; using remote sensing techniques. An initial stage included Landsat 5 (1986 scene) and Landsat 8 (2013 scene) image processing, involving geometric and atmospheric corrections, image filtering and enhancements, to improve image quality and accuracy degree to identifying land cover, among other techniques. Results from this first step allow identifying seven land covers in the study area; besides, atmospheric correction, histogram equalization, and field check were processes that limited effects of cloudiness in image processing, increasing accuracy of land cover results.

In a second step, which was characterized by studying fragmentation in the area study, using software tools such as Landscape Fragmentation Tool, Conefor Sensinode, and Patch Analyst, spatial pattern maps were created and landscape metrics were calculated, including Total Core Area Index (TCAI), Mean Patch Size (MPS), Number of Patches (Num P), Patch Size Covariance (PSCoV), and Class Area (CA). Results from this step indicated that after 27 years of human activity in the study area, fragmentation degraded in a sensible way the natural

vegetation within the municipality of Ocosingo, Chiapas, mainly due to demographic explosion and agricultural and ranging activities.

Key words: Remote Sensing, Satellite Image, Landscape, Landscape metrics.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Colegio de Postgraduados, especialmente al postgrado de Edafología por haberme dado la oportunidad de realizar mis estudios de Maestría.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el financiamiento brindado para concluir mis estudios.

Al Dr. Enrique Ojeda Trejo por aceptar dirigirme y orientarme en la realización de este trabajo, pero sobre todo, gracias por los consejos de vida brindados.

A la Dra. Patricia Hernández de la Rosa por haberme aceptado como su alumna, por sus aportaciones y acertados comentarios para la realización de este trabajo.

Al Dr. Lenom Cajuste Bontemps por su amistad, confianza y por todos los consejos y conocimientos que siempre estuvo dispuesto a compartir conmigo.

A la Ing. Susana Madrigal Reyes por el gran apoyo y comprensión a lo largo de estos dos años.

A la M. C. Catalina González Gervacio por sus acertados comentarios en la realización de este trabajo y el apoyo desinteresado que siempre me has brindado.

A la Dra. Guadalupe Bravo por la confianza brindada y por compartir conmigo sus conocimientos.

DEDICATORIA

Dedico este trabajo a mi familia y amigos, que siempre han estado conmigo, que han creído en mí siempre. Yo no sería nada sin los consejos de mis padres, el cariño de mis hermanos, la sonrisa de mis sobrinos y la compañía de mis amigos, a todos muchas gracias por el amor que siempre me han brindado.

CONTENIDO

LISTA DE CUADROS	xi
LISTA DE FIGURAS	xii
1. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
2. OBJETIVOS.....	6
CAPÍTULO 1	7
1.1 RESUMEN	7
1.2 INTRODUCCIÓN	8
1.2.1 Métodos de corrección y realce de imágenes de satélite.....	10
1.2.2 Métodos de clasificación de imágenes	12
1.3 MATERIALES Y MÉTODOS	14
1.3.1 Área de estudio.....	14
1.3.2 Procesos ejecutados para la obtención de las coberturas de la tierra.	15
1.3.3 Adquisición y característica de las imágenes	16
1.3.5 Corrección geométrica	17
1.3.6 Corrección atmosférica	17
1.3.7 Realce y mejora de las imágenes.....	19
1.3.8 Clasificación no supervisada	19
1.3.9 Clasificación supervisada.....	20
1.4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	21
1.4.1 Preprocesamiento de imágenes de satélite	21
1.4.2 Clasificación no supervisada	22
1.4.3 Clasificación supervisada.....	24
1.5 CONCLUSIÓN.....	32
1.6 LITERATURA CITADA	33
CAPÍTULO 2	43
2.1 RESUMEN	43
2.2 INTRODUCCIÓN	44
2.2.1 Ecología del paisaje.....	45
2.2.2 Patrón, proceso y función ecológicas.....	46

2.2.3 Métricas del paisaje	48
2.2.4 Fragmentación de paisaje	51
2.3 MATERIALES Y MÉTODOS	53
2.3.1 Coberturas de la tierra	53
2.3.2 Métricas de Fragmentación del paisaje	53
2.3.2.1 Elementos del paisaje calculados a través de Landscape Fragmentation Tool (LFT)	53
2.3.2.2 Índice de conectividad mediante Conefor Sensinode 2.2 (CS22)	54
2.3.2.4 Índices de fragmentación por clases a través de Patch Analyst 5.1 (PA51).....	56
2.4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	57
2.4.1 Elementos del paisaje calculados a través de Landscape Fragmentation Tool	57
2.4.2 Índice de conectividad mediante Conefor sensinode 2.2	61
2.4.3 Índices de fragmentación a través de Patch analyst	64
2.5 CONCLUSIÓN.....	70
2.6 LITERATURA CITADA	71
CAPÍTULO 3	80
3.1 CONCLUSIONES GENERALES.....	80
3.2 LITERATURA CITADA	82

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1.1 Separabilidad de clases de acuerdo con la distancia de Jeffries-Matusita (JM) para la clasificación supervisada de 1986.	25
Cuadro 1.2 Separabilidad de clases de acuerdo con la distancia de Jeffries-Matusita (JM) para la clasificación supervisada de 2013.	26
Cuadro 1.3 Matriz de confusión para evaluar la exactitud de los resultados de la clasificación supervisada de 1986.	27
Cuadro 1.4 Matriz de confusión para evaluar la exactitud de los resultados de la clasificación supervisada de 2013.	28
Cuadro 1.5 Superficie total de las coberturas de la tierra del municipio de Ocosingo.....	30
Cuadro 2.1 Superficie y número de polígonos por elementos de paisaje para el periodo 1986-2013 en Ocosingo, Chiapas.	59

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 Localización del municipio de Ocosingo, Chiapas, México.....	15
Figura 1.2 Diagrama de flujo para la obtención de las coberturas de la tierra en el municipio de Ocosingo, Chiapas.....	16
Figura 1.3 Imagen antes (izquierda) y posterior (derecha) a la corrección atmosférica.	22
Figura 1.4 Dispersograma de las bandas más importantes en el análisis de clasificación no supervisada (banda 5 en el eje X y banda 4 en el eje Y para 1986; banda 6 en el eje X y banda 5 en el eje Y para 2013). Clases identificadas: Pastizal (1), Selva (2), Asentamientos humanos (3), Bosque (4), Agrícola (5), Popal/tular (6) y Cuerpos de agua (7).....	24
Figura 1.5 Coberturas de la tierra del municipio de Ocosingo, Chiapas, para 1986.	29
Figura 1.6 Coberturas de la tierra del municipio de Ocosingo, Chiapas, para 2013.	29
Figura 1.7 Comparación de las coberturas de la tierra para 1986, 2013 y lo reportado por INEGI en 2013 para el municipio de Ocosingo, Chiapas México.	32
Figura 2.1 Elementos del paisaje del municipio de Ocosingo, Chiapas, a) 1986 y b) 2013.	58
Figura 2.2 Zona núcleo con mayor superficie en 1986 y 2013 para el municipio de Ocosingo, Chiapas.	61
Figura 2.3 Cambio en la conectividad del paisaje utilizando CS22 para el municipio de Ocosingo, Chiapas.....	63
Figura 2.4 Índice de área total de interior (TCAI) para las coberturas de 1986 y 2013 en el municipio de Ocosingo, Chiapas.....	65
Figura 2.5 Tamaño medio de parches (MPS) para las coberturas de 1986 y 2013 en el municipio de Ocosingo, Chiapas.	66
Figura 2.6 Número de parche (Num P) en el paisaje del municipio de Ocosingo, Chiapas para 1986 y 2013.	67

Figura 2.7 Coeficiente de variación del tamaño de parche (PSCoV) para 1986 y 2013 en el municipio de Ocosingo, Chiapas.....69

Figura 2.8 Área interior de las coberturas (CA) para 1986 y 2013 en Ocosingo, Chiapas.70

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

Los cambios de cobertura/uso siguen una secuencia de cambio en usos de la tierra que va de asentamientos temporales conservando la vegetación natural hasta la frontera de deforestación, agricultura de subsistencia, ganadería, y finalmente agricultura intensiva y áreas urbanas. Cada región se encuentra en un diferente estado de transición, su estado depende del contexto social, histórico y su condición ecológica y económica (Lambin *et al.*, 2001; Foley *et al.*, 2005).

Las evaluaciones de deforestación con sensores remotos de las áreas tropicales, estiman que el grado de cambio de uso de la vegetación natural tiende a disminuir, sin embargo, estas estimaciones pueden estar sub o sobre estimadas por el uso de diferentes métodos y tecnologías satelitales (Turner *et al.* 2007; Lambin *et al.*, 2001). Los sensores remotos son una fuente de datos para la cartografía de coberturas de la tierra, detección de cambios y su monitoreo (Xian *et al.*, 2009; Hansen y Loveland, 2012).

Para realizar una adecuada detección de coberturas y cambios en la vegetación con el uso de sensores remotos debe considerarse la selección del sistema remoto, características ambientales del área de estudio y el método de procesamiento, por lo que se requiere un procedimiento metodológico integral, ya que el proceso es afectado por varios factores como son: complejidad del paisaje, topografía, algoritmos para el procesamiento de las imágenes, corrección geométrica, atmosférica, normalización de las imágenes multitemporales, el método de detección de cambios y finalmente características relacionadas con los objetivos de la investigación, la experiencia y las habilidades del analista y las restricciones de tiempo y costo (Lu *et al.*, 2004, Jensen, 2005).

México como muchos países tropicales, en los últimos 50 años, presenta procesos de cambio de cobertura/uso en grandes proporciones, las tasas de deforestación para México oscilan entre 1.4 y 10% anual dependiendo de la región, por lo que es necesario documentar dichos procesos

(Velázquez *et al.*, 2002; Mas y Fernández 2003; Mas *et al.*, 2009). La selva es una de las coberturas vegetales que se encuentra fuertemente amenazada, ya que presenta la tasa más alta de deforestación (Masera *et al.*, 1996). Información de SEMARNAT (2012a) y SEMARNAT (2012b) señala que la tendencia de deforestación de la selva en México es continua, en 2007 se reportaron 3 315 380 ha de selva alta perennifolia y 165 645 ha de selva alta subperennifolia, para el periodo 2005-2010 la pérdida fue de 146 000 ha de selva. La pérdida de cobertura vegetal fue atribuida principalmente a actividades antropocéntricas: ganadería, agricultura y el crecimiento urbano. Aunado a lo anterior los cambios de uso de la tierra aceleran el deterioro de las coberturas vegetales por erosión, sobrepastoreo, tala clandestina, incendios, entre otros. Estos procesos han acelerado el proceso de fragmentación de las coberturas vegetales nativas, colocando a los ecosistemas tropicales como uno de los más amenazados (Lambin *et al.*, 2001; SEMARNAT, 2012a y SEMARNAT, 2012b).

La información sobre uso del suelo/coberturas a nivel nacional es elaborada periódicamente por el Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI Serie I, 1975; Serie II, 1993; Serie III, 2000, Serie IV, 2007 y Serie V, 2011) (INEGI, 2009a; INEGI, 2012). A partir de 2004 se ha utilizado imágenes de satélite LANDSAT Y SPOT. Recientemente se está realizando el Inventario Nacional Forestal y de Suelos de manera conjunta entre INEGI y el Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFYS) (Palacio-Prieto *et al.*, 2000).

Existen también estudios de cambio de cobertura y uso de suelo a diferentes niveles de generalización y escalas: nacional (Velázquez *et al.*, 2002; Mas *et al.*, 2009), regional (De Jong, 2000; Mas y Flamenco, 2011), estatal (Flamenco y March, 1996; Paz *et al.*, 2010) y local (Castillo *et al.*, 1998; Flamenco, 2007). Los diferentes estudios disponibles sobre cobertura y uso del suelo se han elaborado a diferentes tiempos, escalas, metodologías y plataformas de sensores remotos.

Mas *et al.* (2009) en un análisis de las tasas de deforestación observó que 16 investigaciones encontraron diferentes tasas de deforestación para el país, concluyendo que hay inconsistencias entre cada una de las estimaciones, debido a la disponibilidad de información, la escala de trabajo, la falta de comunicación entre especialistas y el costo de realizar los estudios a escalas grandes. Por su parte, CONAFOR (2011) menciona que la mayoría de los estudios relacionados con recursos naturales se trabajan con cartografía a escala 1:250000 que proporciona información poco detallada.

La información disponible sobre uso del suelo/cobertura para las zonas tropicales en México se encuentran a nivel Nacional y no es consistente debido principalmente al uso de diferentes metodologías. Por otra parte, no existe información a nivel local específicamente de municipio. La generación de cartografía de uso/cobertura de la tierra con imágenes de satélite recientes como LANDSAT 8 es una opción para actualizar los cambios de uso/cobertura a una escala adecuada para el estudio de los recursos naturales.

Un análisis de post-clasificación que es posible realizar con información generada mediante tecnologías de percepción remota una vez que se definieron la coberturas/uso es el estudio del fenómeno de fragmentación de las coberturas nativas. El proceso de fragmentación es la ruptura de los espacio naturales en unidades más pequeñas y aisladas; es uno de varios de los fenómenos que ponen en peligro la salud ambiental del suelo y a la diversidad biológica, ya que causan disminución en la infiltración del agua y recarga de acuíferos e incrementan el aislamiento de los parches de hábitat (Fry *et al.*, 2009; Fischer y Lindenmayer, 2007; Geneletti, 2004).

La pérdida de hábitat y la fragmentación de los bosques afectan la biodiversidad a través de la reducción de la base de recursos, la subdivisión de las poblaciones, alteraciones de las interacciones entre especies, modifican el microclima, aumentan la presencia de especies invasoras e interrumpen los ciclos biogeoquímicos, causando desequilibrio en la función de los

ecosistemas Kupfer *et al.* (2006). Esto, potencia las amenazas como el cambio en la biología de las especies, pérdida de la heterocigosidad, aumento de la endogamia y una mayor afectación por eventos estocásticos y de perturbaciones ecológicas, como incendios y aclareos de la vegetación por enfermedades contraídas en la vegetación misma (Cristofoli *et al.*, 2010; Fischer y Lindenmayer, 2007).

La ecología del paisaje es una disciplina que se centra en explicar la importancia de los patrones espaciales y cómo éstos influyen sobre los procesos ecológicos; por lo cual, no se centra solamente en conocer que elementos conforman un paisaje, sino también, la cantidad y forma en que estos elementos están presentes. La investigación en ecología del paisaje ha mejorado la comprensión de las causas y consecuencias de la heterogeneidad espacial y cómo varían en escala temporal y espacial ante la influencia de las actividades humanas (Turner *et al.*, 2005).

En el caso de México los conceptos y métodos de ecología del paisaje se han ocupado de una forma incipiente en el ordenamiento del territorio y en el estudio de la fragmentación del paisaje en áreas naturales protegidas (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2005; Mas y Sandoval, 2000). Por lo que, hacer uso de las técnicas de la ecología del paisaje pueden ser de gran utilidad para realizar estudios de la condición actual de los ecosistemas del país y ayudar a comprender los procesos de cambio y proponer métodos para revertir la degradación de los ecosistemas.

Los objetivos de la investigación fueron aplicar una metodología integral para la identificación de coberturas de la tierra y determinar los efectos del proceso de fragmentación en una zona tropical, seleccionando el municipio de Ocosingo en el Sureste de México, área de la cual se tenía conocimiento, existía disponibilidad de imágenes de satélite e información a nivel regional sobre uso de suelo y vegetación.

El presente trabajo de investigación se integra de una introducción y conclusiones generales, y dos capítulos: I) Procesamiento de imágenes de satélite para detectar cobertura de la tierra en

Ocosingo, Chiapas, México y II) Fragmentación de la selva tropical y su relación con las actividades antrópicas en el municipio de Ocosingo, Chiapas, México.

En el Capítulo I se describen los métodos y procesos que pueden ser empleados en el análisis digital de imágenes de satélite. El objetivo de este capítulo fue aplicar técnicas de pretratamiento apropiadas a las imágenes de satélite utilizadas, en función de las características del área estudiada; la segunda parte consistió en seleccionar el algoritmo más adecuado de clasificación para implementar la identificación y detección de cambios de uso/cobertura de la tierra. La tercer parte fue la evaluación de la precisión con base en recorridos de campo e información disponible y finalmente se compararon los resultados obtenidos con los mapas oficiales de INEGI.

En el Capítulo II se hace un análisis del proceso de fragmentación que ha sufrido la vegetación nativa del municipio de Ocosingo a lo largo de 27 años (1986-2013). Con base en la información generada en el Capítulo I, se calcularon diferentes métricas de paisaje con el objetivo de explicar las causas y consecuencias de la fragmentación de la selva en el municipio de Ocosingo, Chiapas.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

- Determinar la variación en el espacio y tiempo del proceso de fragmentación e identificar las posibles causas y consecuencias en el estado de degradación de los ecosistemas del municipio de Ocosingo, Chiapas.

2.2 Objetivos particulares

- Procesar y analizar imágenes de satélite para identificar las coberturas vegetales utilizando técnicas de percepción remota.
- Analizar el proceso de fragmentación del paisaje utilizando Sistemas de Información Geográfica.
- Identificar los efectos de la fragmentación del paisaje sobre la configuración de los patrones del ecosistema.

CAPÍTULO 1

PROCESAMIENTO DE IMÁGENES DE SATÉLITE PARA DETECTAR COBERTURA DE LA TIERRA EN OCOSINGO, CHIAPAS, MÉXICO

1.1 RESUMEN

En México la cartografía disponible sobre usos y coberturas de la tierra está disponible a nivel nacional o regional, por lo cual es necesario generar esta información a nivel municipal o local. Mediante técnicas de Percepción Remota es posible generar información a escala fina de las diferentes coberturas terrestres, no obstante, el uso de imágenes de satélite como las Landsat en zonas tropicales es limitado debido principalmente a las condiciones topográficas y climáticas. Este trabajo se realizó en un fragmento de la selva Lacandona en el municipio de Ocosingo, Chiapas, con el objetivo de evaluar técnicas para disminuir los efectos atmosféricos y topográficos en las imágenes de satélite. Se procesaron imágenes Landsat 5 para 1986 y Landsat 8 para 2013. Se aplicaron técnicas como correcciones geométricas, atmosféricas, filtro y realces con la finalidad de mejorar la calidad de las imágenes y elevar el grado de exactitud en la identificación de las coberturas terrestres. En el área se identificaron siete coberturas de la tierra (agrícola, asentamientos humanos, bosque, cuerpos de agua, pastizal, popal/tular y selva). La corrección atmosférica, la ecualización de histogramas y verificación en campo, fueron los procesos que ayudaron a aumentar la precisión general en la clasificación de las coberturas terrestres. El índice Kappa obtenido para ambas fechas muestra que es factible utilizar imágenes de satélite de mediana resolución para mapear las coberturas y usos de suelo de zonas tropicales.

Palabras Clave: Coberturas de la tierra, Uso de suelo, Percepción Remota, Imágenes de satélite.

1.2 INTRODUCCIÓN

Las alteraciones espaciales de la superficie de la tierra han alcanzado grandes magnitudes. Los cambios en la cobertura (atributos biofísicos) y uso del suelo (aplicaciones utilitarias de los recursos naturales) son los mecanismos de alteración más importantes. Los efectos de cambio en la cobertura y uso de la tierra al considerarse de manera global afectan el funcionamiento del ecosistema, contribuyendo al cambio climático global, degradación del suelo, servicios del ecosistema y de manera general determinan las posibilidad para la subsistencia humana (Nagendra *et al.*, 2004). Debido a la velocidad con la que el medio natural está cambiando, se requiere realizar monitoreo constante a escala fina, que permita detectar las alteraciones y sus afectaciones en los ecosistemas.

El uso de herramientas como los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y Percepción Remota (PR), contribuyen de manera constante a la actualización de la cartografía y las bases de datos, y alimentan modelos que aportan información de la condición actual y futura de los recursos naturales. A pesar de las mejoras para la caracterización de las coberturas terrestres por la disponibilidad de imágenes de satélite, lidar y radar, en nuestro país existe poca información precisa a nivel regional o local, por lo que la mayoría de los estudios relacionados con los recursos naturales se trabajan con cartografía a escala 1:250000 que proporciona información poco detallada (CONAFOR, 2011).

En las regiones tropicales la principal dificultad para cartografiar y actualizar la información de coberturas y usos del suelo se debe a las condiciones de alta nubosidad (Mas, 1999), en donde el uso de imágenes de satélite es poco recomendado, y se privilegia el uso de radar. Sin embargo, la dificultad para contar con este tipo de material hacen necesario continuar con el uso de imágenes de satélite de mediana resolución y de distribución gratuita, por ejemplo, se cuenta

con imágenes Landsat de 1972 a la fecha, haciendo factible el análisis multitemporal de los recursos naturales.

Una de las razones por la cual es importante contar con datos actualizados de las zonas tropicales es que en estas regiones habitan especies en peligro de extinción como el jaguar (*Panthera onca*), el tapir (*Tapirus bairdii*), el tlacuache de agua (*Metachirus nudicaudatus*) y el armadillo (*Cabassous centralis*) (Medellín, 1994; CONANP, 2006). También la degradación del recurso suelo es considerable, afectando el medio de nutrición y sostén de especies vegetales de manera significativa. Esto a su vez, amenaza el sustento alimenticio de varias especies herbívoras y las cadenas tróficas en donde dichas especies participan.

Además, las regiones tropicales proporcionan distintos servicios ambientales como la captura de carbono, la regulación del clima y recarga de acuíferos. No obstante, la amenaza sobre los recursos naturales, y en particular del suelo, en estas zonas es elevada, las actividades antropocéntricas como la ganadería, agricultura y el crecimiento y asentamientos urbanos han acelerado el proceso de fragmentación de las coberturas vegetales nativas, colocando a los ecosistemas tropicales como uno de los más amenazados a nivel mundial.

De acuerdo con Masera *et al.* (1996) la vegetación de selva alta perennifolia presenta una alta tasa de deforestación, acompañada de un empobrecimiento nutrimental de los suelos por el mismo proceso de extracción del material arbóreo; en 1998 se estimó la existencia de no más del 10% de la superficie original de selva alta perennifolia (Challenger, 1998) y la tendencia de desaparición de este tipo de vegetación continúa en los últimos años. Para 2007 se reportó la existencia de 3 315 380 ha de selva alta perennifolia y 165 645 ha de selva alta subperennifolia (SEMARNAT, 2012a) y para el periodo 2005-2010 se estimó una pérdida de 146 000 ha de selva (SEMARNAT, 2012b).

Por lo anterior, el presente trabajo tiene como objetivo evaluar métodos y técnicas para mejorar la calidad visual, disminuir el efecto atmosférico y topográfico en las imágenes de satélite de mediana resolución que permitan generar información confiable de las diferentes coberturas de la tierra de zonas tropicales.

1.2.1 Métodos de corrección y realce de imágenes de satélite

Realce de imágenes

Existen diversas técnicas orientadas a mejorar la calidad visual de las imágenes, el objetivo principal es aumentar los rasgos de interés, de tal forma que sea más fácil su interpretación visual. Una de las técnicas más utilizadas es el ajuste de contraste, que consiste en adaptar la resolución radiométrica o niveles digitales de la imagen (ND) a los niveles de visualización en el monitor (NV). Dependiendo de las características del sensor se puede aplicar una expansión o comprensión del contraste; el primero es útil cuando el rango del sensor es menor o igual que el número de niveles de gris que es posible visualizar en pantalla, por lo cual resulta conveniente expandir los niveles de gris de la imagen al del monitor. Por otro lado, se requiere una comprensión del contraste cuando se da el caso contrario, en donde el rango del sensor supera al número de niveles de gris que el monitor permite visualizar (Chuvieco, 1995).

Otra técnica que ayuda a mejorar la calidad visual de las imágenes es la composición de colores (RGB), realizando diversas combinaciones de bandas espectrales es posible resaltar ciertas características del terreno, utilizando los tres colores primarios; azul, verde y rojo. Las bandas a usar en cada uno de los colores dependerán del sensor, por ejemplo, para Landsat 5 la combinación de bandas 4, 3, 2 (RGB), tiene buena sensibilidad a la vegetación verde, la que aparece de color rojo, los bosques de coníferas se ven de un color rojo más oscuro, los glaciares se ven de color blanco y el agua se ve de color oscuro debido a sus características de absorción

(Vargas, 2011). La combinación de las bandas 4, 5, 3 (RGB), diferencia con mayor precisión la vegetación, la humedad de la misma y el suelo (Buendía *et al.*, 2002). En Landsat 8, para el análisis de vegetación se recomienda utilizar la combinación de bandas 5, 4, 3 y combinación RGB 7, 6, 4 para el estudio de zonas urbanas.

El uso de filtros es muy útil cuando se desea eliminar los rasgos que no son de interés y resaltar aquellos de utilidad. Este método implica modificar los ND en función de los vecinos más cercanos y no sólo modificar los NV como en los métodos anteriores. Esta técnica no es conveniente cuando se pretende hacer una clasificación digital de las imágenes.

Corrección geométrica

El proceso de corrección de imágenes se realiza con la finalidad de disminuir errores debido a factores como los atmosféricos, la rotación de la tierra, la escala, al sensor y la plataforma, además que permite homogenizar valores y tener resultados que pueden ser comparables entre fechas y sensores.

Autores como Hantson *et al.* (2011); Torahi y Rai (2010) y Chuvieco (1995) exponen un listado general de procesos que pueden ser aplicados a imágenes de satélite con la finalidad de obtener resultados más confiables; sin embargo, el uso o no de cada uno de estos métodos de corrección o procesos dependerá siempre del objetivo de la investigación, del área de estudio, y de los recursos materiales y económicos con los que se cuente; por lo cual, los procesos de corrección y realce de imágenes satelitales no deben interpretarse como un conjunto de pasos que siempre tienen que ser aplicados. Por lo tanto, es necesario evaluar las técnicas más convenientes, ya que un método sencillo puede ser igual de eficiente que uno complejo (Ma *et al.*, 2010; ERDAS, 1999).

Las imágenes de satélite contienen distorsiones geométricas causadas por el sensor y el movimiento de la tierra, el proceso de corrección geométrica tiene como objetivo ajustar la imagen a un nuevo espacio mediante puntos de referencia XY a un sistema de proyección local (Wang *et al.*, 2012; Hung *et al.*, 2012).

Corrección atmosférica

La radiación electromagnética se puede ver afectada por la dispersión de luz ocasionada por distintos componentes de la atmósfera, como; aerosoles, ozono, oxígeno y vapor de agua, lo cual modifica los valores de reflectancia de una superficie (Chuvienco, 1995) disminuyendo el contraste de las imágenes. La corrección atmosférica implica disminuir los efectos de dispersión, la absorción y la refracción de la luz por partículas atmosféricas (Chávez, 1996) y por tanto mejorar el contraste de las mismas.

1.2.2 Métodos de clasificación de imágenes

Existen diversos métodos y algoritmos para mapear los usos y coberturas de la tierra, la técnica que se elija estará en función de las características espectrales y del tamaño de las diferentes coberturas presentes en el terreno (Rogan y Chen, 2004; Lu *et al.*, 2004).

Clasificación no supervisada

Los métodos de clasificación no supervisada, consisten en agrupar píxeles con base en datos estadísticos, sin que el usuario intervenga en su formación. Las técnicas de clasificación no supervisadas más comunes son IsoData y K-means. Ambas técnicas distribuyen uniformemente el espacio de datos y de forma iterativa agrupan los píxeles restantes usando la técnica de mínima distancia, por cada iteración recalculan las medias de clase y reclasifican los píxeles con respecto a las nuevas medias. IsoData utiliza principalmente los valores de las medias para agrupar los píxeles en un determinado número de cluster, y K-means además de la media, utiliza el umbral

de desviación estándar o la distancia máxima de búsqueda para llevar a cabo la agrupación de los píxeles (ENVI, 2004).

Clasificación supervisada

El método de clasificación supervisada es ampliamente utilizado para generar cartografía de uso de suelo y vegetación (Mas, 1999; Lu *et al.*, 2004; Evangelista *et al.*, 2009). La clasificación supervisada consiste en agrupar píxeles en un conjunto de datos en clases correspondiente a las clases de formación definidas por el usuario. Para definir las clases, el usuario debe realizar campos de entrenamiento en las áreas más representativas en función de los productos esperados. Las técnicas más comunes en la clasificación supervisada son: paralelepípedo, mínima distancia, máxima verosimilitud, entre otros.

La técnica de paralelepípedo consiste en determinar los valores máximos y mínimos, determinados a partir de la media y la desviación estándar para cada clase por banda. Todos aquellos píxeles que se encuentren dentro del hipercono son asignados a esa clase, en caso contrario quedan sin asignar (ERDAS, 1999).

La clasificación por mínima distancia consiste en la determinación de las medias de cada clase y la asignación se realiza hacia la clase con menor distancia. Algunos de los píxeles quedarán sin clasificar si se introduce una distancia máxima o una desviación estándar máxima.

La clasificación por máxima verosimilitud supone que las estadísticas para cada clase en cada banda se distribuyen de forma normal, se calcula la probabilidad de que un píxel dado pertenece a una clase específica. A menos que se selecciona un umbral de probabilidad, todos los píxeles serán clasificados (ERDAS, 1999; ENVI, 2004) y cada uno se asigna a la clase que tiene la probabilidad más alta (es decir, la máxima verosimilitud).

1.3 MATERIALES Y MÉTODOS

1.3.1 Área de estudio

En primera instancia se seleccionó el área de estudio con base en los objetivos de la investigación, que fue el diseñar una metodología integral para la identificación de coberturas de la tierra en una zona tropical, seleccionando el municipio de Ocosingo en el Sureste de México área de la cual se tenía conocimiento, existía disponibilidad de imágenes de satélite e información a nivel regional sobre cambio de uso. Se delimitó el municipio, se recopiló e integró la información disponible en el SIG (Figura 1.1)

El municipio de Ocosingo tiene una superficie de 9 580.33 km² (INEGI, 2013) y se ubica en el Nororiente del estado de Chiapas, la población es de 198 877 habitantes (INEGI, 2011) se concentra en la parte nor-occidental y al sur se encuentran poblaciones originarias dispersas. La geología dominante es de rocas calizas plegadas con sierras pequeñas con orientación nororiental, los suelos dominantes de acuerdo al sistema de clasificación FAO (WRB, 2007) y su proporción son; luvisol (27.72%), Leptosol (26.27%), Phaeozem (17.69%), Cambisol (10.28%), Umbrisol (4.81%), Gleysol (4.45%), Vertisol (3.08%), Regosol (2.22%), Acrisol, (2.16%), Fluvisol (1.11%) y Nitisol (0.11%). La altitud se incrementa de este a oeste y varía de 22 a 1968 msnm (Modelo de Elevación Digital Ocosingo Chiapas), (Figura 1.1).

La temperatura media oscila entre 22 a 27 °C (SMN, 2010), la mayor parte del territorio presenta clima cálido húmedo con abundantes lluvias en verano. La precipitación media anual es de 2524.7 mm (SMN, 2010). El municipio abarca el 90.94% de la superficie de la región de la Selva Lacandona; la vegetación se conforma de: selva alta y mediana perennifolia, selva alta y mediana perennifolia con vegetación secundaria arbustiva y herbácea, bosque mesófilo, bosque de coníferas y popal-tular (PDM, 2012). La agricultura se concentra en la parte nororiental con cultivo de maíz, frijol, café, hortalizas, plátano; la ganadería extensiva es la

principal actividad pecuaria, la actividad forestal se concentra en las áreas de bosque de pino-encino en las partes altas de las sierras. Del sector secundario destacan el procesamiento de café y derivados de la leche, por su parte en el sector terciario únicamente se puede mencionar el comercio, transporte y de una forma incipiente el turismo (PDM, 2012).

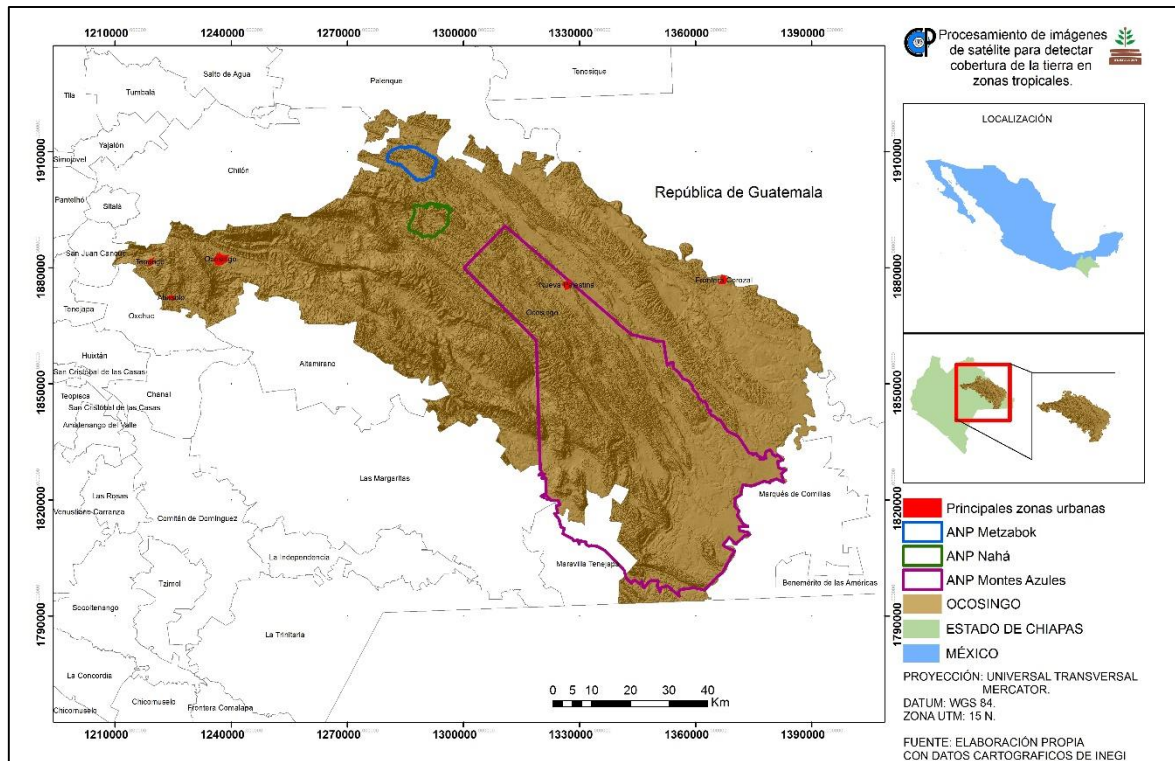


Figura 1.1 Localización del municipio de Ocosingo, Chiapas, México.

1.3.2 Procesos ejecutados para la obtención de las coberturas de la tierra.

La Figura 1.2 muestra los pasos ejecutados en este trabajo para obtener las coberturas de la tierra del municipio de Ocosingo.

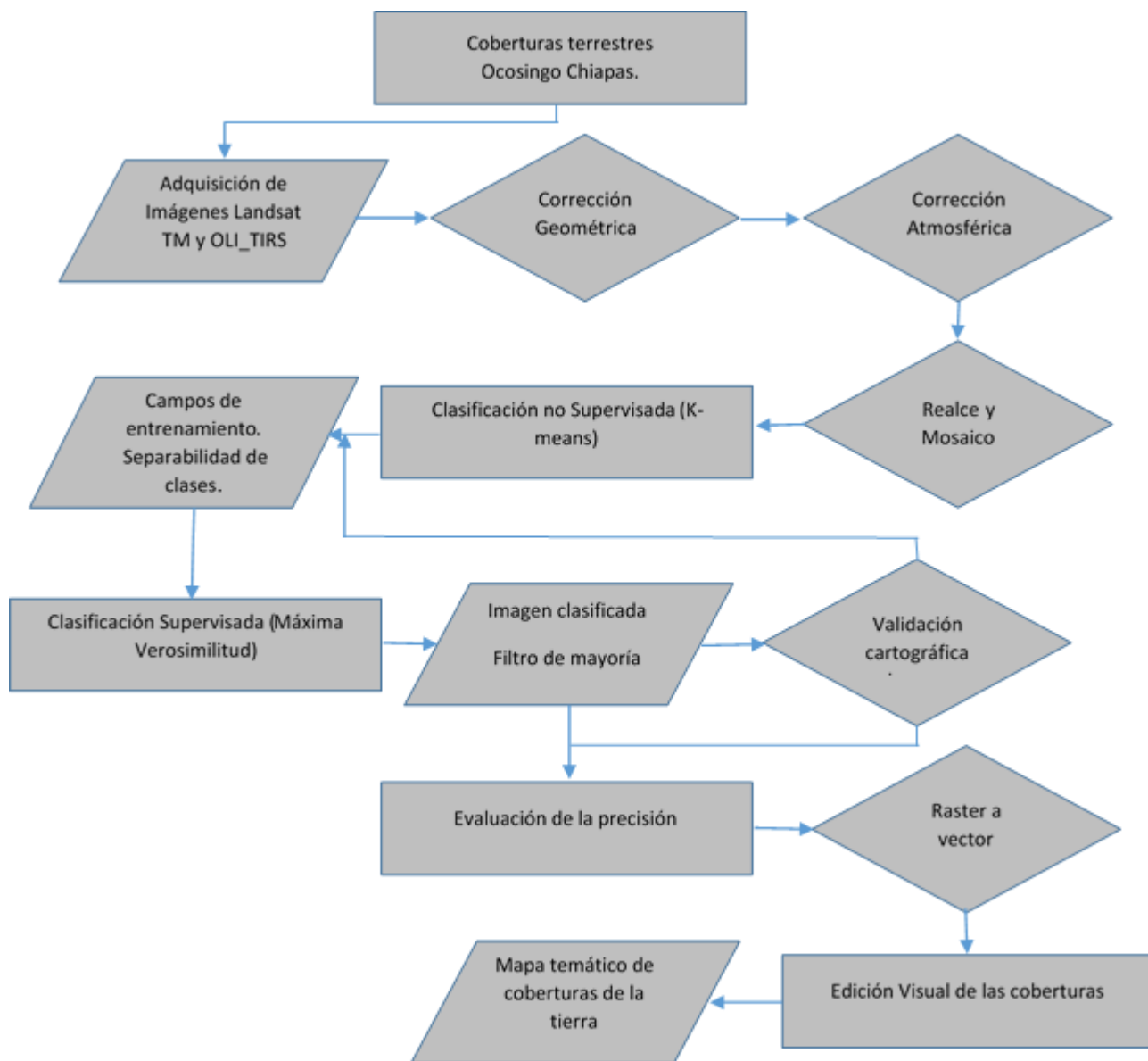


Figura 1.2 Diagrama de flujo para la obtención de las coberturas de la tierra en el municipio de Ocosingo, Chiapas.

1.3.3 Adquisición y característica de las imágenes

Se procesaron imágenes para dos fechas, Landsat 5 (Thematic Mapper) para 1986 y Landsat 8 (OLI-TIRS) para 2013, adquiridas de forma gratuita mediante la plataforma Glovis

(<http://glovis.usgs.gov/>), las imágenes son distribuidas con nivel de procesamiento L1T (USGS, 2012; <https://lta.cr.usgs.gov/TM>), en formato entero con resolución radiométrica de 8 y 16 bits, respectivamente y resolución espacial de 30 m. Se ocuparon cuatro escenas para 1986 y tres para 2013. Debido a las condiciones de nubosidad del área de estudio, fue imposible adquirir imágenes de fechas continuas que cubrieran todo el municipio, por lo cual, se buscaron escenas en fechas con similar condición de humedad.

1.3.5 Corrección geométrica

Los productos L1T, son distribuidos con corrección geométrica y topográfica por el desplazamiento del terreno debido al relieve; la opción de re-muestreo utilizada es el de convolución cúbica. En este trabajo para disminuir anomalías geométricas, se utilizaron las cartas topográficas E15D53, E15D55, y el Modelo Digital de Elevación, ambos productos generados y distribuidos por INEGI (<http://www3.inegi.org.mx/sistemas/productos/>). Mediante el software ArcGIS 10.1[®]. Se extrajo un conjunto de puntos de control y mediante una transformación polinomial se determinó el desplazamiento de la imagen respecto a la carta topográfica y un método de re-muestreo de vecino más cercano.

1.3.6 Corrección atmosférica

Para este trabajo, la corrección atmosférica se consideró como un proceso necesario, ya que las imágenes contenían superficie afectada por nubes (10% para 1986 y 4% en la imagen 2013). Lo anterior se realizó utilizando el módulo ATMOSC de Idrisi Selva[®], mediante el método Cos(t) (Cosine of the Solar Zenith Correction) propuesto por Chávez (1996), los parámetros para alimentar el modelo se determinaron mediante el procedimiento reportado por Chander y Markham (2003) y Chander *et al.* (2009).

Se optó por la calibración de radiancia por “offset/Gain”. De acuerdo a Chávez (1996), para la conversión de Niveles Digitales (ND) a radiancia con la fórmula (1):

$$L_{sat} = (DC - \text{Offset}) / \text{Gain} \quad (1)$$

Dónde:

L_{sat} = Radiancia espectral para la banda analizada ($W m^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1}$).

DC = ND para el pixel dado para la banda espectral analizada.

Offset = Es el valor de compensación para la banda analizada (DC).

Gain = Es el valor de ganancia para la banda analizada ($DC m^2 sr \mu m W^{-1}$).

Los valores de reflectancia se obtuvieron con la fórmula (2):

$$REF = \frac{\pi * (L_{sat} - L_{haze})}{(\tau_{uv} * (E_0 * \cos(TZ)) * \tau_{uz} + E_{down})} \quad (2)$$

Dónde:

REF = Reflectancia espectral de la superficie.

L_{haze} = Dispersión atmosférica del ascenso del resplandor espectral en la dirección de la apertura y campo de visión del sensor ($W m^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1}$), es decir, la trayectoria de la radiancia.

τ_{uv} = Transmitancia atmosférica a lo largo de la trayectoria desde la superficie del suelo hasta el sensor.

E_0 = Irradiancia espectral solar en una superficie perpendicular a los rayos del sol fuera de la atmósfera ($W m^{-2} ym^{-1}$). E_0 contienen la distancia tierra-sol en tiempo día por día y está en unidades astronómicas (se determina en función de la época del año).

TZ = Ángulo de incidencia del flujo solar directo sobre la superficie de la tierra.

TAUz = Transmitancia atmosférica a lo largo de la trayectoria desde el sol a la superficie del terreno.

E_{down} = Descenso de la irradiancia espectral en la superficie debido a la dispersión del flujo solar en la atmósfera ($\text{W m}^{-2} \mu\text{m}^{-1}$).

1.3.7 Realce y mejora de las imágenes

Mediante el histograma de las imágenes se identificaron las bandas de las escenas que requerían un realce o mejora al contraste, previo a generar el mosaico para cada fecha. Mediante la ecualización del histograma se pudo tener una expansión o comprensión del contraste hasta obtener imágenes más nítidas (Chuvienco, 1995; ENVI, 2004).

Al generar el mosaico para cada fecha, se escogió una banda base a la cual se le extrajeron los datos estadísticos y se aplicaron a las demás escenas con la finalidad de equilibrar el color de las imágenes.

1.3.8 Clasificación no supervisada

Para este caso, en el área de estudio predomina el uso agrícola tradicional y ganadería extensiva, por lo cual se optó por ejecutar el método de clasificación no supervisada con el propósito de identificar el grado de agregación de los píxeles de las imágenes. Mediante el software ENVI 4.7[®] se realizó la clasificación no supervisada utilizando el algoritmo K-means, para identificar el número de clases espectrales fácilmente separables, se ejecutaron varias pruebas variando el número de bandas espectrales, de clases e iteraciones, lo que permitió identificar las tres bandas con menor sensibilidad a la nubosidad y una mejor discriminación de la cubierta vegetal.

1.3.9 Clasificación supervisada

El método de clasificación supervisada es ampliamente utilizado para generar cartografía de uso de suelo y vegetación (Mas, 1999; Lu *et al.*, 2004; Evangelista *et al.*, 2009); los resultados obtenidos en la clasificación no supervisada, permitieron definir los insumos para realizar la clasificación supervisada.

Con base en la clasificación de coberturas de INEGI (2009a) e INEGI (2009b) se definieron las siete principales coberturas presentes en el área: Agrícola (AG), Asentamientos humanos que incluye zonas urbanas (AH), Bosque de pino y encino (B), Cuerpos de agua que incluye lagos y ríos (CA), Pastizal tanto natural como inducido (PAS), Popal/tular (P/T), y Selva (SEL). En cada cobertura, se delimitaron campos de entrenamientos para ejecutar la clasificación supervisada mediante el algoritmo de máxima verosimilitud.

Se calculó la separabilidad de clases de acuerdo al número de píxeles para cada tipo de cobertura. A la imagen resultante de la clasificación supervisada se le aplicó un filtro de mayoría con un tamaño de ventana de 5*5, lo cual permitió reclasificar aquellos píxeles aislados clasificados en una clase diferente al de la mayoría de acuerdo al tamaño de la ventana.

Los resultados obtenidos de la clasificación supervisada se validaron con datos cartográficos de INEGI (Uso de suelo y Vegetación, serie V) y recorridos de campo en las áreas donde existía una mayor incertidumbre debido a la mezcla de coberturas y nubosidad, esto derivó en la modificación de los campos de entrenamientos para ampliar el rango de las coberturas de bosques, pastizal y popal/tular, posteriormente se volvió a ejecutar la clasificación supervisada.

Se vectorizó la imagen ráster de la clasificación para realizar una edición visual y finalmente obtener los mapas temáticos de las coberturas de la tierra del municipio de Ocosingo.

1.4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1.4.1 Preprocesamiento de imágenes de satélite

La corrección geométrica presentó una mínima variación respecto a la imagen de referencia, esto se debe a que las imágenes Landsat LT1 son distribuidas con corrección geométrica, sin embargo, este proceso permitió tener la certeza de que los valores de cada pixel en la imagen correspondían al valor real en el terreno. Es recomendable realizar este proceso tomando como base los modelos de elevación digital de alta resolución espacial (2 a 5 m), ya que de lo contrario para el caso de las imágenes Landsat los resultados no son significativos.

El proceso de corrección atmosférica disminuyó considerablemente los efectos de bruma y nubosidad en las imágenes (Figura 1.3), además, de aumentar el contraste y el brillo. Estos resultados concuerdan con lo reportado por Vanonckelen *et al.* (2013) y Brizuela *et al.* (2007) quienes al comparar métodos de corrección atmosférica y topográfica, concluyen que ambos procesos de corrección deben aplicarse a imágenes con alta sensibilidad a nubosidad y en terrenos con elevada pendiente. A través de los realces y mejoras aplicadas a las imágenes se homogenizaron los valores de reflectancia en los mosaicos para ambas fechas, esto facilitó la creación de los campos de entrenamiento, estableciendo un rango espectral más delimitado y homogéneo para cada tipo de cobertura.

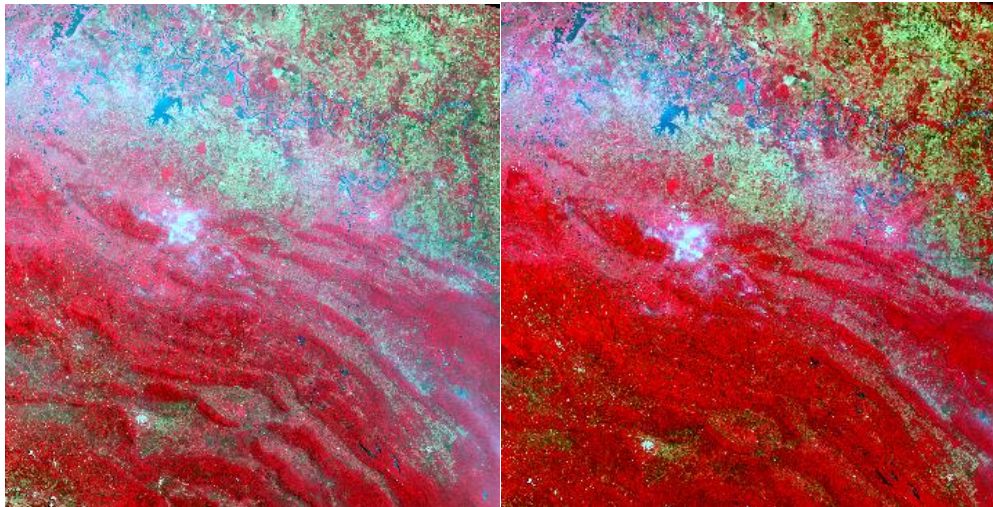


Figura 1.3 Imagen antes (izquierda) y posterior (derecha) a la corrección atmosférica.

1.4.2 Clasificación no supervisada

El proceso de clasificación no supervisada se ejecutó en dos ocasiones, la primera con cinco bandas espectrales (infrarrojo de onda corta, infrarrojo cercano, rojo, verde y azul), 15 clases y ocho iteraciones, dando como resultados una imagen muy heterogénea y con gran sensibilidad a la nubosidad. Lo anterior debido a que en el análisis se incluyó a la banda azul, que comúnmente se utiliza para la detección de cuerpos de agua (USGS, 2012; Chuvieco, 1995)

Para la segunda ocasión se eligieron las tres bandas que permiten una mayor discriminación de la vegetación (infrarrojo de onda corta, infrarrojo cercano y rojo) (Schmidt y Skidmore, 2003; Lu y Weng, 2005), 10 clases y ocho iteraciones, dando como resultado una imagen homogénea, con menor sensibilidad a nubosidad. La omisión de la banda azul disminuyó la precisión en la identificación de corrientes de agua (ríos).

La Figura 1.4, muestra el dispersograma de las bandas con mayor peso en la identificación de coberturas vegetales, así como la región del espectro en la cual se ubicaron las siete coberturas para ambas fechas. Como se puede observar, en 1986 la cobertura de selva (2) y

agrícola (5) presentaban alta mezcla espectral, esto se debe a que en la primer fecha las actividades agrícolas en el municipio se realizaban abriendo pequeños claros dentro del macizo de selva, para 2013 la cobertura agrícola se hizo más evidente debido a su incremento en superficie.

En 1986 las coberturas de asentamientos humanos (3) y agrícola (5), aparentemente ocupaban similar rango espectral, debido principalmente a que los asentamientos humanos eran pequeñas áreas embebidas dentro de los usos agrícolas, para 2013 estas pudieron identificarse más fácilmente, lo cual indica que a lo largo de 27 años la superficie ocupada por asentamientos humanos aumentó considerablemente, facilitando su identificación en las imágenes. Por su parte, la cobertura de bosque y selva para la primera fecha presentaban una mayor mezcla espectral, lo cual confirma que en 1986 estas dos coberturas no se encontraban delimitadas como lo fue en 2013, en donde la frontera entre ambas coberturas se hizo más evidente.

Para 2013 las coberturas de bosque (4), agrícola (5) y popal/tular (6) presentaron alta mezcla espectral, esto pudo deberse a que para esta fecha la actividad agrícola se incrementó sobre zonas de bosque, y que a su vez, las áreas agrícolas se han ido intensificando acortando la distancia entre las zonas inundadas y cuerpos de agua.

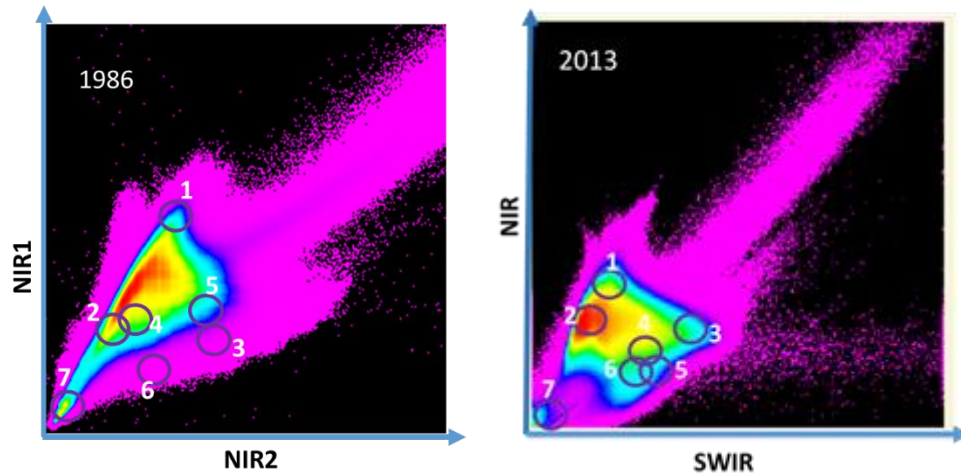


Figura 1.4 Dispersograma de las bandas más importantes en el análisis de clasificación no supervisada (banda 5 en el eje X y banda 4 en el eje Y para 1986; banda 6 en el eje X y banda 5 en el eje Y para 2013). Clases identificadas: Pastizal (1), Selva (2), Asentamientos humanos (3), Bosque (4), Agrícola (5), Popal/tular (6) y Cuerpos de agua (7).

1.4.3 Clasificación supervisada

La clasificación supervisada se realizó de forma iterativa dos veces, la primera utilizando las bandas espectrales que arrojaron el mejor resultado en la clasificación no supervisada y con campos de entrenamiento ubicados en las áreas más homogéneas y con mayor separabilidad, de acuerdo al algoritmo de Jeffries-Matusita (JM) el cual calcula la distancia espectral entre firmas de entrenamiento o píxel, para evaluar si las diferentes clases son demasiado similares y podrían causar errores de clasificación, la distancia JM es asintótica a dos cuando las firmas son completamente diferentes, y tienden a cero cuando las firmas son idénticas (Cuadros 1.1 y 1.2).

Lo anterior dio como resultado una imagen clasificada con una precisión general de 81.39% para 1986 y 86.32% para 2013. El valor bajo de precisión obtenido para la imagen de 1986, se debió principalmente a la mezcla espectral de la cobertura agrícola con asentamientos humanos,

ya que para este año dominaban los centros de población rural, en donde el grado de compactación de infraestructura habitacional es muy bajo, además, estas imágenes presentaban mayor porcentaje de nubosidad. Tomando este resultado preliminar, se ubicaron áreas de verificación en campo (zonas con mayor nubosidad y mezcla de coberturas), y el segundo proceso se realizó posterior al recorrido de campo.

Cuadro 1.1 Separabilidad de clases de acuerdo con la distancia de Jeffries-Matusita (JM) para la clasificación supervisada de 1986.

Clase	Distancia Jeffries-Matusita						
	PAS	AG	AH	CA	SEL	P/T	B
PAS	0	1.76	1.93	1.99	1.65	1.94	1.97
AG	1.76	0	0.56	1.99	1.8	1.98	1.96
AH	1.93	0.56	0	1.99	1.95	1.99	1.99
CA	1.99	1.99	1.99	0	1.93	1.99	1.99
SEL	1.61	1.8	1.95	1.93	0	1.87	1.79
P/T	1.94	1.98	1.99	1.99	1.87	0	2
B	1.97	1.96	1.99	1.99	1.79	2	0

Pastizal (PAS), Agrícola (AG), Asentamientos humanos (AH), Cuerpos de agua (CA), Selva (SEL), Popal/tular (P/T) y Bosque (B).

Cuadro 1.2 Separabilidad de clases de acuerdo con la distancia de Jeffries-Matusita (JM) para la clasificación supervisada de 2013.

Clase	Distancia Jeffries-Matusita						
	PAS	AG	AH	CA	SEL	P/T	B
PAS	0	1.56	1.44	1.99	1.32	1.6	1.97
AG	1.56	0	1.62	1.99	1.88	1.99	1.99
AH	1.44	1.62	0	1.99	1.7	1.81	1.97
CA	1.99	1.99	1.99	0	1.99	2	1.99
SEL	1.32	1.88	1.7	1.99	0	1.96	1.76
P/T	1.6	1.99	1.81	2	1.96	0	2
B	1.97	1.99	1.97	1.99	1.76	2	0

Pastizal (PAS), Agrícola (AG), Asentamientos humanos (AH), Cuerpos de agua (CA), Selva (SEL), Popal/tular (P/T) y Bosque (B).

La precisión general de la clasificación posterior a la verificación en campo, mejoró respecto al primer proceso con 86.25% y 92.58% para 1986 y 2013, respectivamente; además que permitió mejorar la identificación de coberturas en las áreas con mayor nubosidad y zonas de bosque. De acuerdo con Anderson *et al.* (1976); Mas *et al.* (2003) y Lesschen *et al.* (2005) la precisión general obtenida para ambas fechas puede considerarse aceptable y confiable para estudios post-clasificación, como la modelación de cambios de uso de suelo y proyección de deforestación, entre otros. El Cuadro 1.3 y Cuadro 1.4, muestran la matriz de confusión para la validación de la clasificación supervisada posterior al recorrido de campo.

Cuadro 1.3 Matriz de confusión para evaluar la exactitud de los resultados de la clasificación supervisada de 1986.

Clases	Píxeles clasificados (%)							Total
	PAS	AG	AH	CA	SEL	P/T	B	
No clasificado	2.19	12.62	1	2.23	8.82	0	0	6.25
PAS	93.68	1.68	3	0	1.93	0	0	8.59
AG	0.51	64.88	35	0	0	0	0.43	4.38
AH	0	20.82	61	0	0	0	0	1.72
CA	0	0	0	91.78	0	0	0	20.72
SEL	3.63	0	0	5.93	84.47	0	1.08	49.91
P/T	0	0	0	0.06	0.08	100	0	2.45
B	0	0	0	0	4.7	0	98.49	5.72
Total	100	100	100	100	100	100	100	100
Precisión general	86.25%							
Coeficiente Kappa	0.79							

Pastizal (PAS), Agrícola (AG), Asentamientos humanos (AH), Cuerpos de agua (CA), Selva (SEL), Popal/tular (P/T) y Bosque (B).

Cuadro 1.4 Matriz de confusión para evaluar la exactitud de los resultados de la clasificación supervisada de 2013.

Clases	Píxeles clasificados (%)							Total
	PAS	AG	AH	CA	SEL	P/T	B	
No clasificado	4.67	0.6	3.62	1.92	1.57	0	0.69	2.75
PAS	83.3	0	5.31	0	1.98	0	0	25.14
AG	1.95	98.8	1.47	0	0.07	0	0	2.57
AH	0.23	0.6	89.49	0	0	0	0	8.92
CA	0	0	0	98.08	0	0	0	37.67
SEL	5.21	0	0.11	0	95.56	0	0	17.15
P/T	4.6	0	0	0	0	100	0	2.46
B	0.04	0	0	0	0.82	0	99.31	3.34
Total	100	100	100	100	100	100	100	100
Precisión general	92.58%							
Coefficiente Kappa	0.90							

Pastizal (PAS), Agrícola (AG), Asentamientos humanos (AH), Cuerpos de agua (CA), Selva (SEL), Popal/tular (P/T) y Bosque (B).

La edición visual permitió mejorar la cobertura de asentamientos humanos, ya que esta clase presentó mayor mezcla con la cobertura agrícola, de igual forma se corrigió en menor grado la cobertura de cuerpos de agua, ya que al excluir la banda azul del proceso de clasificación se tuvo una menor precisión en la clasificación de esta cobertura. La Figura 1.5, muestra los resultados obtenidos para las coberturas de tierra del municipio de Ocosingo, Chiapas.

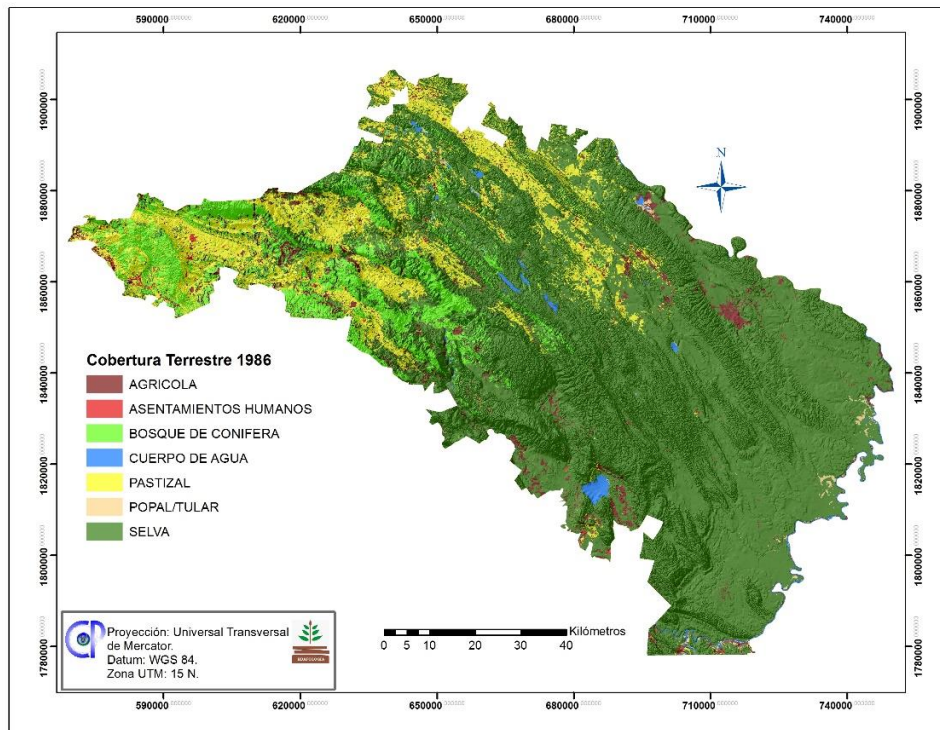


Figura 1.5 Coberturas de la tierra del municipio de Ocosingo, Chiapas, para 1986.

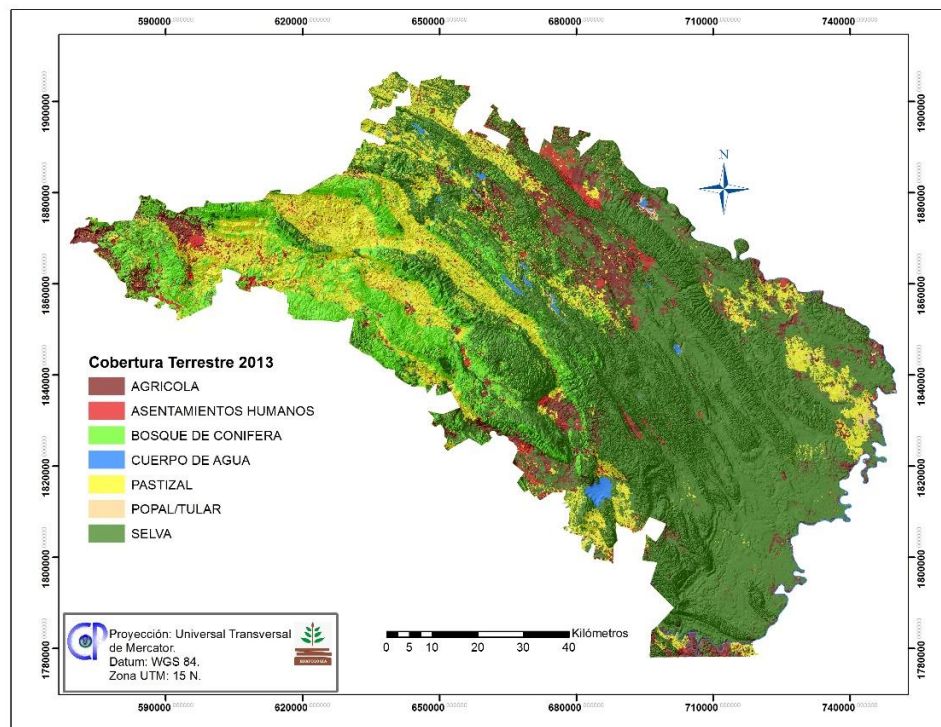


Figura 1.6 Coberturas de la tierra del municipio de Ocosingo, Chiapas, para 2013.

El Cuadro 1.5, muestra las superficies obtenidas para cada cobertura en ambos años. Las coberturas que aumentaron su superficie fueron la agrícola, bosque, pastizal, los asentamientos humanos y cuerpos de agua; estas coberturas aumentaron principalmente debido a que Ocosingo es un municipio cuyas actividades económicas son principalmente del sector primario; agricultura y ganadería extensiva (INEGI, 2010; PDM, 2012; INEGI, 2012), el aumento en bosque se ha dado principalmente por los programas ambientalistas que se han ejecutado en el estado de Chiapas en donde se ha favorecido la restauración de los ecosistemas de bosques de pino (CONAFOR, 2012; CONAFOR, 2014), la cobertura de selva junto con el Popal/tular fueron los únicos que presentaron una pérdida de superficie.

Cuadro 1.5 Superficie total de las coberturas de la tierra del municipio de Ocosingo.

Cobertura	Año 1986 Área (ha)	Año 2013 Área (ha)	Cambio en (ha) ¹
Agrícola	39 515.45	85 032.99	45 639.78
Asentamientos humanos	1 569.36	19 962.22	18 392.86
Bosque de conífera	85 701.47	113 921.14	28 219.67
Cuerpo de agua	8 720.19	9 489.12	768.92
Pastizal	120 602.13	165 749.80	45 147.66
Popal/tular	3 670.09	3 074.23	-595.86
Selva	698 254.47	560 803.69	-137 450.79

¹Los valores negativos en el cambio indican pérdida de superficie y valores positivos indican aumento.

Los cuerpos de agua presentan aumento en superficie, debido principalmente a que esta cobertura era poco visible en 1986 y debido a la apertura de claros dentro de la selva un mayor

número de cuerpos de agua se hicieron visible para 2013 y como se mencionó en párrafos anteriores, la omisión de la banda azul en el análisis de clasificación disminuyó la precisión en la identificación de cuerpos de agua.

Al analizar los datos de cobertura obtenidos en 2013 y compararlos con los reportados por INEGI (2013) es evidente que las coberturas con mayor diferencia son; la agrícola, asentamientos humanos y selva (Figura 1.6). Estas diferencias pueden deberse principalmente a que estas clases presentan bajo grado de compactación (fragmentos pequeños dispersos en el área de estudio) y a que la resolución espacial a la cual se generó los datos del 2013 es una escala más fina que la reportada por INEGI. Otro factor, es que estas clases fueron las que presentaron menor separabilidad en la clasificación supervisada y mayor mezcla espectral (Cuadro 1.1 y Figura 1.4), además de que el método utilizado podría influir. En este trabajo se empleó un método semiautomatizado con resolución espacial de 30 m. Por el contrario, INEGI empleó un método de actualización de información mediante imágenes Landsat TM con fechas de 2010 y 2011, y la edición se realizó de una forma digital con una interpretación directa de las imágenes y un límite de interpretación visual a escala 1:100000.

Al sobreponer la cobertura de asentamientos humanos de 2013 con los datos vectoriales de localidades rurales y zonas urbanas reportados por INEGI (2013), aproximadamente el 50% de la superficie de asentamientos humanos obtenida en 2013 no es visible en la cobertura de uso de suelo y vegetación serie V del INEGI; estos resultados pudieron verse influidos por lo que mencionan Mas *et al.* (2009) que comparar información de diferentes escalas conlleva a subestimar o sobreestimar las superficies de uso de suelo.

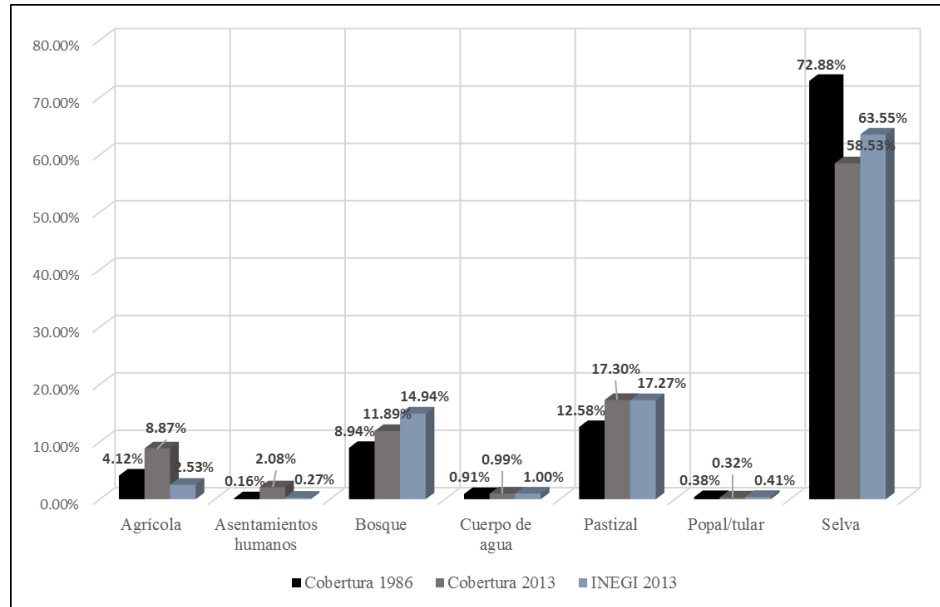


Figura 1.7 Comparación de las coberturas de la tierra para 1986, 2013 y lo reportado por INEGI en 2013 para el municipio de Ocosingo, Chiapas México.

1.5 CONCLUSIÓN

Los procesos de corrección aplicada a las imágenes fueron importantes en la obtención de las coberturas de la tierra, con esto se demuestra que es posible utilizar imágenes de mediana resolución (como las imágenes Landsat) para el mapeo de coberturas y usos del suelo en zonas tropicales, en donde el mayor problema es la presencia de nubes. La corrección atmosférica, la ecualización de histogramas y verificación en campo, fueron los procesos que ayudaron a corregir en mayor grado las escenas de ambas fechas y permitieron disminuir los efectos de nubosidad.

El valor de la precisión general e índice Kappa, muestran que los resultados de este trabajo son aceptables y confiables para estudios de post-clasificación.

1.6 LITERATURA CITADA

Anderson, J. R., E. E. Hardy, J. T. Roach and R. E. Witmer. 1976. A Land Use and Land Cover Classification System For Use With Remote Sensor Data. United States Government. 41 p.

Arroyo-Rodríguez, V., S. Mandujano, y C. Cuende-Fanton. 2005. Ocupación de parches de selva por monos Aulladores *Alouatta palliata* mexicana en tres paisajes con diferente grado de fragmentación en los Tuxtlas, México. Instituto de Ecología. No II. pp 23-34. Ver. México.

Buendía, R. E., S. Terrazas, D. y E. Vargas, P. 2002. Aplicación de imágenes de satélite en la cartografía de uso de suelo y vegetación en una región del oriente del valle de México. Revista Chapingo, vol. 8 número 001, pp. 13-19.

Brizuela, A. B., C. A. Aguirre y I. Velasco. 2007. Aplicación de métodos de corrección atmosférica de datos Landsat 5 para análisis multitemporal. Teledetección. ISBN: 978-987-543-126-3.

Castillo S., M.A., G. García-Gil, I.J. March, J.C. Fernández, E. Valencia, M. y A. Flamenco. 1998. Diagnóstico geográfico y cambios de uso del suelo en la Selva El Ocote, Chiapas. Informe Final. El Colegio de la Frontera Sur, Word Wildlife Found-México, Biodiversity Support Program, U.S. AID. San Cristóbal de las Casas. http://200.23.34.25/final_ocote.pdf (Consulta: noviembre 2014).

Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México, pasado, presente y futuro. CONABIO/Instituto de Biología, UNAM, México D.F. 847p.

Chander, G. and B. Markham. 2003. Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration Procedures and Postcalibration Dynamic Ranges. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing. 41: 2674-2677.

Chander, G., B. L. Markham and D. L. Helder. 2009. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 sensors. Remote Sensing of Environment. 113: 893-903.

Chávez, P. S. 1996. Image-Based Atmospheric Corrections- Revisited and Improved. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing. 62: 1025-1036.

Chuvioco, E. 1995. Fundamentos de Teledetección Espacial. 2ª ed. Ediciones RIALP, S. A. Madrid, España. 449p.

CONAFOR (Comisión Nacional Forestal): Gerencia de Inventario Forestal y Geomática: 2011. Dinámica de Cambio de la Cobertura Forestal. México, D. F. https://proteccionforestal.files.wordpress.com/2011/05/dinamica_cambio_cobertura_forestal.pdf (Consulta: noviembre 2014).

CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2012. Evaluación complementaria del PROCOREF Ejercicio Fiscal 2011. Universidad Autónoma Chapingo. 293 p. http://www.semarnat.gob.mx/archivosanteriores/programas/evaluaciones/2013/Documents/complementarias/Evaluacion_Complementaria_PROCOREF_S122.pdf (Consulta: enero 2015).

CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2014. Informe Final de Resultados del Monitoreo y Evaluación Complementaria de los apoyos de Reforestación y Suelos 2012. Universidad Autónoma Chapingo. 276 p.

http://www.semarnat.gob.mx/sites/default/files/documentos/programas/evaluaciones/2014/complementarias/informe_final_de_monitoreo_reforestacion.pdf (Consulta: marzo 2015).

CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2006. Programa de Conservación y Manejo, Área de Protección de Flora y Fauna Nahá. Camino al Ajusco No. 200, Col. Jardines en la Montaña, Tlalpan C.P. 14210, México, D. F.

Cristofoli, S., A. Monty and G. Mahy. 2010. Historical landscape structure affects plant species richness in wet heathlands with complex landscape dynamics. *Landscape and Urban Planning*. 98: 92-98.

ENVI Versión 4.1. 2004. ENVI User's Guide. Research Systems Inc.

ERDAS, Inc. 1999. ERDAS Field Guide. Fifth edition, Revised and Expanded. 5th ed. Atlanta, Georgia, USA: Russ Pouncey, Kris Swanson, Kathy Hart. 672 p.

Evangelista O., V., J. López B., J. Caballero N. y M. A. Martínez A. 2009. Patrones espaciales de cambio de coberturas y uso del suelo en el área cafetalera de la Sierra Norte de Puebla. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*. 72: 23-38.

Fischer, J., and D. B. Lindenmayer. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecol. Biogeogr.* 16: 256-280.

Flamenco, A. 2007. Dinámica y escenarios sobre los procesos de cambio de cobertura y uso del terreno en el sureste de México: el caso de la selva El Ocote, Chiapas. Tesis de doctorado en ciencias biomédicas, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.

Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. Stuart, Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C.

J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, C. Prentice, N. Ramankutty and P. K. Snyder. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*. 309: 570-574.

Fry, G., M. S. Tuite, A. Ode, and M. D. Velarde. 2009. The ecology of visual landscapes: Exploring the conceptual common ground of visual and ecological landscape indicators. *Ecological Indicators*. 9: 933-947.

Geneletti, D. 2004. Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 5: 1-15.

Hansen, M. C. and T. R. Loveland. 2012. A review of large area monitoring of land cover change using Landsat data. *Remote Sensing of Environment* 122:66-74.

Hantson, S., E. Chuvieco, X. Pons, C. Domingo, C. Cea, G. Moré, J. Cristobal, J. J. Peces, y J. A. Tejeiro. 2011. Cadena de pre-procesamiento estándar para las imágenes Landsat del Plan Nacional de Teledetección. *Revista de Teledetección*. 36: 51-61.

Hung L. L., Y. Chai W. and W. Shiang C. 2012. Evaluation of Control Points' Distribution on Distortions and Geometric Transformations for Aerial Images Rectification. *Procedia Engineering*. 41: 1002-1008.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2009a. Sistema de información de la cobertura de la tierra, SICT. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, Ags. http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/geografia/publicaciones/siste_inform/mar_ot5336modelo_datos.pdf (Consulta: enero 2015).

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2009b. Guía para interpretación de cartografía uso del suelo y vegetación: Escala 1:250000: Serie III/Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.

http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/geografia/publicaciones/guias-carto/sueloyveg/1_250_III/Suelo_Vegeta.pdf (Consulta: noviembre 2014).

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. Prontuario de Información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos: Ocosingo, Chiapas. Clave geoestadística 07059.

<http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/datos-geograficos/07/07059.pdf> (Consulta: enero 2015).

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2011. Principales Resultados del Censo de Población y Vivienda 2010: Chiapas/Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.

http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/censos/poblacion/2010/princi_result/chis/07_principales_resultados_cpv2010.pdf (Consulta: enero 2015).

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2012. Perspectiva estadística Chiapas. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.

http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/integracion/estd_perspect/chis/Pers-chs.pdf (Consulta: mayo 2015).

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2013. Marco Geoestadístico 2013 versión 6.0: Áreas Geoestadísticas Municipales.

http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/geoestadistica/m_geoestadistico.aspx (Consulta: diciembre 2014).

IUSS Grupo de Trabajo WRB. 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma.

Kupfer, J. A., G. P. Malanson and S. B. Franklin. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecol. Biogeogr.* 15: 8-20.

Lambin, E. F., B. L. Turner, H. J. Geist, S. B. Agbola, A. Angelsen, J. W. Bruce, O. T. Coomes, R. Dirzo, G. Fischer, C. Folhe, P. S. George, K. Homewood, J. Imbernon, R. Leemans, X. Li, E. F. Moran, M. Mortimore, P. S. Ramakrishnan, J. . Richards, H. Skanes, W. Steffen, G. D. Stone, U. Svedin, T. A. Veldkamp, C. Vogel, and J. Xu. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change.* 11: 261-269.

Lesschen, J. P., P. H. Verburg and S. J. Staal. 2005. Statistical methods for analysing the spatial dimension of changes: In land use and farming systems. LUCR Report Series No. 7. The International Livestock Research Institute, Nairobi, Kenya y LUCR Focus 3 Office, Wageningen University, The Netherlands. 80 p.

Lu, D. and Q. Weng. 2005. Urban classification using full spectral information of Landsat ETM+ imagery in Marion County, Indiana. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 71: 1275-1284.

Lu, D., P. Mausel, E. Brondízio and E. Moran. 2004. Change detection techniques, *International Journal of Remote Sensing*, 25: 2365-2401.

Ma, Y., K. Zhan and Z. Wang. 2010. Applications of Pulse-Coupled Neural Networks. Higher Education Press, Beijing. 199 p.

Mas, J. F. 1999. Monitoring land-cover changes: a comparison of change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*. 20: 139-152.

Mas J. F. y Sandoval C. J. 2000. Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida Los Petenes, Campeche, México. *Investigación Geográfica*. No. 43. pp. 42-59.

Mas, J. F., J. R. Díaz-Gallegos y A. Pérez V. 2003. Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía UNAM*. 51: 53-72.

Mas, J. F., A. Velázquez, J. R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, C. Alcántara, G. Bocco, R. Castro, T. Fernández y A. Pérez-Vega. 2004. Assessing land use/cover changes: a nationwide multirate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 5: 249-261.

Mas, J. F., A. Velázquez y S. Couturier. 2009. La evaluación de los cambios de cobertura/uso del suelo en la República Mexicana. *Investigación Ambiental*. 1: 23-39.

March, M. I. y A. Flamenco, S. 1996. Evaluación rápida de la deforestación en las áreas naturales protegidas de Chiapas (1970-1993). *El colegio de la Frontera Sur*. 66p.

Masera, O. R., M. J. Ordóñez and R. Dirzo. 1996. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climate Change*. 10:1-31.

Medellín, R. 1994. Mammals Diversity and Conservation in the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Conservation Biology*. 8: 780-799.

Nagendra, H., D. K. Munroe and J. Southworth. 2004. From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 101: 111-115.

Palacio-Prieto, J. L., G. Bocco, A. Velázquez, J. F. Mas, F. Takakai T., A. Victoria, L. Luna-González, G. Gómez-Rodríguez, J. López-García, M. Palma-Muñoz, I. Trejo-Vázquez, A. Peralta-Higuera, J. Prado-Molina, A. Rodríguez-Aguilar, R. Mayorga-Saucedo y F. González-Medrano. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Investigaciones Geográficas* 43:183-203 (nota técnica).

Paz, P. F., M. I. Marín, S., E. R. Medrano, R., F. Ibarra, H. y F. Pascual, R. Elaboración de mapas multi-temporales de bosque, a partir de imágenes Landsat TM y ETM+, y análisis de la degradación forestal y deforestación en Chiapas. Programa de acción ante el cambio climático del estado de Chiapas. 107 p.

PDM (Plan de Desarrollo Municipal). 2012. Plan de Desarrollo Municipal 2012-2015. H. Ayuntamiento de Ocosingo. Ocosingo, Chiapas. 175 p.

<http://www.ordenjuridico.gob.mx/Documentos/Estatal/Chiapas/Todos%20los%20Municipios/wo86596.pdf> (Consulta: noviembre 2014)

Rogan, J. and D. Chen. 2004. Remote sensing technology for mapping and monitoring land-cover and land-use change. *Progress in Planning*. 61: 301-325.

Schmidt, K. S. and A. K. Skidmore. 2003. Spectral discrimination types in a coastal wetland. *Remote Sensing of Environment*. 85: 92-108.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2012a. Informe de la situación del medio ambiente en México: Compendio de Estadísticas Ambientales Indicadores Clave y de Desempeño Ambiental. Tlalpan, México D. F.

http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_12/pdf/Informe_2012.pdf (Consulta: febrero 2015).

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2012b. Programa Anual de Trabajo 2012: Sector Medio Ambiente y Recursos Naturales. Tlalpan, México D. F. http://www.semarnat.gob.mx/archivosanteriores/programas/pat/Documents/PAT2012/PAT_2012_Final.pdf (Consulta: diciembre 2014).

SMN (Servicio Meteorológico Nacional). 2010. Normales Climatológicas 07029 y 07122. HTTP://SMN.CNA.GOB.MX/INDEX.PHP?OPTION=COM_CONTENT&VIEW=ARTICLE&ID=42&ITEMID=75 (Consulta: enero 2015).

Torahi, A. A. and S. C. Rai. 2010. Land Cover Classification and Forest Change Analysis, Using Satellite Imagery - A Case Study in Dehdez Area of Zagros Mountain in Iran. *Journal of Geographic Information System*. 3: 1-11.

Turner, M. G. 2005. Landscape ecology: What Is the State of the Science?. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. pp. 319-344.

Turner II, B. L. E. F. Lambin, and A. Reenberg. 2007. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *PNAS*. 104: 20666-20671.

USGS (United States Geological Survey). 2012. Landsat Data Continuity Mission (LDCM), Level 1 (L1), Data Format Control Book (DFCB). Department of the Interior U. S. Geological Survey. Sioux Falls, South Dakota.

https://earth.esa.int/documents/10174/638976/LDCM_Level-1_Data_Format_Control_Book

(Consulta: febrero 2015).

Vanonckelen, S., S. Lhermitte and A. V. Rompaey. 2013. The effect of atmospheric and topographic correction methods on land cover classification accuracy. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 24: 9-21.

Vargas, G. C. 2011. Imágenes de satélite en la exploración Geológica-Minera. RS-GEOIMAGE. Lima, Perú. www.rs-geoimage.com (Consulta: junio 15, 2012).

Velázquez, A., J. F. Mas, J. R. Díaz, G., R. Mayorga, S., P. C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra, J. L. Palacio. 2002. Patrones y Tasas de Cambio de Uso del Suelo en México. *Gaceta Ecológica*. 032: 21-37.

Wang, J., Y. Ge, G. B. M. Heuvelink, C. Zhou and D. Brus. 2012. Effect of the sampling design of ground control points on the geometric correction of remotely sensed imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 18: 91-100.

Xian, G., Homer, C. and Fry, J. 2009. Updating the 2001 National Land Cover Database land cover classification to 2006 by using Landsat imagery change detection methods. *Remote Sensing of Environment*. 113: 1133–1147.

CAPÍTULO 2

FRAGMENTACIÓN DE LA SELVA TROPICAL Y SU RELACIÓN CON LAS ACTIVIDADES ANTRÓPICAS EN EL MUNICIPIO DE OCOSIGO, CHIAPAS, MÉXICO

2.1 RESUMEN

Se realizó un análisis bitemporal (1986-2013) de las coberturas de la tierra del municipio de Ocosingo, Chiapas con el objetivo de analizar el proceso de fragmentación del paisaje e identificar los efectos sobre la configuración de los patrones del ecosistema. Se utilizó como base las coberturas de la tierra generadas mediante imágenes Landsat 5 para 1986 y Landsat 8 para 2013, se utilizaron tres herramientas para el cálculo de métricas de paisaje (Landscape Fragmentation Tool, Conefor Sensinode 2.2 y Patch Analyst 5.1). Mediante Landscape Fragmentation Tool se generaron mapas de patrones espaciales, Conefor Sensinode 2.2 permitió calcular el índice de conectividad de la cobertura de selva y Patch Analyst 5.1 se empleó para estimar cinco índices de las coberturas de la tierra; Índice de Área Total de Interior (TCAI), Tamaño medio de parches (MPS), Número de parches (Num P, Coeficiente de Variación del tamaño de parche (PSCoV), y Área interior de las clases (CA).

Las tres herramientas utilizadas permitieron caracterizar con detalle el proceso de fragmentación del área de estudio; las principales actividades que están acelerando la degradación y fragmentación del paisaje son la agricultura, ganadería y el aumento de la población. La selva es la cobertura vegetal mayormente afectada por el proceso de fragmentación; por otra parte, las superficies de bosques de conífera han aumentado al igual que las áreas agrícolas, pastizales y asentamientos humanos.

Palabras Clave: Fragmentación, Métricas de paisaje, Patrón espacial, Elementos del paisaje.

2.2 INTRODUCCIÓN

El proceso de fragmentación del paisaje se ha incrementado en los últimos años, principalmente por la rápida intensificación de los sistemas de producción agrícola y otros factores asociados con el crecimiento de la población humana y el consumo (Ellis *et al.* 2010; Mendenhall *et al.*, 2012).

Las modificaciones en el paisaje tropical, típicamente resultan en la pérdida de especies endémicas y cambios en su distribución espacial; la pérdida de una especie puede ocasionar el fenómeno de cascadas de extinción, en el cual la extinción de una o más especies, ocasiona un efecto en cadena de pérdida de biodiversidad (Fischer y Lindenmayer 2007).

Las bases científicas que ha aportado la ecología del paisaje ayudan a entender de una forma integral el efecto de las actividades humanas en los procesos y funciones de los ecosistemas. Las métricas de paisaje son una herramienta útil que pueden utilizarse en una amplia gama de estudios ambientales, como el cambio de cobertura y uso de suelo, estudios de degradación y erosión de suelo, manejo de cuencas hidrográficas y ayudar en la planeación y manejo del ambiente, entre otros (Zaragozí *et al.*, 2012; Fry *et al.*, 2009).

El proceso de fragmentación que ha sufrido el municipio de Ocosingo Chiapas está relacionado con el tipo de tenencia de la tierra, y sus principales usos. De acuerdo con los resultados del VIII Censo Agrícola, Ganadero y Forestal, en Chiapas la superficie total agropecuaria y forestal es de 6 046 435.2 ha, de las cuales 73.4% corresponden a ejidos y comunidades agrarias (propiedades sociales), 25.8% a predios de propiedad privada y el restante 0.8% es superficie de propiedad pública o de colonias agrícolas (INEGI, 2012). Ocosingo es el municipio con mayor superficie agropecuaria, y cuenta con mayor superficie de propiedad social (176 844.3

ha), en la cual habitan 68 749 personas y 1013 comunidades rurales con una población de 133 907 habitantes¹.

El presente trabajo tiene como finalidad explicar cómo se ha dado el proceso de fragmentación de la vegetación del municipio de Ocosingo, Chiapas. Para ello, se aplicarán diferentes métodos para el análisis de la fragmentación de paisaje mediante el uso de herramientas de SIG, que permitirán entender las relaciones que se presentan entre los patrones de uso y su transformación.

2.2.1 Ecología del paisaje

El paisaje se define como un área terrestre heterogénea compuesta por un conjunto de ecosistemas interactivos que se repiten en forma similar a lo largo de un área dada (Forman *et al.*, 1981). Turner *et al.* (2001) definen al paisaje como un área que es espacialmente heterogéneo en al menos un factor de interés (espacial o proceso ecológico), en general, se entiende por paisaje cualquier área de la superficie terrestre producto de la interacción de los diferentes factores presentes en ella y que puede ser observado en el espacio como un mosaico de elementos; en donde se distingue una matriz, que es la cobertura predominante en superficie y con mayor conectividad; conjuntos de parches que son porción de áreas diferentes a las coberturas que la rodean, un corredor que tiene la función principal de conectar a los parches y aumentar el flujo de las especies entre los diferentes parches; los bordes son porciones de superficie cercana al perímetro de una cobertura, las condiciones ecológicas y ambientales presentes son el resultado de su interacción con la cobertura adyacente (Matthew *et al.*, 2015; Mace *et al.*, 2012; Turner *et al.*, 2001; Forman, 1997).

¹ <http://www.haciendachiapas.gob.mx/marco-juridico/Estatal/informacion/Lineamientos/Normativos/2013/XXIII-Estadistica-Poblacion.pdf>

La ecología del paisaje es una disciplina que se centra en explicar las interacciones recíprocas entre patrones espaciales y procesos ecológicos. La investigación en ecología del paisaje ha mejorado la comprensión de las causas y consecuencias de la heterogeneidad espacial y cómo varían en escala temporal y espacial, influenciado por las actividades humanas. A menudo hace hincapié en grandes áreas o regiones e incluye seres humanos y sus actividades (Turner *et al.*, 2005). Esta disciplina está motivada por la necesidad de entender el desarrollo y dinámica de los patrones en los fenómenos ecológicos, el papel de las perturbaciones en los ecosistemas, y las escalas espaciales y temporales característicos de eventos ecológicos (Ruedas *et al.*, 2007).

Diversos autores como Ryan *et al.* (2015), Redford y Bennett (2007), Nagendra *et al.* (2004), y Turner *et al.* (2001) se centran en analizar las unidades de paisaje para entender los procesos, dinámicas y cambios que ha sufrido el medio natural a través del tiempo, y como éstos han afectado la diversidad biológica e incluso la capacidad del ecosistema para la sostenibilidad humana.

2.2.2 Patrón, proceso y función ecológicas

La composición y configuración espacial de los elementos del paisaje es lo que se denomina patrón (Fry *et al.*, 2009; Fischer y Lindenmayer 2007; Turner *et al.*, 2001) y la forma y disposición de estos elementos son fundamentales para entender la dinámica de procesos y funciones que ocurren en un ecosistema. Las condiciones de clima, suelo, relieve, las perturbaciones naturales y antrópicas, como el uso que los humanos hacen de las diferentes coberturas vegetales, incendios y los procesos de sucesión ecológica son los que determinan en mayor medida los patrones espaciales.

La diversidad biológica se encuentra fuertemente amenazada por la pérdida de hábitat debido principalmente a las actividades antrópicas y en menor grado a eventos naturales (Fischer y Lindenmayer, 2007; Mas y Correa, 2000). Estos disturbios modifican los procesos ecológicos como el ciclo biogeoquímico e hidrológico, el flujo de energía y la dinámica de las comunidades (Kathryn *et al.*, 2008; Fischer y Lindenmayer, 2007; Mas y Correa, 2000; Collinge, 1996).

En los últimos años las funciones de los ecosistemas han sufrido fuertes alteraciones (Ellis *et al.* 2010). Desde un punto de vista socioeconómico, De Groot *et al.* (2006) clasifican las funciones de los ecosistemas en cuatro categorías. a) Funciones de regulación: es la capacidad de los ecosistemas para regular los procesos ecológicos, b) funciones de sustrato o hábitat: es la provisión de condiciones para el sostenimiento de la biodiversidad, c) funciones de producción, que se entiende como la capacidad de los ecosistemas para crear biomasa que pueda ser utilizado por los diversos organismos, y d) funciones de información: es la capacidad de los ecosistemas de contribuir al bienestar humano a través del conocimiento, la experiencia y las relaciones culturales con la naturaleza.

La necesidad de analizar los factores ambientales de disturbio a nivel de paisaje ha surgido por la disminución y alteración de los procesos ecológicos y las funciones de los ecosistemas que finalmente conllevan a la disminución de la cantidad y calidad de los servicios ecosistémicos (uso que realizan los humanos de forma directa o indirecta de cada una de las funciones del ecosistema) por ejemplo, la fragmentación del hábitat reduce la biodiversidad de 13% hasta 75%, disminuyendo la persistencia de las especies, la retención de nutrientes y altera la dinámica trófica (Haddad *et al.*, 2015; Fischer y Lindenmayer, 2007). Por su parte, Matthew *et al.* (2015), sugieren que la fragmentación afecta no solo los servicios que brindan los

ecosistemas, sino también el flujo y el suministro de estos. Sin embargo, estos dos últimos no han sido considerados para su análisis a través de la ecología del paisaje.

2.2.3 Métricas del paisaje

El modelo conceptual de paisaje es explicado por el enfoque de Parches, Corredor y Matriz, sobre la cual, la ecología del paisaje basa sus análisis relacionando la interacción entre patrón espacial y procesos ecológicos (Fry *et al.*, 2009; Forman 1997) que requiere, por tanto contar con métodos para cuantificar el patrón espacial. Los diferentes aspectos de patrón espacial en el paisaje pueden ser importantes para procesos tales como, la forma de movimiento de los organismos, la redistribución de nutrientes o la propagación de un disturbio natural (McGarigal, 2015; Turner *et al.*, 2001).

Dado el auge de los Sistemas de Información Geográfica (SIG), se ha incrementado el análisis de patrón de paisaje haciendo uso de esta herramienta (McGarigal, 20015; Zaragozí *et al.*, 2012). Las principales fuentes de información son las imágenes de satélite, fotografías aéreas y los datos colectados a través de censos (Steiniger y Hay, 2009; Turner *et al.*, 2001).

Es posible calcular un gran número de métricas de paisaje, la literatura reporta la existencia de más de 100, sin embargo, no se requiere calcular numerosos índices para explicar la complejidad del paisaje. Para facilitar la explicación de las métricas, éstas se han categorizado en tres grupos: métricas de composición, medidas de configuración espacial y fractales (McGarigal, 2015; Badii y Landeros, 2007; Turner *et al.*, 2001).

Las métricas de composición del paisaje, generalmente no son explícitas espacialmente, miden lo que está presente y sus cantidades relativas, sin hacer evidente el lugar que ocupan en

el espacio. Ejemplo de estas métricas son la conectividad, riqueza relativa, diversidad y dominancia (Badii y Landeros, 2007; Turner *et al.*, 2001).

Las medidas de configuración espacial, proporcionan información respecto a lo que está presente, la cantidad y la ubicación que ocupan en el espacio. Ejemplo de estas métricas son el tamaño del parche, perímetro, forma y densidad, índice de proximidad, probabilidad de adyacencia y contagio (Turner *et al.*, 2001).

Las métricas de dimensiones fractales se han utilizado como un indicador de la complejidad de los patrones del paisaje, en la comparación de diferentes paisajes y en paisajes abruptos (McGarigal, 2015; Turner *et al.*, 2001)

En la actualidad existen numerosos tipos de software cuyo propósito es realizar los cálculos de métricas de patrón del paisaje que a su vez permiten entender los procesos de fragmentación.

Ejemplos de lo anterior son: GRASS, la primera versión apareció en 1982, fue desarrollado por el Cuerpo de Ingenieros de la marina de los Estados Unidos y el Laboratorio para la Investigación de la Construcción. Trabaja principalmente con formato raster. GRASS es un sistema de información geográfica que dispone de un módulo específico para el análisis de la estructura del paisaje denominado r.li (Baker, 2001). Este software es de libre acceso y se encuentra disponible en la web (<http://grass.osgeo.org/grass71/manuals/r.li.html>).

FRAGSTATS es una de las aplicaciones/software más utilizadas y más completas ya que permite calcular métricas de clase, de parche y de paisaje. Fue desarrollado por McGarigal y Marks (1995) es un paquete de libre acceso y soporta un gran número de formatos raster. La versión más reciente es la 4.2,

(<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>), esta versión contiene una amplia variedad de métodos de muestreo de análisis de sub-paisaje. La principal limitante que presenta es que las métricas se calculan con base en mapas raster haciendo compleja la manipulación y migración de formatos vectoriales a raster. Recientemente, se ha generado un módulo de Fragstats que se ejecuta en la plataforma de ArcGIS 10.0 y versiones superiores (Ryan *et al.*, 2015; Fan and Myint, 2014; Jiang *et al.*, 2014; Gong *et al.*, 2013; Lu and Guldmann, 2012).

PATCH ANALYST (PA) fue desarrollado en el año 1999 por Phil Elkie, Rob Rempel y Angus Carr, con financiamiento del Ministerio de Recursos Naturales de Ontario, Canadá. Es una herramienta poderosa que calcula diversas métricas del paisaje utilizando mapas vectoriales y raster. Los índices de fragmentación pueden ser estimados a nivel de paisaje o por clases (tipos de coberturas). Patch Analyst puede ejecutarse a través de una interfaz de FRAGSTATS o ArcGIS®, lo cual lo convierte en una herramienta fácil de usar (Rempel *et al.*, 2012; Zaragozí *et al.*, 2012; Steiniger y Hay 2009; Mendoza *et al.*, 2005). Es un paquete de libre acceso (<http://www.cnfer.on.ca/SEP/patchanalyst/>), aunque requiere licencia de ArcGIS® para ejecutarlo.

V-LATE fue creado el año 2003 en la Universidad de Salzburgo en Austria, trabaja con formato vectorial y se presenta como una extensión de ArcGis 9.0 y versiones superiores. Calcula un grupo de indicadores que describen la forma, configuración y composición del patrón del paisaje, es un software de libre acceso (<http://arcscripts.esri.com/details.asp?dbid=13898>).

CONEFOR SENSINODE 2.2 (CS22) fue desarrollado por Josep Torné y Santiago Saura de la Universidad de Lleida España. CS22, es un software diseñado para cuantificar la importancia de parches de hábitat para mantener la conectividad del paisaje a través de

estructuras de grafos e índices sobre la disponibilidad de hábitat, es utilizado mayormente para la planificación del paisaje y la conservación (Saura y Torné, 2009). CS22, considera no solo la conectividad estructural (distribución espacial de los parches considerados como hábitat), si no también, considera la conectividad funcional (comportamientos de las especies a la estructura física) (Saura y Torné, 2009; Steiniger y Hay 2009). CS22 puede ser adquirido en la página principal del programa (<http://www.conefor.org/>).

LANDSCAPE FRAGMENTATION TOOL (LFT) es una herramienta que permite asignar los tipos de fragmentación presente por tipos de coberturas terrestre, fue diseñado por Parent (2009) con base en el trabajo de Vogt *et al.* (2007). Los mapas de fragmentación son clasificados en cuatro categorías; parches, bordes, perforado y zonas núcleo (áreas centrales). Esta herramienta se creó para ejecutarse en ArcGIS 9.3 y versiones superiores, LFT se encuentra disponible en el siguiente vinculo (<http://clear.uconn.edu/tools/lft/lft2/index.htm>).

LECOS es un módulo que se ejecuta mediante QGIS (software GIS de libre acceso), se basa en mediciones tomadas de FRAGSTATS, es un proyecto reciente que permite calcular métricas de paisaje a través de mapas raster o vectoriales, debido a que aún se encuentra en desarrollo, la manipulación de información numerosa, en ocasiones resulta inestable (Jung, 2013); <https://plugins.qgis.org/plugins/LecoS/>).

2.2.4 Fragmentación de paisaje

El proceso de fragmentación se entiende como la ruptura de los espacios naturales en unidades más pequeñas y aisladas (Fischer y Lindenmayer, 2007; Geneletti, 2004) es uno de los fenómenos que pone en peligro a la diversidad biológica, causando la pérdida y reducción del tamaño de hábitat y por tanto, incrementando su aislamiento (Fry *et al.*, 2009).

En el estudio realizado por Kupfer *et al.* (2006) se evidencia que la pérdida de hábitat y la fragmentación de los bosques afectan la biodiversidad a través de la reducción de la base de recursos, la subdivisión de las poblaciones y la consecuente alteración de las interacciones entre especies, modifican el microclima y aumentan la presencia de especies invasoras. Esto, potencia las amenazas como el cambio en la biología de las especies, la pérdida de heterocigosidad, el aumento de la endogamia y una mayor afectación por eventos estocásticos (Cristofoli *et al.*, 2010; Fischer y Lindenmayer, 2007).

Los ecosistemas que se han visto más afectados por la fragmentación y pérdida de hábitat son los bosques tropicales, lo cual ha ocasionado la desaparición de numerosas especies vegetales y animales (Challenger, 1998; Mas, 2001; SEMARNAT, 2012). Para México Mas *et al.* (2004) reportó en el periodo de 1976 a 2000 una tasa de deforestación de 0.25% y 0.76% por año para bosques templados y tropicales, respectivamente. Las especies de poblaciones pequeñas son las más sensibles ante el proceso de fragmentación, ya que en general, se disminuye la riqueza con la reducción y degradación del hábitat y aumenta con el incremento de la conectividad (Cristofoli *et al.*, 2010; Montero-Muñoz y Sáenz, 2008).

El impacto que la fragmentación está teniendo sobre los ecosistemas del mundo ha generado preocupación en investigadores del campo de las ciencias naturales y ha fomentado la búsqueda de técnicas que ayuden a esclarecer y orientar sobre la forma más conveniente de abordar el estudio de la fragmentación.

La ecología del paisaje afronta el análisis de la fragmentación a través de la relación de métricas de patrón espacial con procesos ecológicos, lo cual ha ocasionado la generación de un gran número de índices de paisaje que intentan explicar los efectos de la fragmentación (Kupfer *et al.*, 2006; Gergel *et al.*, 2002; Turner, 2001) el enfoque Parche-Corredor-Matriz, puede

resultar un modelo simple de una realidad compleja; sin embargo, una adecuada correlación con otros factores como la expansión urbana, los uso de suelo, el nivel de desarrollo económico, entre otros, pueden proporcionar información suficiente para brindar elementos que ayuden en la planeación y ordenamiento del área de interés.

2.3 MATERIALES Y MÉTODOS

2.3.1 Coberturas de la tierra

Para llevar a cabo el análisis de fragmentación del paisaje multi-temporal se utilizaron las coberturas de la tierra de 1986 y 2013, generadas mediante técnicas de clasificación supervisada de imágenes de satélites (Jensen, 2005; Chuvieco 1995), los procesos utilizados para generar estos insumos se describen ampliamente en el Capítulo 1 del presente trabajo de investigación.

2.3.2 Métricas de Fragmentación del paisaje

Las métricas y herramientas utilizadas fueron necesarias para entender y explicar con mayor claridad la dinámica de fragmentación del paisaje en el área de estudio a lo largo de 27 años. Por lo cual, ninguna de las herramientas son excluyentes, sino complementarias, y cada una aportó diferente información sobre el paisaje.

2.3.2.1 Elementos del paisaje calculados a través de Landscape Fragmentation Tool (LFT)

Mediante LFT 2.0 es posible generar mapas de patrones espaciales con los elementos del paisaje (parches, bordes, zonas núcleo y perforados), esta representación gráfica permite visualizar el estado actual del paisaje.

Los insumos necesarios para generar mapas de fragmentación mediante LFT son: mapas en formato ráster de las coberturas de la tierra reclasificados en dos categorías, 1) engloba las

coberturas que causan fragmentación, para este estudio, se agruparon en cobertura agrícola, asentamientos humanos y pastizal, 2) se concentraron las coberturas con mayor valor ecológico en el área de estudio, selva, bosque de conífera, popal/tular y cuerpos de agua.

Es necesario definir un ancho de borde, este valor varía en función del objetivo o la especie bajo estudio, para propósitos generales de análisis de fragmentación, se recomienda un ancho de borde de 100 m (Parente, 2009; Haddad *et al.*, 2015), éste indica que después de 100 m se considere que las coberturas de interés o de mayor valor ecológico (categoría 2) no son afectadas por las coberturas que causan fragmentación. Este estudio no se enfocó a ninguna especie en particular, por lo cual se utilizó un ancho de borde de 100 m.

Mediante el índice de conectividad se facilita la interpretación de la fragmentación del paisaje, un valor alto de conectividad indica un paisaje poco fragmentado, por el contrario, un valor bajo en el índice de conectividad muestra un paisaje altamente fragmentado.

Para facilitar el análisis y comprensión de los resultados arrojados con el índice de conectividad, se realizó una resta de los índices, la fecha dos (2013) menos la fecha uno (1986), dejando tres categorías, 1) conectividad regresiva: son las áreas que de la fecha uno a la fecha dos perdieron conectividad, incrementándose la fragmentación de las coberturas vegetales, 2) cambio mínimo: son las áreas que presentaron poca variación en el índice de conectividad en ambas fechas, 3) conectividad progresiva: son las áreas que aumentaron su grado de conectividad y con ello la fragmentación disminuyó.

2.3.2.2 Índice de conectividad mediante Conefor Sensinode 2.2 (CS22)

Conefor Sensinode 2.2 se utiliza para generar indicadores de calidad de hábitat y conservación de áreas con mayor valor ecológico dentro del paisaje.

La ejecución de CS22 requiere datos de distancia y nodos de las coberturas consideradas como hábitat. En este trabajo, la cobertura de selva se definió como la más importante ecológicamente y como aquella que se desearía conservar. Para lo anterior, se generó un nuevo archivo vectorial con los polígonos correspondientes a selva mayor a 5 ha, mediante la herramienta “ID Within Distance Parameters” ejecutada bajo ArcGIS®, se obtuvieron los archivos .TXT de distancia euclidiana entre nodos y el valor de atributo para cada nodo, calculado para todos los polígonos de selva mayor a 5 ha.

El método CS22, toma como base los archivos .TXT de nodos y distancias, de los nueve índices de conectividad que se pueden calcular a través de CS22, para este trabajo se eligió el Índice Integral de Conectividad IIC por su siglas en inglés (Integral Index of Conectividad) para un umbral de búsqueda de 1000 m (este umbral indica que parches más allá de 1000 m de distancia se consideran desconectados). IIC es el índice más recomendado para estudios de conectividad (Pascual-Hortal y Saura, 2006; Saura y Pascual-Horta, 2007; Pascual-Horta, 2007), sus valores van de 0 a 1, incrementando conforme existe mejor conectividad. La fórmula que se utiliza para calcular el IIC es:

$$IIC = \frac{\sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^n \frac{a_i * a_j}{1 + nl_{ij}}}{A_L^2} \quad (3)$$

Donde:

IIC = Índice Integral de Conectividad

n = total de número nodos en el paisaje.

a_i y a_j = atributo de nodos i y j.

nl_{ij} = número de eslabones de la ruta más corta (distancia topológica) entre parches i y j.

A_L = máximo atributo del paisaje (es el valor del atributo que correspondería con un parche que cubre todo el paisaje con el mejor hábitat posible).

2.3.2.4 Índices de fragmentación por clases a través de Patch Analyst 5.1 (PA51)

Patch Analyst 5.1 (PA), permite calcular índices a nivel de clases o paisaje, mediante estas métricas es posibles realizar análisis de fragmentación con un mayor sustento estadístico que con las herramientas mencionadas en párrafos anteriores.

El primer paso para generar las métricas de paisaje, es ejecutar el módulo “Create Core Area” de PA51, se debe seleccionar la capa (layer) que contiene la información de las coberturas de la tierra; para este trabajo el análisis se realizó por clase (tipo de cobertura), con un tamaño de buffer de 100 m (se considera área de interior después de los 100 m).

El segundo paso consiste en ejecutar el módulo “Spatial Statistics” el cual calcula los índices por clase o paisaje. Para este trabajo se calcularon cinco índices:

TCAI: Total Core Area Index (Índice de Área Total de Interior), es una proporción de la superficie del área núcleo en todo el paisaje y es igual a cero cuando no hay parches en el paisaje que se puedan considerar como núcleo y se acerca a 100 % cuando la proporción relativa de áreas de interior incrementa en el paisaje.

MPS: Mean Patch Size (Tamaño medio de parches), es el valor promedio de la superficie de todos los parches en el paisaje.

Num P: Number of Patches (Número de parches), número total de parches en el paisaje si el análisis se realizó por paisaje o número de parches por clase, si el nivel de análisis fue por clase o cobertura.

PSCoV: Patch Size Coefficient of Variance (Coeficiente de variación del tamaño de parche), coeficiente de variación de los parches del paisaje.

CA: Class Area (Área interior de las clases), suma de las áreas de los parches que pertenecen a una determinada clase en hectáreas (Rempel *et al.*, 2012).

2.4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.4.1 Elementos del paisaje calculados a través de Landscape Fragmentation Tool

El mapa de los elementos del paisaje muestra que para 1986 el elemento predominante eran las zonas núcleo, seguido de superficies considerados como no selva (categoría uno en la reclasificación de las coberturas), las actividades antrópicas se concentran en mayor cantidad en el norte y noroeste del municipio (Figura 2.1 a).

Para 2013 (Figura 2.1 b), la superficie considerada como bordes aumentó drásticamente, por su parte, las zonas núcleo de mayor superficie disminuyeron, las áreas consideradas como no selva incrementaron en la parte norte y noreste, una de las razones por las cuales se presentó este fenómeno puede deberse a que en esta región se ubica la cabecera municipal que alberga el mayor número de poblaciones dentro del municipio con 41 878 habitantes (PDM, 2012; <http://www.ceieg.chiapas.gob.mx/perfiles/Inicio>).

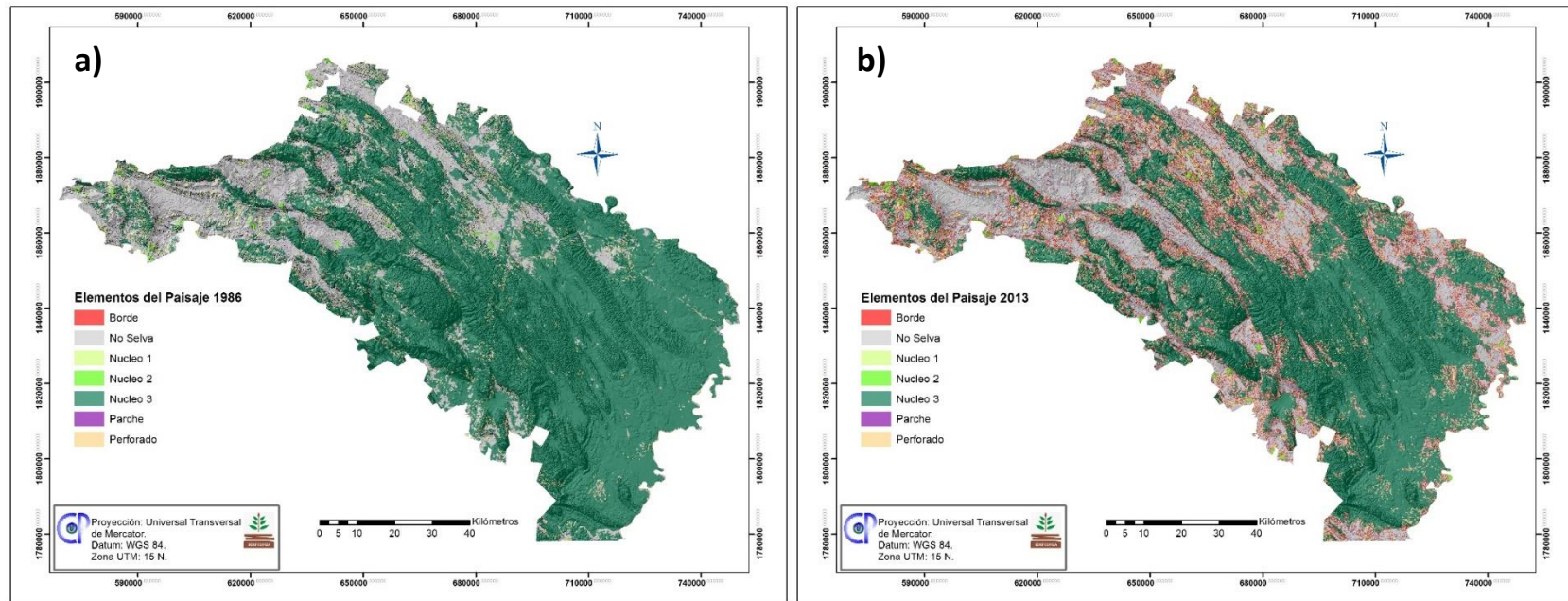


Figura 2.1 Elementos del paisaje del municipio de Ocosingo, Chiapas, a) 1986 y b) 2013.

En el Cuadro 2.1 se puede apreciar que de 1986 a 2013, las áreas consideradas como no selvas pasaron de 16.86% a 28.23% de la superficie total, los elementos del paisaje que siguieron esta tendencia fueron los bordes, parches y perforados, lo anterior indica que el área de estudio a lo largo de 27 años ha sufrido un proceso de fragmentación considerable, por esta razón, las zonas núcleo de mayor tamaño (Núcleo 3) disminuyeron en 17.81%, lo cual ocasionó que la zonas Núcleo 1 y 2 incrementarán, estos resultados concuerdan con los trabajos realizados por Ochoa-Gaona *et al.* (2004) y Cayuela *et al.* (2006) en Los Altos de Chiapas, donde reportan un incremento de la fragmentación principalmente por el uso agrícola, pecuario y la extracción de madera.

Cuadro 2. 1 Superficie y número de polígonos por elementos de paisaje para el periodo 1986-2013 en Ocosingo, Chiapas.

Elementos del paisaje	1986		2013	
	Superficie (ha)	Número de polígonos	Superficie (ha)	Número de polígonos
No Selva	161 496.32	9 619	270 472.39	15 788
Borde	63 887.19	1 337	90 351.76	1 727
Parche	4 191.89	3 722	7 901.82	7 294
Perforado	38 325.48	6 143	59 990.76	9 020
Núcleo 1	9 467.01	4 249	17 919.30	7 568
Núcleo 2	3 597.54	93	4 981.34	136
Núcleo 3	677 067.72	1 129	506 415.78	1 930
Total	958 033.15	26 292	958 033.15	43 463

En términos ecológicos el incremento de superficie considerada como borde y el decremento de las zonas núcleo, indican un aislamiento de los parches de hábitat y en general el deterioro de los procesos y funciones del ecosistema (Forman, 1997, Turner, 2005; Turner *et*

al., 2001) de continuar el proceso de fragmentación podrían incrementarse la pérdida de especies endémicas, el aumento de especies invasoras, la alteración en el régimen hidrológico, entre otros. De acuerdo a los reportes de Carreón (1998), CONANP (2006), García (2009) y Manterola (2011), las especies que se han visto mayormente afectadas por el proceso de fragmentación en la zona de estudio son: el Jaguar (*Panthera onca*), Tapir (*Tapirus bairdii*) y la Guacamaya roja (*Ara macao*). La razón principal, es que estas especies tienen un rango de hábitat extenso, por lo cual son más susceptibles a la fragmentación del paisaje.

Al realizar la comparación de las zonas núcleo con mayor superficie (núcleo 3) para ambas fechas e identificar las áreas donde estas superficies no variaron a lo largo de 27 años (Zona núcleo 3 sin variación) se observa que la mayor pérdida de superficie se dio en áreas cercanas a los centros de población (Figura 2.2). De acuerdo a lo reportado por Lu y Gulmann (2012), los centros urbanos actúan como atractores de población, y la densidad de población tiene fuerte impacto sobre los usos del suelo que en consecuencia causan un aumento en la fragmentación. En este caso, el municipio de Ocosingo ocupa el tercer lugar entre los municipios con más habitantes del estado de Chiapas, superado únicamente por Tuxtla Gutiérrez y Tapachula (INEGI, 2011). El X censo de población y vivienda realizado en 1980 reportó para el municipio una población total de 69 757 personas (INEGI, 1983) y para 2010 existían 198 877² personas y en 2013 el gobierno del estado de Chiapas reportó una población total para el municipio de 202 656 habitantes³.

²<http://www.microrregiones.gob.mx/catloc/Default.aspx?buscar=1&tipo=nombre&campo=mun&valor=ocosingo&varent=>

³ <http://www.haciendachiapas.gob.mx/marco-juridico/Estatal/informacion/Lineamientos/Normativos/2013/XXIII-Estadistica-Poblacion.pdf>

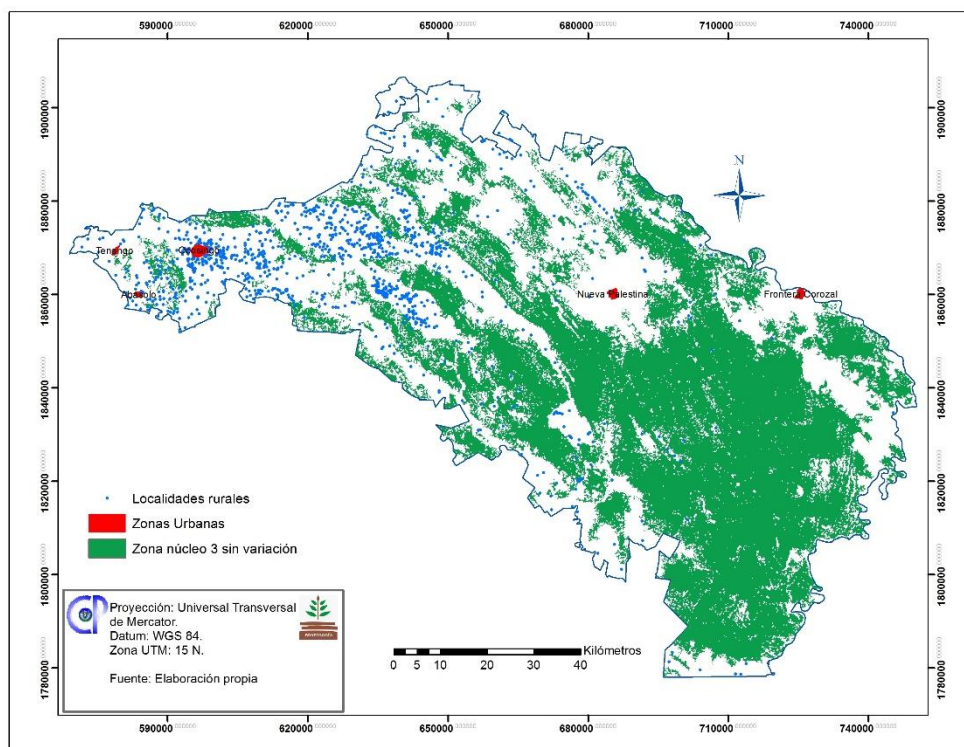


Figura 2.2 Zona núcleo con mayor superficie en 1986 y 2013 para el municipio de Ocosingo, Chiapas.

2.4.2 Índice de conectividad mediante Conefor sensinode 2.2

El índice de conectividad muestra la necesidad de realizar una planeación del territorio, ya que a lo largo de 27 años el nivel de conectividad del elemento de mayor valor ecológico (selva) dentro del paisaje ha disminuido, lo cual ha derivado en la disminución de la cantidad y calidad de los servicios ambientales, ocasionando la alteración de los procesos y funciones del ecosistema (Cayuela *et al.*, 2006; Ochoa-Gaona *et al.*, 2004).

En México la principal herramienta que el gobierno ha implementado para la conservación y cuidado del ambiente es la creación de Áreas Naturales Protegidas (ANP), actualmente la CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas) administra 177 áreas naturales de tipo federal y 369 Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación,

cubriendo en total una superficie de 26 032 755.17 ha⁴. De este total, en la superficie de las ANP's federales, el 60% corresponde a propiedad social, el 20% a propiedad pública y cerca del 12% a propiedad privada (Bezaury-Creel *et al.*, 2009). Las ANP's para el caso de México han representado desde 1876 un conflicto social, ya que se han establecido en territorios con una gran riqueza natural, pero también son espacios ocupados por pobladores con grandes riquezas culturales.

Si bien las ANP's han contribuido poco en la conservación y preservación de las culturas (Bezaury-Creel *et al.*, 2009), si han ayudado a mantener y conservar los diferentes ecosistemas en donde se han asentado, tal como se evidencia en este trabajo, ya que aún cuando la mayor parte del territorio del municipio presenta conectividad regresiva, la Figura 2.3 muestra que las ANP's están ayudando a mantener y aumentar la conectividad de los remanentes de vegetación nativa, por lo cual, se puede decir que estas están desempeñando un papel importante en la conservación de la selva. Estos resultados concuerdan con lo obtenido por Bezaury-Creel *et al.* (2009) quienes reportan que el 56.8% de las ANP's federales y 57.1% de las estatales presentan una menor tasa de pérdida de vegetación primaria y menor tasa de crecimiento de superficies transformadas (área agrícola, pastizal inducido, plantaciones forestales y asentamientos humanos).

⁴ http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/

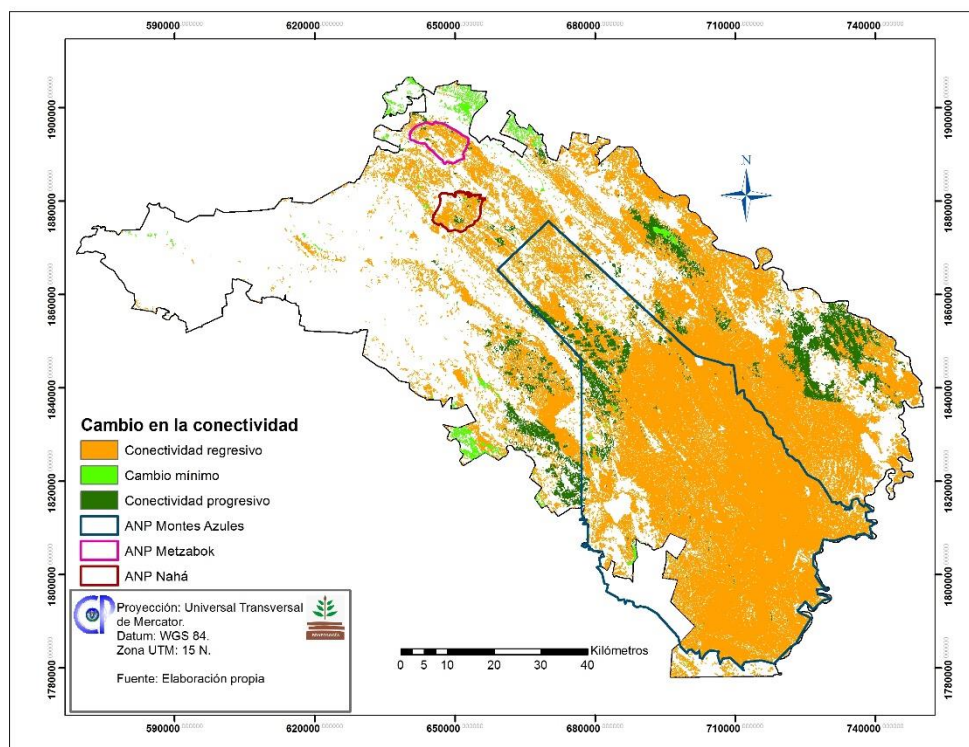


Figura 2.3 Cambio en la conectividad del paisaje utilizando CS22 para el municipio de Ocosingo, Chiapas.

Para incrementar la conectividad del paisaje en el municipio se requiere tener un mayor control de las actividades agrícolas, pecuarias y del crecimiento urbano, ya que estas son las principales actividades que han generado un cambio drástico en la vegetación del municipio (Cayuela *et al.*, 2006; Ochoa-Gaona *et al.*, 2004). En 1990, el municipio contaba con una población económicamente activa de 31 366⁵, para 2013 la cifra fue de 50 581⁶. Por su parte, la población económicamente activa en el sector primario en 1990 era de 26 068⁷ y para 2010 fue

⁵ <http://www.cdi.gob.mx/cedulas/1990/CHIA/07059-90.pdf>

⁶ http://www.inegi.org.mx/sistemas/consulta_resultados/iter2010.aspx

⁷ <http://www.cdi.gob.mx/cedulas/1990/CHIA/07059-90.pdf>

de 33 484⁸, lo anterior indica que más del 50% de la población económicamente activa del municipio está inserta en el sector primario.

Los esfuerzos de conservación del ambiente se deben centrar en las áreas que presentan conectividad progresiva y cambio mínimo, ya que en estas zonas los costos por los trabajos de restauración pueden ser más altos, por otra parte, en las zonas con conectividad regresiva se recomienda incrementar la conectividad del paisaje mediante la creación de corredores biológicos.

2.4.3 Índices de fragmentación a través de Patch analyst

Los índices calculados para las coberturas de la tierra muestran que en 1986 la cobertura de selva se encontraba en un estado de mayor conservación y con menor efecto de fragmentación, el grado de compactación de las coberturas con mayor valor ecológico era más alto, ya que presentaba un valor de TCAI de 74.44% para 1986 y de 67.03% en 2013, el caso de los bosques de coníferas el TCAI revela que esta cobertura incrementó en superficie, esta tendencia la siguieron las coberturas de pastizal, agrícola y asentamientos humanos, en las cuales el grado de compactación aumentó, por su parte, la cobertura de popal/tular presentó un cambio mínimo a lo largo de 27 años (Figura 2.4).

⁸ <http://www.ceieg.chiapas.gob.mx/home/informacion-estadistica/?maccion=17>

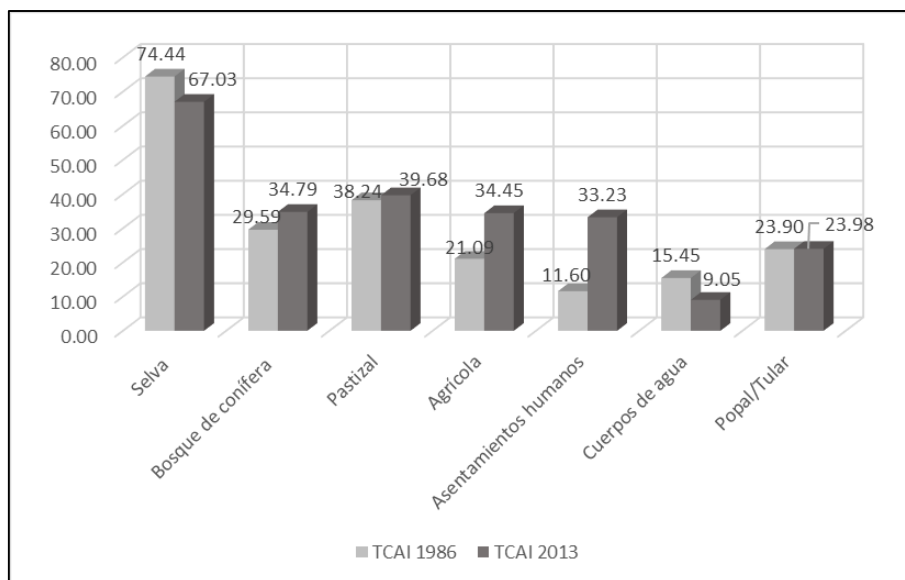


Figura 2.4 Índice de área total de interior (TCAI) para las coberturas de 1986 y 2013 en el municipio de Ocosingo, Chiapas.

Los valores del tamaño medio del parche (Figura 2.5) evidencian que en el municipio de Ocosingo el proceso de fragmentación ha sido un fenómeno que ha degradado la cobertura vegetal nativa, en 1986 la selva presentaba un MPS de 78.31 ha y para 2013 el tamaño medio del parche fue de 9.06 ha, por su parte, los bosques de coníferas y la cobertura de popal/tular se mantuvieron con una variación mínima en el tamaño medio de parche. Las coberturas de pastizal, agrícola y asentamientos humanos fueron los que presentaron un mayor aumento en el valor de MPS, lo cual indica que las coberturas asociadas a las actividades ganaderas, agricultura y el crecimiento de la población son las que han acelerado la fragmentación de las coberturas nativas, los cuerpos de agua han disminuido en menor grado el tamaño medio de parche, pasando de un MPS de 17.39 ha a 13.25 ha.

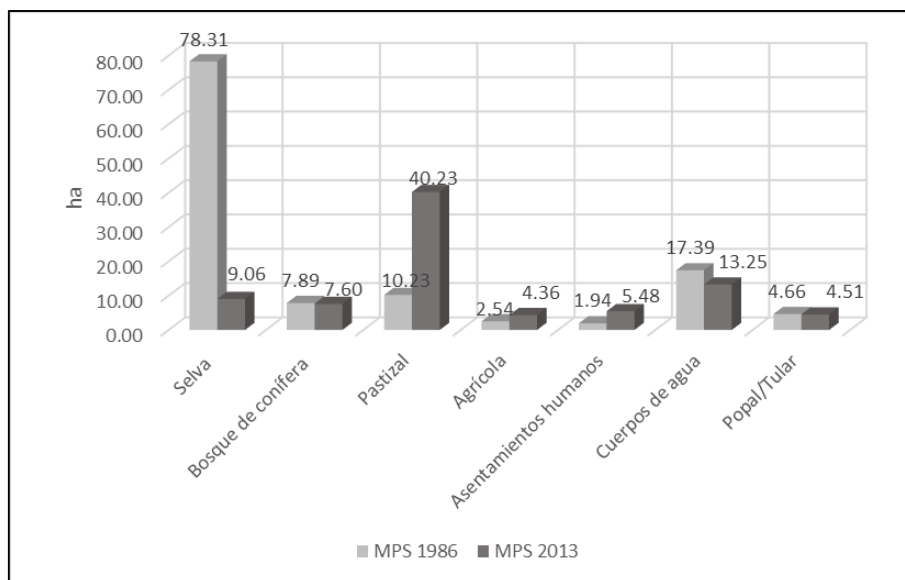


Figura 8.5 Tamaño medio de parches (MPS) para las coberturas de 1986 y 2013 en el municipio de Ocosingo, Chiapas.

El aumento en Num P evidencia el proceso de fragmentación que han sufrido las coberturas vegetales del municipio, ya que en 1986 éstas eran compactas, como es el caso de selva y popal/tular y para 2013 se encuentran altamente fraccionadas; en el caso de selva pasó de 6 084 a 7 711 parches. En segundo lugar Num P muestra el incremento en superficie de las clases de bosque de coníferas, pastizal, agrícola, asentamientos humanos y cuerpos de agua (Figura 2.6) y la disminución en superficie de popal/tular.

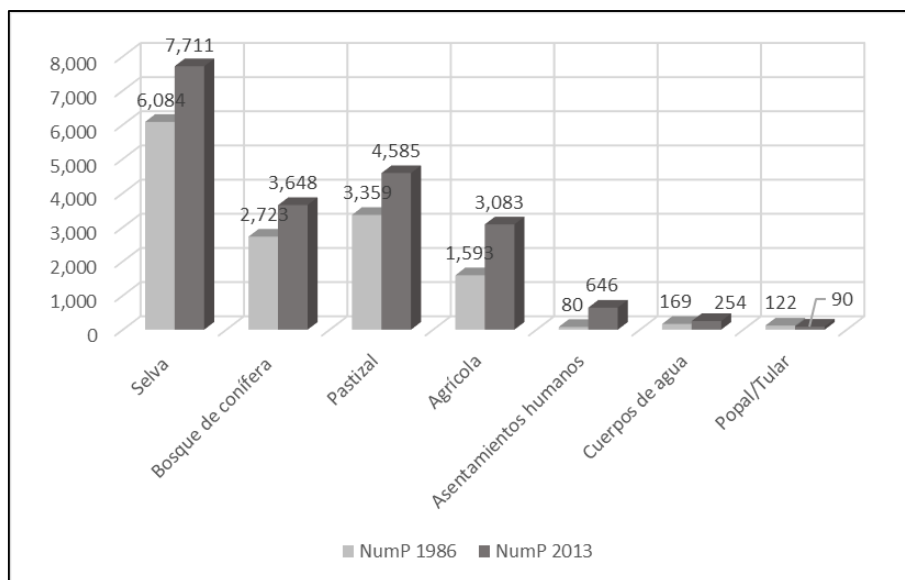


Figura 2.6 Número de parche (Num P) en el paisaje del municipio de Ocosingo, Chiapas para 1986 y 2013.

Los valores mayores de PSCoV indican una mayor variación en el tamaño de parche y por lo tanto una mayor heterogeneidad, en el área de estudio, excepto en los bosques de coníferas todas las coberturas presentan un incremento en el valor de PSCoV (Figura 2.7). Los bosques de coníferas aumentaron su superficie y también su grado de compactación; esto puede deberse a las políticas de desarrollo forestal que se han aplicado en los últimos años en el estado de Chiapas. En 2011 la CONAFOR apoyó una superficie de 8 505 ha para realizar reforestación en ecosistemas templados; mientras que para ecosistemas tropicales, otorgó apoyos para 9 789 ha. En 2012, la superficie reforestada en ecosistemas templados fue de 8 704 y en ecosistemas tropicales fue de 8 381 ha (CONAFOR, 2014; CONAFOR, 2011); estas cifras revelan que en los últimos años se ha fomentado la reforestación y plantación de especies de clima templado, favoreciendo principalmente a los bosques de coníferas.

El incremento de áreas de bosque de coníferas de forma indirecta puede favorecer la protección de la selva, ya que al tenerse una alternativa principalmente de recurso maderable se

deja de ejercer presión sobre los recursos provenientes de la selva. En los últimos años la principal producción maderable del estado de Chiapas se basa en especies de coníferas (*Pinus oocarpa*, *P. Maximinoii*, *P. teocote*, *P. devoniana* y *P. oaxacana*), el Boletín económico 2013⁹ del estado de Chiapas reportó para el 2011 una producción de 166 709 m³r de madera de coníferas y 18 874 de madera tropical (*Cedrela odorata*, *Roseodendron donnell-smithii*, *Aspidosperma megalocarpum*, *Enterolobium cyclcarpum*, *Hevea brasiliensis*), por su parte, el Anuario Estadístico de la Producción Forestal¹⁰ reportó para 2013 un producción de 190 562 m³r de madera de coníferas y 36 422 m³r de especies tropicales, lo cual confirma que el aprovechamiento forestal de especies de coníferas en el estado ha ido en aumento.

En la actualidad la restauración ambiental no es considerada como una prioridad en las políticas ambientales del país, instituciones como SEMARNAT y CONAFOR han impulsado acciones de reforestación y conservación y restauración de suelos como principales medios para alcanzar la restauración, sin embargo estas acciones no han sido suficientes y han tenido poco impacto en la recuperación de los ecosistemas degradados, la sobrevivencias reportadas en los últimos años oscilan entre el 40 y 50% (CONAFOR, 2014; CONAFOR, 2011; Carabias *et al.*, 2007).

Para el caso del municipio de Ocosingo una actividad que puede favorecer la restauración de la selva más que la reforestación es la planeación del uso del territorio y la exclusión de zonas de alto valor ecológico de actividades como la ganadería y agricultura.

⁹http://www.ceieg.chiapas.gob.mx/home/wp-content/uploads/downloads/productosdgei/info_estadistica/BECH/BECH_Dic_2013.pdf

¹⁰ http://www.semarnat.gob.mx/sites/default/files/documentos/forestal/anuarios/anuario_2013.pdf

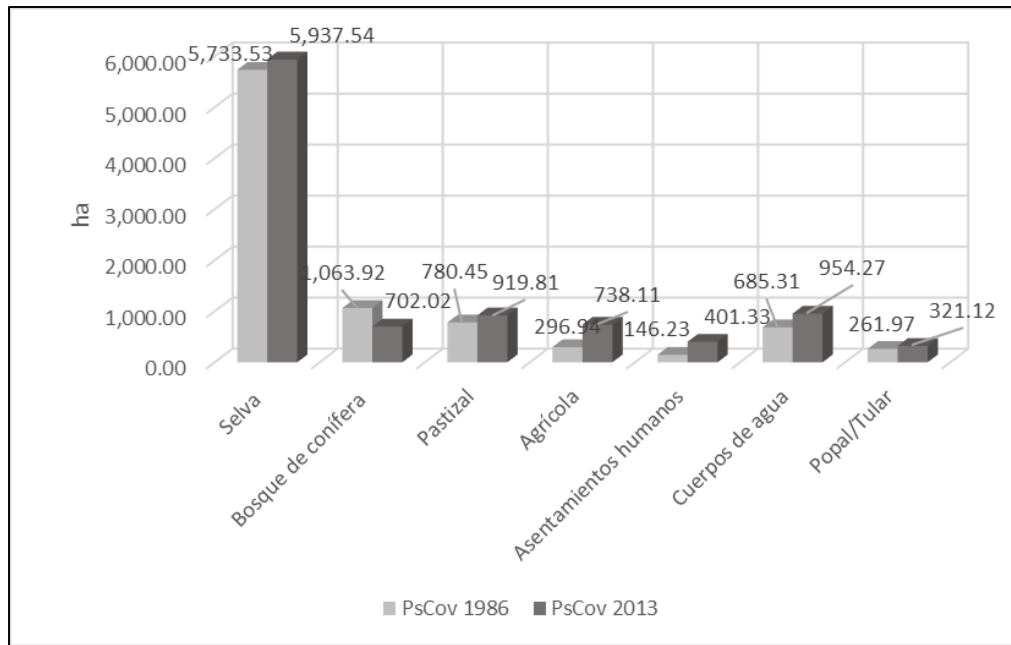


Figura 2.7 Coeficiente de variación del tamaño de parche (PSCoV) para 1986 y 2013 en el municipio de Ocosingo, Chiapas.

En selva y popal/tular el área interior de la clase disminuyó, revelando que de 1986 a 2013 las zonas núcleo o sin efecto de borde se redujeron, para el caso de selva en 2013 solo se conservó 310 202.47 ha, la pérdida de la selva en la región a partir de la década de los 70's ha ido en aumento. Ortiz-Espejel y Toledo (1998) reportaron una tasa de deforestación anual para la selva Lacandona de 4.5%, mientras que Cayuela *et al.* (2006) reportó para los periodos 1975-1990 y 1990-2000 una tasa deforestación anual para la región de los altos de Chiapas de 1.3 y 4.8%, respectivamente. Para el caso de coberturas pastizal, agrícola, asentamientos humanos y cuerpos de agua, el área interior de la clase muestra un aumento, lo que revela el incremento de la superficie de estas coberturas (Figura 2.8).

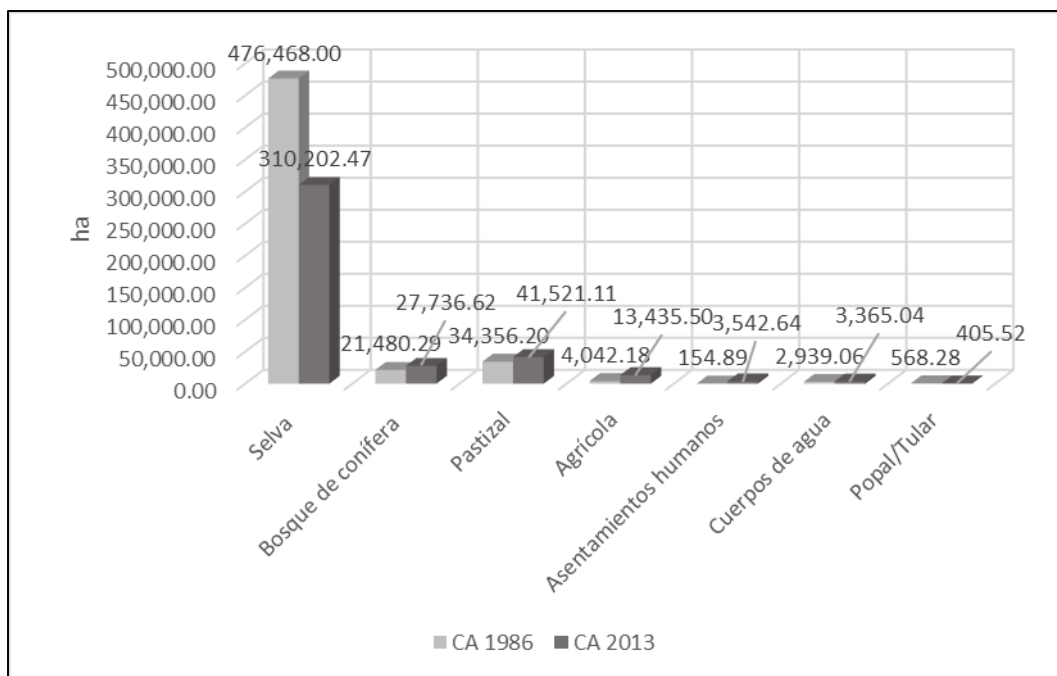


Figura 2.8 Área interior de las coberturas (CA) para 1986 y 2013 en Ocosingo, Chiapas.

2.5 CONCLUSIÓN

En 27 años la cobertura vegetal nativa del municipio de Ocosingo ha sufrido un proceso de fragmentación considerable, causado principalmente por la agricultura, la ganadería y el incremento de los centros de población.

Las tres herramientas utilizadas en el cálculo de las métricas de fragmentación del paisaje aportaron información relevante respecto a la degradación del medio natural, Landscape Fragmentation Analysis 2, permitió identificar las zonas con mayor degradación dentro del municipio, las cuales se concentran en el norte y noroeste del municipio. Conefor sensinode 2.2 evidenció que la conectividad de la selva es mayormente de tipo regresivo. Los cinco índices calculados mediante Patch Analyst muestran que la cobertura de selva fue la que perdió mayor zona núcleo; por su parte, las áreas agrícolas, de pastizales, los asentamientos humanos y el bosque de coníferas fueron las coberturas que aumentaron la superficie sin un aparente efecto de borde.

2.6 LITERATURA CITADA

Badii, M. H. and J. Landeros. 2007. Measurement of the landscape fragmentation and its relation with sustainability. *International Journal of Good Conscience*. 2(1): 26-38

Baker, W. L. 2001. The r.le Programs Version 5.0. Department of Geography and Recreation University of Wyoming Laramie, Wyoming 82071 U.S.A.

Bezaury-Creel, J. y D. Gutiérrez Carbonell. 2009. Áreas naturales protegidas y desarrollo social en México En: *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México, pp. 385-431.

Carreón A., G. 1998. Taller Trinacional de la Guacamaya Escarlata. *Gaceta Bimensual Ecosur*. N. 7. San Cristóbal de las Casas, Chiapas.

Carabias, J., V. Arriaga y V. Cervantes G. 2007. Las Políticas Públicas de la Restauración Ambiental en México: Limitantes, Avances, Rezagos y Retos. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 80: 85-100.

Cayuela, L., J. M. Rey B. and C. Echeverría. 2006. Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975–2000). *Forest Ecology and Management*. 226: 208–218.

Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México, pasado, presente y futuro. CONABIO/Instituto de Biología, UNAM, México D.F. 847p.

Chuvieco, E. 1995. *Fundamentos de Teledetección Espacial*. 2ª ed. Ediciones RIALP, S. A. Madrid, España. 449 p.

Collinge, S. K. 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning*. 36: 59-77.

CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2012. Evaluación complementaria del PROCOREF Ejercicio Fiscal 2011. Universidad Autónoma Chapingo. 293 p.

http://www.semarnat.gob.mx/archivosanteriores/programas/evaluaciones/2013/Documents/complementarias/Evaluacion_Complementaria_PROCOREF_S122.pdf (Consulta: enero 2015).

CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2014. Informe Final de Resultados del Monitoreo y Evaluación Complementaria de los apoyos de Reforestación y Suelos 2012. Universidad Autónoma Chapingo. 276 p.

http://www.semarnat.gob.mx/sites/default/files/documentos/programas/evaluaciones/2014/complementarias/informe_final_de_monitoreo_reforestacion.pdf (Consulta: marzo 2015).

Cristofoli, S., A. Monty and G. Mahy. 2010. Historical landscape structure affects plant species richness in wet heathlands with complex landscape dynamics. *Landscape and Urban Planning*. 98: 92-98.

De Groot, R. S., M. Stuij, M. Finlayson and N. Davidson. 2006. Valuing wetlands: guidance for valuing the benefits derived from wetland ecosystem services, Ramsar Technical Report No. 3/CBD Technical Series No. 27. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland & Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Canada. ISBN 2-940073-31-7.

Ellis, E. C., K. K. Goldewijk, S. Siebert, D. Lightman, and N. Ramankutty. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecol. Biogeogr.* 19: 589-606.

Fan, C., and S. Myint. 2014. A comparison of spatial autocorrelation indices and landscape metrics in measuring urban landscape fragmentation. *Landscape and Urban Planning*. 121: 117-128.

Forman, R. 1997. *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press. New York, U.S.A. 632 p.

Forman, R. T. T., and M. Godron. 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *Bioscience*. 31 (10): 733-740.

Fischer, J., and D. B. Lindenmayer. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecol. Biogeogr.* 16: 256-280.

Fry, G., M. S. Tveit, A. Ode and M. D. Velarde. 2009. The ecology of visual landscapes: Exploring the conceptual common ground of visual and ecological landscape indicators. *Ecological Indicators*. 9: 933-947.

García F., L. (2009) Un enfoque filogeográfico para la conservación de poblaciones de *Ara macao cyanoptera*. Tesis Maestría. Instituto de Ecología A.C. Xalapa, Veracruz, México. 84 p.

Geneletti, D. 2004. Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 5: 1-15.

Gergel, S. E., M. G. Turner, J. R. Miller, J. M. Melack and M. H. Stanley. 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquat. Sci.* 64: 118-128.

Gong, C., S. Yu, H. Joesting and J. Chen. 2013. Determining socioeconomic drivers of urban forest fragmentation with historical remote sensing images. *Landscape and Urban Planning*. 117: 57-65.

Haddad, N. M., L. A. Brudvig, J. Clobert, K. F. Davies, A. Gonzalez, R. D. Holt, T. E. Lovejoy, J. O. Sexton, M. P. Austin, C. D. Collins, W. M. Cook, E. I. Damschen, R. M. Ewers, B. L. Foster, C. N. Jenkins, A. J. King, W. F. Laurence, D. J. Levey, C. R. Margules, B. A. Melbourne, A. O. Nicholls, J. L. Orrock, S. Dan-Xia and J. R. Townshend. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci. Adv.* 1500052.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 1983. X Censo General de Población y Vivienda, 1980. Estado de Chiapas Volumen I Tomo 7, México, 1983.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2011. Principales Resultados del Censo de Población y Vivienda 2010: Chiapas/Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.

http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/censos/poblacion/2010/princi_result/chis/07_principales_resultados_cpv2010.pdf (Consulta: enero 2015).

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2012. Panorama agropecuario en Chiapas. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. 28 p.

Jensen, J. R. 2005. *Introductory digital image processing: a remote sensing perspective*. John R, Jensen 3rd ed. 316 p.

Jiang, P., L. Cheng, M. Li, R. Zhao and Q. Huang. 2014. Analysis of landscape fragmentation processes and driving forces in wetlands in arid areas: A case study of the middle reaches of the Heihe River, China. *Ecological Indicators*. 46: 240-252.

Jung, M. 2013. LecoS - A QGIS plugin for automated landscape ecology analysis. *PeerJ PrePrints* 1:e116v2. <https://peerj.com/preprints/116v2/> (Consulta: mayo 2015).

Kupfer, J. A., G. P. Malanson and S. B. Franklin. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecol. Biogeogr.* 15: 8-20.

Lu, J. and J. M. Guldman. 2012. Landscape ecology, land-use structure, and population density: Case study of the Columbus Metropolitan Area. *Landscape and Urban Planning.* 105: 74-85.

Mace, G. M., K. Norris and A. H. Fitter. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution.* 27: 19-26.

Mendenhall, C. D., G. C. Daily and P. R. Ehrlich. 2012. Improving estimates of biodiversity loss. *Biological Conservation.* 151: 32-34.

Manterola, C., D. A. Conde, F. Colchero, A. Rivera, E. Huerta, A. Soler y E. Pallares. 2011. El jaguar como elemento estratégico para la conservación. CONABIO, Serie Acciones/Número 8. 130 p.

Mas C., J. F. 2001. Fragmentación de hábitats y evaluación de la biodiversidad en la región Los Petenes, Campeche. Universidad Autónoma de Campeche. Centro de Ecología Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. Q026. México D. F.

Mas, Jean François, A. Velázquez, J. R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, C. Alcántara, G. Bocco, R. Castro, T. Fernández and A. Pérez-Vega. 2004. Assessing land use/cover changes: a nationwide multirate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation.* 5: 249-261.

McGarigal, K. 2015. FRAGSTATS HELP 4.4.

<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf> (Consulta: mayo 2015).

McGarigal, K. and B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS 2.0, Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure.

<http://www.umass.edu/landeco/pubs/mcgarigal.marks.1995.pdf> (Consulta: abril 2015)

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

Montero-Muñoz, J. y J. C. Sáenz. 2008. Riqueza, abundancia y diversidad de murciélagos en diferentes hábitats y su relación con la forma y el tamaño de los fragmentos en una zona de bosque seco tropical de Costa Rica. In: *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. (eds.) Harvey C. A. y J. C. Sáenz. 2008. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio. Pp: 351-372.

Nagendra, H., D. K. Munroe, and J. Southworth. 2004. From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 101: 111-115.

Ochoa-Gaona, S., M. González-Espinosa, J. A. Meave and V. Sorani-Dal Bon. 2004. Effect of forest fragmentation on the woody flora of the highlands of Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 13: 867-884.

Ortiz-Espejel, B. y V. M. Toledo. 1998. Tendencias en la deforestación de la selva Lacandona (Chiapas, México): el caso de las Cañadas. *Interciencia*. 23: 318-327.

Parent, J. 2009. Landscape Fragmentation Analysis. Center for Land use Education and Research (www.clear.uconn.edu), and the Department of Natural Resources and the Environment at the University of Connecticut (<http://www.nrme.uconn.edu/>).

PDM (Plan de Desarrollo Municipal). 2012. Plan de Desarrollo Municipal 2012-2015. H. Ayuntamiento de Ocosingo. Ocosingo, Chiapas. 175 p.
<http://www.ordenjuridico.gob.mx/Documentos/Estatal/Chiapas/Todos%20los%20Municipios/wo86596.pdf> (Consulta: noviembre 2014)

Pascual-Hortal, L. and S. Saura. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*. 21: 959-967.

Redford, J. Q. and A. F. Bennett. 2007. The relative importance of landscape properties for woodland birds in agriculture environments. *Journal of Applied Ecology*. pp. 737-747.

Rempel, R. S., D. Kaukinen and A. P. Carr. 2012. Patch Analyst and Patch Grid. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario.

Ruedas, G., D. Marcelo, D. Armenteras, N. Rodríguez, M. Morales, L. C. Delgado y A. Sarmiento. 2007. Biodiversidad y actividad humana: relaciones en ecosistemas de bosque subandino en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., Colombia. 128 p.

Ryan, S. J., J. Southworth, J. Hartter, N. Dowhaniuk, R. K. Fuda and J. E. Diem. 2015. Household level influences on fragmentation in an African park landscape. *Applied Geography*. 58: 18-31.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2012. Informe de la situación del medio ambiente en México: Compendio de Estadísticas Ambientales Indicadores Clave y de Desempeño Ambiental. Tlalpan, México D. F.

http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_12/pdf/Informe_2012.pdf (Consulta: febrero 2015).

Steiniger, S. and G. H. Hay. 2009. Free and open source geographic information tools for landscape ecology. *Ecological Informatics*. 4: 183-195.

Saura, S. and L. Pascual-Hortal. 2007. Software for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity through graphs and habitat availability indices. University of Lleida. 56 p.

Saura, S. and J. Torné. 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* 24: 135-139.

SMN (Servicio Meteorológico Nacional). 2010. Normales Climatológicas 07029 y 07122. HTTP://SMN.CNA.GOB.MX/INDEX.PHP?OPTION=COM_CONTENT&VIEW=ARTICLE&ID=42&ITEMID=75 (Consulta: enero 2015).

Turner, M. G., R. H. Gardner and R. V. O'Neill. 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice*. New York: Springer-Verlag. pp 401.

Turner, M. G. 2005. Landscape ecology: What Is the State of the Science?. *Annual reviews in advance*. pp 319-344.

Vogt, P., H. K. Riitters, C. Estreguil, J. Kozak, G. T. Wade and D. J. Wickham. 2007. Mapping spatial patterns with morphological image processing. *Landscape Ecol.* 22:171-177.

Zaragozí, B., A. Belda, J. Linares, J. E. Martínez-Pérez, J. T. Navarro and J. Esparza. 2012.
A free and open source programming library for landscape metrics calculations. *Environmental
Modelling & Software*. 31: 131-140.

CAPÍTULO 3

3.1 CONCLUSIONES GENERALES

La biodiversidad juega un papel clave en todos los niveles de jerarquía de los servicios ecosistémicos, ya que es la principal reguladora de los diferentes procesos que ocurren en el ecosistema (Mace *et al.*, 2012); en particular, los ecosistemas tropicales poseen un alto valor ecológico, sin embargo, son uno de los ecosistemas más amenazados. En el caso de México, actividades como la agricultura, la ganadería y la tala clandestina han acelerado el proceso de degradación de estas regiones (Cayuela *et al.*, 2006; Mendenhall *et al.*, 2012), aunado a esto, la mayor población que habita estas regiones pertenece a algún grupo indígena con los mayores índices de pobreza cuyo medio principal de sobrevivencia es el uso de sus recursos naturales (CONABIO, 2006; INEGI, 2011).

Ocosingo es el municipio más grande del estado de Chiapas, sus principales actividades productivas son la ganadería y la agricultura (INEGI, 2012), estas actividades han acelerado el proceso de pérdida de las coberturas vegetales nativas, tal como lo reportan Ochoa-Gaona *et al.* (2004); la pérdida de vegetación nativa a escala local tiende a reducir la riqueza de especies nativas (Fischer and Lindenmayer 2007), disminuyen la riqueza mineral del suelo, reducen la infiltración del agua y la recarga de acuíferos (Fry *et al.*, 2009; Geneletti, 2004).

El presente trabajo tuvo como objetivo determinar la variación en el espacio y tiempo del proceso de fragmentación e identificar las posibles causas y consecuencias en el estado de degradación de los ecosistemas del municipio de Ocosingo, Chiapas.

Los resultados muestran que mediante el uso de herramientas de SIG y percepción remota es posible generar información precisa y detallada de las diferentes coberturas de la tierra de las zonas tropicales, además de servir como base para estudios como la dinámica de cambio

de los diferentes usos del suelo y análisis del efecto de la fragmentación de los remanentes de bosque tropical con los que cuenta México. Para el caso del municipio de Ocosingo, mediante imágenes de satélite fue posible mapear siete coberturas terrestres (pastizal, agrícola, asentamientos humanos, cuerpos de agua, selva, popal/tular y bosque) que sirvieron de base para el cálculo de métricas de fragmentación, las cuales revelaron que a lo largo de 27 años la cobertura vegetal nativa del municipio ha sufrido un proceso de degradación considerable, ya que de 1986 a 2013 las áreas consideradas como no selva aumentaron en 11.37%, causados principalmente por la agricultura, la ganadería y el incremento de los centros de población. Por otra parte, los valores de TCAI y MPS confirman que las coberturas vegetales nativas del municipio han enfrentado un fuerte proceso de fragmentación, ya que para el caso de la selva, de 1986 a 2013 el valor de TCAI y MPS disminuyeron 7.41% y 69.25%, respectivamente. Por su parte, el número de parches incrementó 21%. Actividades como la planeación del uso del territorio y la exclusión de zonas de alto valor ecológico de actividades como la ganadería y agricultura pueden favorecer la recuperación del medio natural del municipio.

3.2 LITERATURA CITADA

Cayuela, L., J. M. Rey B. and C. Echeverría. 2006. Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975–2000). *Forest Ecology and Management*. 226: 208–218.

CONABIO (Comisión Nacional Para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2006. *Capital natural y bienestar social*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 71 p.

Fischer, J. and D. B. Lindenmayer. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecol. Biogeogr.* 16: 256-280.

Fry, G., M. S. Tveit, A. Ode and M. D. Velarde. 2009. The ecology of visual landscapes: Exploring the conceptual common ground of visual and ecological landscape indicators. *Ecological Indicators*. 9: 933-947.

Geneletti, D. 2004. Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 5: 1-15.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2011. *Principales Resultados del Censo de Población y Vivienda 2010: Chiapas/Instituto Nacional de Estadística y Geografía*. México.

http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/censos/poblacion/2010/princi_result/chis/07_principales_resultados_cpv2010.pdf (Consulta: enero 2015).

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2012. *Panorama agropecuario en Chiapas*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. 28 p.

Mace, G. M., K. Norris and A. H. Fitter. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution*. 27: 19-26.

Mendenhall, C. D., G. C. Daily and P. R. Ehrlich. 2012. Improving estimates of biodiversity loss. *Biological Conservation*. 151: 32-34.

Ochoa-Gaona, S., M. González-Espinosa, J. A. Meave and V. Sorani-Dal Bon. 2004. Effect of forest fragmentation on the woody flora of the highlands of Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 13: 867-884.